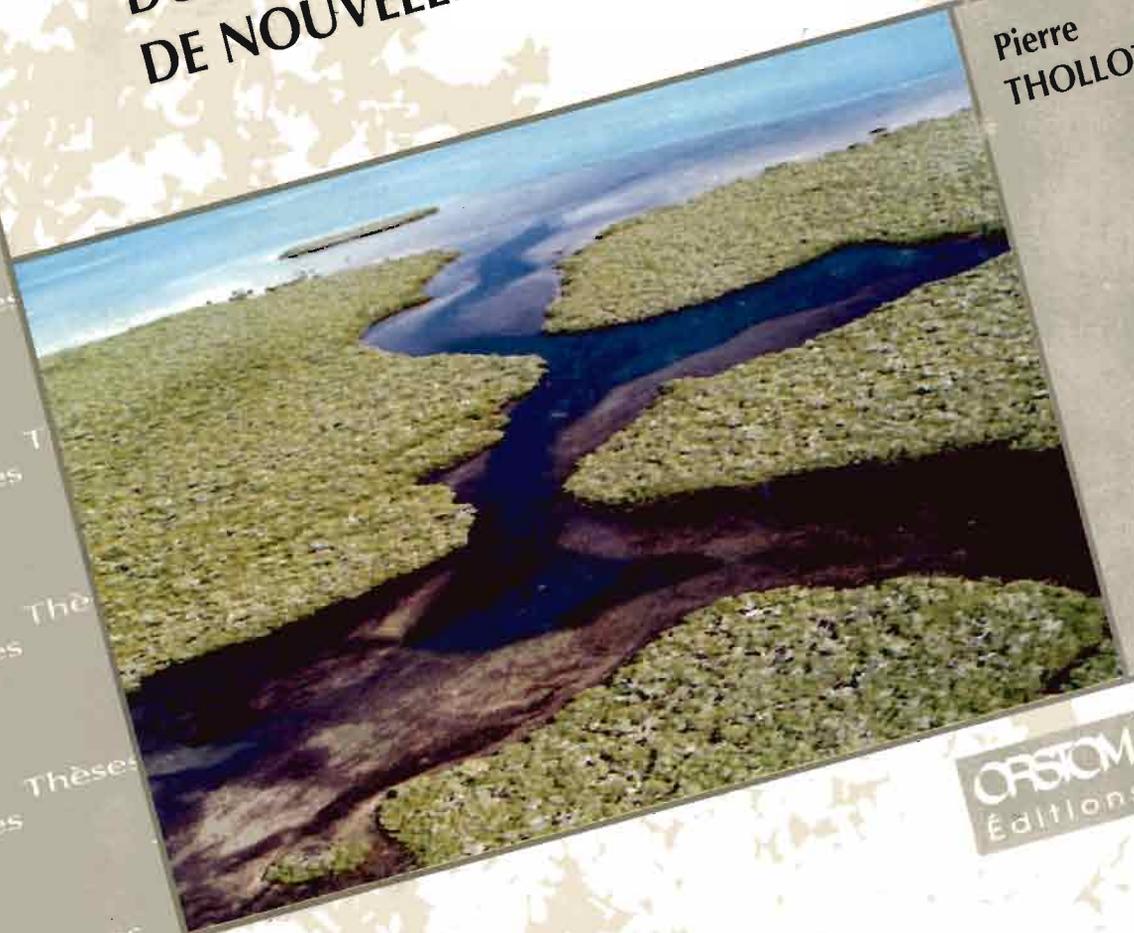




**LES POISSONS DE MANGROVE
DU LAGON SUD-OUEST
DE NOUVELLE-CALÉDONIE**

**Pierre
THOLLOT**



**ORSTOM
Éditions**

Pierre THOLLOT

**LES POISSONS DE MANGROVE
DU LAGON SUD-OUEST
DE NOUVELLE-CALÉDONIE**

ORSTOM Éditions

INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE SCIENTIFIQUE POUR LE DÉVELOPPEMENT EN COOPÉRATION

Collection **ÉTUDES et THÈSES**

PARIS 1996

Cet ouvrage a fait l'objet d'une thèse de doctorat (nouveau régime) soutenue le 31 janvier 1992 à l'Université d'Aix-Marseille II (Centre Océanologique de Marseille - Observatoire des Sciences de l'Univers) pour obtenir le grade de Docteur en Océanologie.

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les «copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective» et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, «toute représentation ou reproduction intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite» (alinéa 1^{er} de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

SOMMAIRE

SOMMAIRE	3
RESUME - ABSTRACT	4
INTRODUCTION	5
<i>Premier chapitre</i>	
PRESENTATION DE L'ECOSYSTEME ETUDIE	
1.- LES MANGROVES	9
2.- LA NOUVELLE-CALEDONIE.....	13
3.- LES MANGROVES DE NOUVELLE-CALEDONIE	18
<i>Deuxième chapitre</i>	
CARACTERISATION DU MILIEU	
1.- INTRODUCTION	25
2.- TELEDETECTION DES MANGROVES DU LAGON SUD-OUEST.....	25
3.- LES PARAMETRES DU MILIEU	34
4.- CONCLUSIONS	52
<i>Troisième chapitre</i>	
INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES	
1.- INTRODUCTION	57
2.- MATERIEL ET METHODES	58
3.- RESULTATS	64
4.- DISCUSSION	75
5.- CONCLUSIONS	78
<i>Quatrième chapitre</i>	
ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHEES	
1.- INTRODUCTION	83
2.- MATERIEL ET METHODES	83
3.- RESULTATS	87
4.- DISCUSSION	117
5.- CONCLUSIONS	126
<i>Cinquième chapitre</i>	
STRUCTURES ET FONCTIONNEMENT DE L'ICHTYOFAUNE DES MANGROVES	
<i>PREMIERE PARTIE : STRUCTURE SPATIALE</i>	129
<i>DEUXIEME PARTIE : STRUCTURE TEMPORELLE</i>	149
<i>TROISIEME PARTIE : RELATIONS ENTRE L'ICHTYOFAUNE ET LES FACTEURS DU MILIEU</i>	171
<i>QUATRIEME PARTIE : STRUCTURE TROPHIQUE</i>	187
<i>Sixième chapitre</i>	
STRUCTURES ET FONCTIONNEMENT DE L'ICHTYOFAUNE DES MANGROVES	
1.- INTRODUCTION	223
2.- LIENS ICHTYOLOGIQUES ENTRE MANGROVES, FONDS MEUBLES, RECIFS CORALLIENS.....	223
3.-ROLE DE LA MANGROVE POUR LES ESPECES LAGONAIRES	231
4.-EBAUCHE DE FONCTIONNEMENT DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES LAGONAIRES	241
5.- CONCLUSIONS	243
CONCLUSION	245
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	249
ANNEXE I	273
ANNEXE II.....	283
ANNEXE III :	293
ANNEXE IV :	303
ANNEXE V :	319

RESUME

L'échantillonnage des poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, réalisé à l'aide de filets maillants, de capéchades et d'empoisonnements à la roténone, a permis l'identification de 262 espèces de poissons réparties en 64 familles. Les Gobiidae, les Apogonidae, les Carangidae, les Serranidae, les Lethrinidae, les Clupeidae et les Mugilidae représentent les familles les plus diversifiées et sont caractéristiques de ces communautés. L'inventaire des poissons de mangroves de Nouvelle-Calédonie possède de fortes affinités avec les recensements effectués aux Fidji et à Vanuatu en raison de l'absence de Sciaenidae et d'Ariidae et de la fréquentation des mangroves par des espèces récifales, d'herbiers ou de fonds meubles. Les communautés sont très hétérogènes et dominées par un petit nombre d'espèces de petite taille et de juvéniles, dont certains possèdent un intérêt économique. Les structures spatiales des communautés sont régies par l'importance de la turbidité et de la nature du substrat. Les mangroves de bordure côtière accueillent principalement des espèces passagères alors que les formations estuariennes abritent des espèces résidentes. La structure temporelle est très dynamique en raison d'importants phénomènes de successions et de migrations. Le réseau alimentaire de l'ichtyofaune est basé, soit sur les microalgues benthiques dans les mangroves de bordure côtière, soit sur le phytoplancton et les détritiques dans les estuaires. Indépendamment de la principale source de carbone, le fonctionnement trophique est similaire, les espèces résidentes participant au cycle de la matière interne aux mangroves et les espèces passagères exportant de l'énergie vers les eaux côtières adjacentes. En fait, les liens ichtyologiques existant entre les mangroves et le lagon sont limités. Ils concernent seulement 15% des espèces recensées dans la baie de Saint-Vincent. Les mangroves constituent une zone de nurserie pour un petit nombre d'espèces récifales et de fonds meubles, notamment dans les estuaires. Les mangroves représentent un biotope où des poissons adultes de fonds meubles viennent s'alimenter. Globalement, cela représente une perte d'énergie (non mesurée et sans doute faible) pour les mangroves, elle semble être dirigée principalement vers les fonds meubles. L'indépendance de ces communautés de poissons suggère qu'elles pourraient, dans une certaine mesure, être auto-suffisantes. L'impact direct de la modification des mangroves sur les poissons des milieux avoisinants devrait, à court terme, être limité. En revanche, des effets néfastes secondaires sont envisageables, notamment une diminution de la qualité de l'environnement lagonaire en cas de destructions massives de mangroves.

MOTS CLES : Poissons, Mangrove, Ecologie, Interactions ichtyologiques, Nouvelle-Calédonie.

TITLE : *Mangrove fishes from the south-west lagoon of New Caledonia. Community structure. Relationships with lagoon fish fauna.*

ABSTRACT

Mangrove fishes from the south-west lagoon of New Caledonia were sampled using gill nets, fyke nets and rotenone poisonings. 262 species and 64 families of fish were censused. Gobiidae, Apogonidae, Carangidae, Serranidae, Lethrinidae, Clupeidae and Mugilidae are the most diversified families and characterize the fish assemblage. High zoogeographic affinities exist between New Caledonia mangrove fish inventory and those from Fidji and Vanuatu. These species lists share together the absence of Scianidae and Ariidae and the presence in the mangrove of reef, seagrass bed and soft bottom fish species. Small species or juveniles, some of them being of commercial interest, usually highly dominate the catch. Spatial variations of species composition and distribution are related to turbidity and substrate. Transient species are numerous within fringing mangroves while resident species live in estuarine mangroves. Temporal structure show high fluctuations due to species migrations and abundance variations. Small benthic algae in fringing mangroves, phytoplankton and detritus in estuaries are at the base of the food webs. Resident species enter the mangal energy cycle while transient species export energy to adjacent ecosystems. Links between mangrove and lagoon fish fauna are less pronounced than it is usually thought. Only 15% of the species richness of the Saint Vincent bay fish fauna are concerned by such interactions. Juveniles of a small number of reef and soft bottoms fish species use mangroves, mainly estuarine ones, as nurseries. Mangroves represent a rich feeding ground for some soft bottoms fish species. A net export of energy (unquantified) from mangroves to adjacent waters, essentially soft bottoms, occurs. To a certain extent, coastal fish communities appear to be relatively independant and self-sufficient. Modifications of the mangroves should not lead rapidly to great changes in the nearby fish communities. However, secondary negative effects can be suspected, such as a lowering of environmental conditions in case of massive mangrove destructions.

KEYWORDS : Fish, Mangal, Ecology, Fish fauna interactions, New Caledonia.

INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, les lagons de Nouvelle-Calédonie font l'objet de nombreux travaux scientifiques. En 1984, l'ORSTOM a lancé le programme "LAGON", une étude multi-disciplinaire intégrée des milieux lagunaires de Nouvelle-Calédonie. Celle-ci est orientée d'une part vers la description des structures et la compréhension des fonctionnements de ces milieux et d'autre part vers le recensement et l'exploitation des ressources halieutiques, la protection et la gestion de l'environnement. Les communautés ichthyologiques constituent une composante importante des peuplements lagunaires. Elles ne sauraient être ignorées, tant par leur diversité et leur rôle dans les flux énergétiques que par leur intérêt économique.

L'étude des peuplements de poissons de mangrove de Nouvelle-Calédonie s'inscrit dans le cadre du programme LAGON, en collaboration avec les travaux concernant les poissons récifaux menés par M. Kulbicki et les poissons de fonds meubles chalutables effectués par L. Wantiez. Jusqu'à présent, seule l'étude préliminaire à ce travail, décrivant l'organisation de l'ichtyofaune de la mangrove de Déama (THOLLOT, 1987, 1988, 1989), avait été réalisée. Compte-tenu de l'importance des mangroves sur le littoral néo-calédonien, il convenait de poursuivre cette démarche et d'étendre la zone d'étude à l'ensemble du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. La description des peuplements ichthyologiques des mangroves de Nouvelle-Calédonie présente un intérêt scientifique d'autant plus élevé que cet écosystème est resté relativement vierge. Cette action de recherche pourrait donc constituer un état de référence, un point zéro, permettant d'apprécier les conséquences des activités anthropiques (destruction, aménagement du littoral, pollution, etc) qui sont en constante augmentation dans la plupart des rivages inter-tropicaux. En relation avec les travaux effectués par M. Kulbicki sur les fonds durs et par L. Wantiez sur les fonds meubles chalutables, cette étude devrait permettre d'obtenir un schéma de fonctionnement du lagon de Nouvelle-Calédonie au plan ichthyologique et d'apprécier la nature et l'importance des relations ichthyofaunistiques entre les différentes communautés.

Les principaux buts suivis au cours de ce travail sont :

- l'inventaire de l'ichtyofaune fréquentant les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie;
- la caractérisation de l'organisation, des structures et du fonctionnement de ces communautés ichthyologiques;
- la description de la nature et de l'importance des mangroves pour les espèces de poissons lagunaires.

Après avoir brièvement présenté les principales caractéristiques des mangroves et celles de la Nouvelle-Calédonie, les principales connaissances actuellement disponibles concernant les mangroves néo-calédoniennes sont rappelées dans le premier chapitre.

La description du milieu représente une étape indispensable pour l'étude des communautés ichthyologiques, de leurs structures et de leur fonctionnement. L'importance des mangroves du lagon sud-ouest en termes de surface, de type géomorphologique et de répartition, estimée par télédétection, est définie au cours du second chapitre qui présente également les principales caractéristiques des facteurs abiotiques et biotiques du milieu.

Le troisième chapitre expose en détail l'échantillonnage réalisé pendant cette étude. L'inventaire ichthyologique ainsi obtenu est analysé afin d'en extraire les principales caractéristiques et de définir ses affinités biogéographiques avec les recensements de poissons de mangrove effectués dans diverses régions de l'Indo-Pacifique.

Les peuplements de poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie sont analysés quantitativement au cours du quatrième chapitre. Les caractéristiques des communautés ichthyologiques sont définies par l'intermédiaire de la richesse spécifique, des familles et des espèces les plus importantes, de la diversité spécifique et de l'équitabilité, de la densité et de la biomasse des prises. L'importance des mangroves comme nurserie pour les juvéniles de poissons côtiers est alors évoquée, ainsi que l'intérêt halieutique des mangroves en terme de ressources piscicoles.

Le cinquième chapitre concerne la description des structures et du fonctionnement des peuplements ichthyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Quatre aspects complémentaires sont abordés successivement : l'organisation spatiale, l'organisation temporelle, les relations avec les facteurs du milieu et les structures trophiques des communautés de poissons de mangrove.

Le dernier chapitre aborde l'étude des liens ichthyofaunistiques entre mangroves, fonds meubles chalutables et récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. L'importance des mangroves pour les poissons du lagon est définie en comparant qualitativement les différents inventaires ichthyologiques réalisés dans les différents milieux. L'étude de la biologie des espèces communes à ces écosystèmes permet de déterminer la valeur des mangroves comme zone de nurserie pour les juvéniles, comme lieu de reproduction ou comme zone de migration trophique pour des adultes d'espèces lagonaires. Une ébauche de fonctionnement de l'ichtyofaune du lagon de Nouvelle-Calédonie est alors proposée.

Premier chapitre

**PRESENTATION DE
L'ECOSYTEME ETUDIE**

TABLE DES MATIÈRES

1.- LES MANGROVES	9
1.1.- GENERALITES	9
1.1.1.- Définition	9
1.1.2.- Distribution	9
1.1.3.- Ecologie	10
1.2.- PROPRIETES ET CARACTERISTIQUES	11
1.2.1.- Rôle physique	11
1.2.2.- Rôle écologique	11
1.3.- UTILISATION ET IMPORTANCE ECONOMIQUE	13
2.- LA NOUVELLE-CALEDONIE	13
2.1.- SITUATION GEOGRAPHIQUE	13
2.2.- CARACTERISTIQUES CLIMATIQUES	14
2.3.- LE MILIEU LAGONAIRE	15
2.3.1.- Présentation d'ensemble	15
2.3.2.- Nature et circulation des eaux lagunaires	17
3.- LES MANGROVES DE NOUVELLE-CALEDONIE	18
3.1.- GENERALITES	18
3.1.1.- Importance et répartition	18
3.1.2.- Composition floristique	18
3.1.3.- Ecologie du peuplement végétal	20
3.2.- CARACTERISTIQUES ECOLOGIQUES DE L'ECOSYSTEME MANGROVE	21
3.2.1.- Les facteurs abiotiques	21
3.2.2.- Les facteurs biotiques	21

Au cours de ce chapitre, les principales caractéristiques et les propriétés des mangroves sont rappelées. De même, la Nouvelle-Calédonie est rapidement présentée, notamment l'environnement lagonaire qui y est particulièrement bien développé. L'état des connaissances actuelles concernant les mangroves de Nouvelle-Calédonie est alors exposé.

1.- LES MANGROVES

1.1.- GENERALITES

1.1.1.- Définition

Les mangroves représentent l'équivalent tropical des marais maritimes intertidaux qui prédominent aux latitudes plus élevées, les deux formations pouvant se côtoyer étroitement (BALTZER & LAFOND, 1971). Elles constituent l'interface entre le milieu terrestre, basses forêts de divers types, et le milieu marin avec ses écosystèmes littoraux : herbiers, fonds meubles et récifs coralliens (TOMLINSON, 1986).

Comme le souligne DELATHIERE (1990), le terme "mangrove" englobe deux concepts bio-écologiques distincts. Il désigne à la fois les végétaux halophiles qui constituent ces forêts intertidales et l'écosystème dans son intégralité. MACNAE (1968) a proposé la distinction entre "mangrove", qu'il réserve aux espèces végétales, et "mangal", qu'il attribue à l'ensemble de l'écosystème. Si cela est justifié pour les anglo-saxons, palétuviers et mangrove sont suffisamment explicites pour désigner en français respectivement les espèces végétales et l'écosystème.

1.1.2.- Distribution

MACNAE (1968), CHAPMAN (1976) puis TOMLINSON (1986) ont montré toute l'originalité, la diversité et l'importance des palétuviers qui occupent 75% du trait de côte sous les tropiques (MC GILL, 1959). Des extensions sub-tropicales, de taille réduite, existent et sont le plus souvent monospécifiques. Ainsi, les limites latitudinales de distribution des palétuviers sont : 31° N (Sud du Japon) avec des formations de *Kandelia candal* (OYAMA, 1950) et 38°45' S (Comté de Victoria, Australie) avec *Avicennia marina australis* (TOMLINSON, 1986). Les facteurs responsables de la distribution circum-tropicale des palétuviers sont climatiques (température, pluviométrie, etc), topographiques (géomorphologie côtière) et biologiques (physiologie des espèces, dispersion des plantules). Deux régions biogéographiques s'opposent, d'une part l'Indo-Pacifique, la zone la plus riche en espèces, et d'autre part les côtes américaines et de l'Afrique de l'ouest qui présentent une diversité spécifique beaucoup moins élevée que leurs homologues indo-pacifiques (fig. 1).

Les herbiers de phanérogames marines se distribuent également en deux grandes provinces : atlantique et indo-pacifique (DEN HARTOG, 1970), tout comme les récifs coralliens (STEHLI & WELLS, 1971). Se basant sur ces observations, MC COY & HECK (1976) émettent l'idée d'une évolution parallèle des trois écosystèmes.

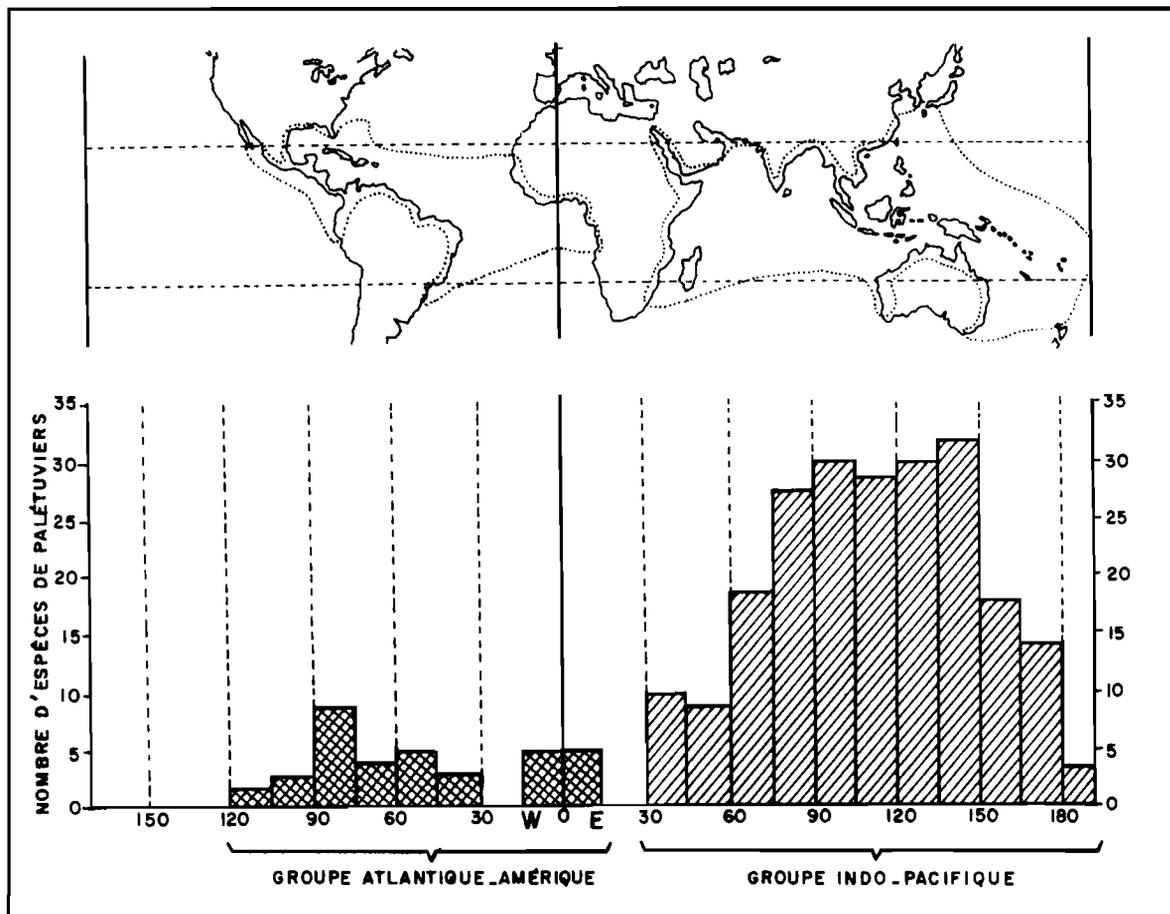


Figure 1.- Répartition circum-tropicale des palétuviers en deux ensembles biogéographiques, d'après TOMLINSON (1986).

1.1.3.- Ecologie

Les palétuviers ont développé des adaptations nécessaires à la colonisation d'une zone intertidale caractérisée par de fortes contraintes (variation du niveau de la mer, arrivée d'eau douce, température et salinité variables, conditions d'oxydo-réduction et d'anaérobiose d'un sédiment généralement fluide et chargé en matière organique). Ces adaptations, détaillées par CHAPMAN (1976) et TOMLINSON (1986), sont de natures diverses :

- morphologiques : racines aériennes de type échasse (*Rhizophora* spp., *Bruguiera* spp.) ou pneumatophore (*Avicennia* spp.) qui permettent aux arbres de se fixer et de résister aux vagues et à l'envasement;

- physiologiques : excrétion du sel et absorption sélective d'ions dans les feuilles, échanges gazeux dans les racines et autres mécanismes nécessaires à la régulation de la pression osmotique et à l'alimentation de la plante;
- reproductrice : "viviparité" des plantules qui germent et se développent à même le pied mère, ce qui évite la dispersion et l'asphyxie des graines par l'eau et leur dégradation dans un sédiment anaérobie.

Dans les mangroves, les palétuviers se répartissent généralement selon une zonation horizontale en bandes parallèles de la côte vers le large. Les différentes ceintures d'arbres se distinguent d'autant mieux que la mangrove est de taille importante. Les facteurs responsables de l'organisation séquentielle des espèces végétales sont nombreux et leur importance relative diffère selon le site géographique. Ces facteurs sont d'ordre physique : topographie et sédimentologie du littoral, climat (température, pluviométrie, régime des vents), hydrologie côtière (marées, houle et courants). D'autres paramètres, de nature biologique, comme la dispersion et la survie des plantules ou encore les adaptations physiologiques des palétuviers, interviennent (MACNAE, 1968; BALTZER, 1969; CHAPMAN, 1976; SEMENIUK, 1980, 1983; TOMLINSON, 1986).

1.2.- PROPRIETES ET CARACTERISTIQUES

1.2.1.- Rôle physique

DAVID (1985) a attribué aux mangroves un rôle de tampon, les forêts de palétuviers protégeant le littoral contre les agressions terrestres (eaux turbides) et marines (tempêtes et houle du large). Les racines échasses et les pneumatophores piègent une grande partie des particules véhiculées par les eaux fluviales et les eaux de ruissellement, notamment pendant les grandes crues cycloniques (BALTZER, 1969, 1982; BALTZER & LAFOND, 1971; NAIR & HASHIMI, 1986; CHEVILLON, 1990). Cela permet aux eaux limitrophes de ne pas avoir une turbidité trop élevée. Le maintien de la qualité et de la transparence des eaux est essentiel pour la survie et le développement des formations coralliennes lagonaires (TRESCASES, 1969). La mangrove stabilise la côte car elle empêche l'érosion littorale (ROUGERIE, 1986); de plus, elle piègerait certains polluants (SOEGARTIO, 1980).

1.2.2.- Rôle écologique

L'un des aspects fondamentaux des mangroves est leur rôle dans les transferts d'énergie entre les écosystèmes terrestres et marins. La mangrove est, dans certains cas, l'un des milieux les plus productifs au monde (CRISP, 1975; BIRKELAND, 1985). La photosynthèse y est très active, les palétuviers utilisant des sels nutritifs pour la plupart d'origine terrigène (WIEBE, 1987) mais aussi d'origine marine dans le cas du phosphore inorganique (ROBERTSON, 1988a). Une partie de l'énergie ainsi produite est transférée aux écosystèmes côtiers adjacents : herbiers, fonds meubles et récifs coralliens. L'ichtyofaune intervient dans ces transferts d'énergie, d'une part au cours des migrations trophiques de poissons adultes, d'autre part lors de l'exportation de juvéniles après grossissement (CINTRON & SCHAEFFER-NOVELLI, 1983; PARRISH, 1987a, 1989).

Les flux trophiques : évidences et limites

Après sa chute, une partie du matériel foliaire est exportée mais la majeure partie sédimente à proximité des palétuviers en fonction des courants de marée et de l'hydrologie côtière (WOLANSKI *et al.*, 1980). Les quantités de carbone organique fournies au milieu aquatique sont élevées : 850 g.m⁻².an⁻¹ (HEALD, 1969), 1 000 g.m⁻².an⁻¹ (BUNT, 1979), 1 100 g.m⁻².an⁻¹ (LAL, 1984). Les feuilles de palétuviers sont consommées directement par des macrophages herbivores (BIRKELAND (1985) estime à 10% de la production primaire nette la part extraite par les herbivores), ou sous forme de litière végétale en décomposition par des microphages détritivores, des bactéries et d'autres micro-organismes (protozoaires et champignons) qui forment la chaîne

trophique des coprophages (ODUM, 1970a; ODUM et HEALD, 1972, 1975a). Ces organismes constituent les proies des invertébrés et des poissons vivant à proximité (SASTRAKUSUMAH, 1971; ODUM & HEALD, 1975b; BUNT, 1981; SASEKUMAR *et al.*, 1984; ZIEMAN *et al.*, 1984; DAVID, 1985).

La dégradation de la litière végétale est lente du fait de la présence de macromolécules difficilement hydrolysables (lignine, cellulose, acides fulviques) et de tannins qui inhibent l'activité bactérienne (BIRKELAND, 1985). Les sédiments de mangrove, supportant une très forte biomasse bactérienne, se comportent comme un piège et un réservoir de carbone organique (ALONGI, 1988, 1989; ALONGI *et al.*, 1989; BOTO *et al.*, 1989). Les organismes benthiques et les phénomènes intervenant au cours de la reminéralisation de la matière organique ou la favorisant (bioturbation), ont été remarquablement détaillés par ALONGI (1989). Toutefois, il existe d'autres voies énergétiques, plus directes : d'une part, certains crabes Grapsidés (*Sesarma* sp.) consomment ou remanient par fouissage jusqu'à 85% des feuilles et des propagules (ROBERTSON, 1986, 1987); d'autre part, le matériel végétal fraîchement immergé libère du carbone organique dissous qui, grâce aux bactéries, s'agrège en particules dont se nourrissent de petits crustacés (CAMILLERI & RIBI, 1986). Dans les deux cas, les auteurs reconnaissent toutefois que les quantités ingérées ne suffisent pas à subvenir à la totalité des besoins métaboliques des consommateurs. Parallèlement, il existe une production primaire, modeste en raison de la faible insolation sous la canopée et de la turbidité de l'eau. Elle est due aux végétaux épiphytes ou benthiques : micro-algues, algues vertes et rouges, phanérogames qui se développent dans la mangrove (HOFFMAN & DAWES, 1980). Les résultats de RODELLI *et al.* (1984) montrent que le carbone assimilé par les organismes de la mangrove provient en quantité égale des palétuviers et des algues, alors que l'utilisation des débris provenant de la mangrove devient insignifiante dès que l'on s'éloigne des palétuviers.

Ainsi, les flux trophiques d'énergie sortant des mangroves font appel à divers mécanismes dont le plus important est basé sur l'utilisation et la reminéralisation des feuilles, plantules, propagules et autres débris végétaux. Au vu de récents résultats obtenus en Australie (ALONGI, 1989), le rôle de la mangrove dans l'enrichissement des eaux côtières tropicales est moins important et plus complexe qu'il ne l'était apparu lors des études pionnières de Floride (ODUM *et al.*, 1972; ODUM & HEALD, 1975a). Les flux et les bilans d'énergie dans les mangroves sont encore mal connus et la généralisation des résultats obtenus reste délicate. ODUM *et al.* (1982), ROBERTSON (1987) et ALONGI (1989) soulignent le manque crucial de données quantitatives. Ces dernières permettraient de vérifier et de compléter les modèles tropho-dynamiques actuels, caractérisés par leur complexité (différentes sources d'énergie, diversité des organismes intervenant à différents niveaux trophiques, nombreuses interactions et boucles rétroactives ou "feed-back").

Mangroves : zones de nurserie

L'exportation de juvéniles après grossissement correspond à une perte d'énergie pour le milieu où ils ont grandi et un gain pour l'écosystème qui les reçoit. Le rôle de nurserie joué par les mangroves est mentionné par de nombreux auteurs. Il repose le plus souvent sur l'observation en grand nombre de larves et de juvéniles de crustacés (SASTRAKUSUMAH, 1971; D'CROZ & KWIECINSKI, 1980; KURIAN, 1984) et de poissons (WALLACE & VAN DER ELST, 1975; PHATIA, 1976; SUNTAROTOK *et al.*, 1976; CHUENSRI *et al.*, 1976; JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY, 1980; KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981). Les travaux de LINDALL *et al.* (1973), STAPLES *et al.* (1985) et ROBERTSON & DUKE (1987) montrent clairement que les mangroves fournissent des habitats utilisés préférentiellement par les juvéniles. L'abondance de nourriture dans un milieu très productif et la réduction de la prédation due à la complexité de l'habitat (eaux turbides et peu profondes, protection par les racines échasses des palétuviers) expliquent la présence de nombreux juvéniles. BELL *et al.* (1984) s'interrogent sur l'importance relative de ces deux facteurs. L'abri que trouvent les juvéniles, lié à la turbidité des eaux (BLABER & BLABER, 1980; CYRUS, 1984), semble être prépondérant, avis partagé par BOESCH & TURNER (1984) pour les marais maritimes des latitudes plus élevées.

1.3.- UTILISATION ET IMPORTANCE ECONOMIQUE

TOMLINSON (1986) présente les principales utilisations des palétuviers. Les troncs et branches de palétuviers servent de bois de chauffage et de construction. Des tannins peuvent en être extraits. Une espèce de palétuvier, *Excoecaria agallocha*, est exploitée dans le sud-est asiatique pour la production d'une pâte à papier de qualité médiocre. Des surfaces parfois considérables de mangrove sont défrichées et converties à des fins agricoles (rizières, etc) ou aquacoles (bassins d'élevage le plus souvent extensif de mollusques, de crevettes et de poissons) ou encore pour augmenter les surfaces constructibles (habitations et industries). L'amélioration de l'attrait touristique du littoral s'est parfois fait aux dépens des mangroves, synonymes de zone boueuse, insalubre et infestée de moustiques. Enfin, les mangroves servent souvent de zones naturelles de décharge et reçoivent de fortes quantités de matière organique mais aussi des déchets toxiques et des polluants (hydrocarbures, produits chimiques, métaux lourds, etc).

Dans de nombreux pays, le plus souvent pauvres et densément peuplés, les contraintes économiques occultent les préoccupations écologiques. Le niveau de dégradation et d'utilisation des mangroves à des fins diverses est en constante augmentation, atteignant parfois des valeurs critiques comme à Java où 75% des mangroves sont détruites (LE SANN, 1989). Or, les mangroves sont importantes pour les ressources halieutiques côtières (HEALD & ODUM, 1970; TURNER, 1977; CHRISTENSEN, 1983). D'CROZ & KWIECINSKI (1980) déterminent le rendement halieutique annuel d'une mangrove proche de la capitale de Panama. Leur estimation se chiffre à près de 100 000 US \$ par kilomètre de côte. Par ailleurs, en vue d'indemnités après une pollution pétrolière, LEWIS (1983) évalue à 750 000 US \$.ha⁻¹ une mangrove de Puerto Rico. Certains pays, conscients de la valeur des mangroves, envisagent même la mise en place de coûteux programmes de réimplantation de mangroves, comme les Philippines (GOHIN, comm. pers.). Il est urgent de définir une stratégie de protection et d'aménagement des littoraux tropicaux, notamment des mangroves. Cela nécessite l'amélioration des connaissances actuelles sur l'organisation et le fonctionnement de ces écosystèmes.

2.- LA NOUVELLE-CALEDONIE

2.1.- SITUATION GEOGRAPHIQUE

La Nouvelle-Calédonie se situe dans la zone sud-ouest de l'océan Pacifique, à 1 500 km environ à l'est de l'Australie (fig. 2). Ce territoire français d'outre-mer se compose d'une île principale, la Grande Terre, des îles Loyautés (Maré, Tiga, Lifou et Ouvéa) à l'est, de l'île des Pins au sud, des Belep au nord ainsi que d'autres îles (Walpoole, Matthew et Hunter) et des récifs (Huon, Surprise, Chesterfield) de tailles plus modestes. La superficie totale du territoire et de ses dépendances est de 19 100 km², à laquelle correspond une zone économique exclusive d'environ 1 740 000 km² (DUBOIS *et al.*, 1981).

La Grande Terre (16 890 km²) représente à elle seule plus de 88% de la surface du Territoire et de ses dépendances. Elle est orientée selon un axe nord-ouest/sud-est, entre 20° et 22°30' de latitude sud et entre 164° et 167° de longitude est. Elle s'étire sur plus de 400 km alors que sa largeur ne dépasse pas une cinquantaine de kilomètres. Une chaîne montagneuse longitudinale, légèrement déportée vers l'est, sépare le versant oriental, le plus abrupt et le plus étroit, du versant occidental qui possède de vastes plaines littorales (DUBOIS *et al.*, 1981).

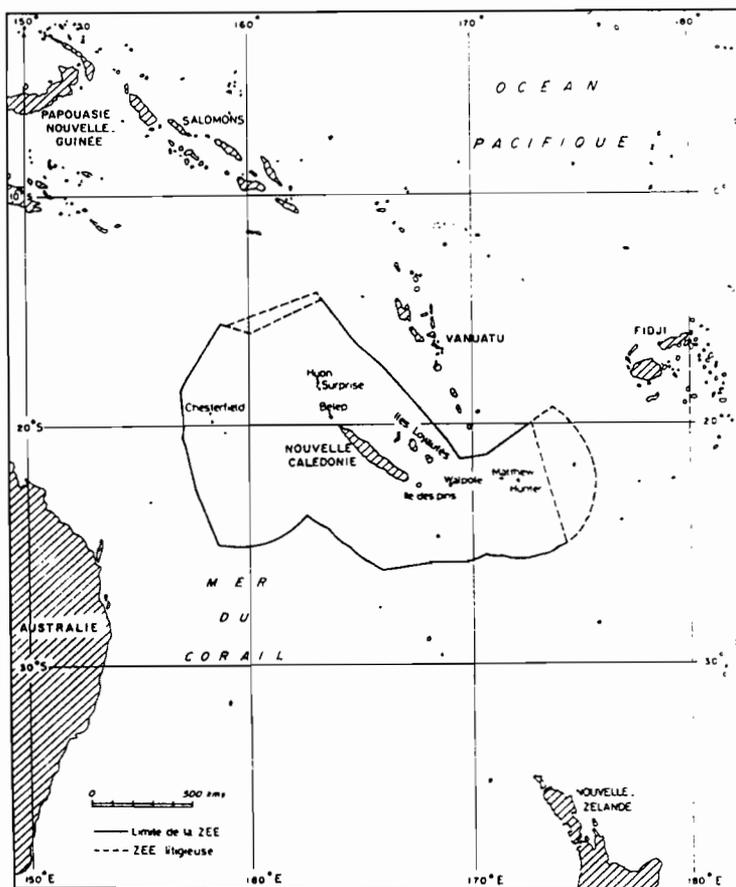


Figure 2.- La Nouvelle-Calédonie, ses dépendances et limites estimées de sa zone économique exclusive.

2.2.- CARACTERISTIQUES CLIMATIQUES

Le climat tropical tempéré de la Nouvelle-Calédonie est caractérisé par l'alternance de saisons sèches et humides. La grande saison chaude et humide (décembre à avril) est marquée par le passage de dépressions tropicales et de cyclones accompagnés de fortes pluies. En mai-juin, une petite saison sèche précède la saison fraîche et humide (juillet à septembre) qui correspond aux températures minimales. Une saison sèche s'étend d'octobre à décembre.

Les profils moyens de la température de l'air, de la pluviométrie, des durées d'insolation et des vents au sol, relevés à Nouméa, sont illustrés par la figure 3. Il faut préciser que de fortes variations inter-annuelles existent, notamment pour les précipitations, en raison du caractère ponctuel et accidentel du passage des dépressions tropicales pendant la saison cyclonique. D'une côte à l'autre de la Grande Terre, le bilan de répartition des précipitations est très nettement dissymétrique. La chaîne montagneuse centrale, orientée selon un axe nord-ouest/sud-est et décalée vers l'est, bloque sur son versant oriental une grande partie des nuages apportés par les alizés soufflant du secteur sud/sud-est. Ceux-ci constituent le régime dominant des vents et représentent environ 70% de la fréquence annuelle des vents. Il en résulte une pluviométrie nettement plus abondante, en fréquence et en intensité, sur la côte est que sur la côte ouest.

PRESENTATION DE L'ECOSYSTEME ETUDIE

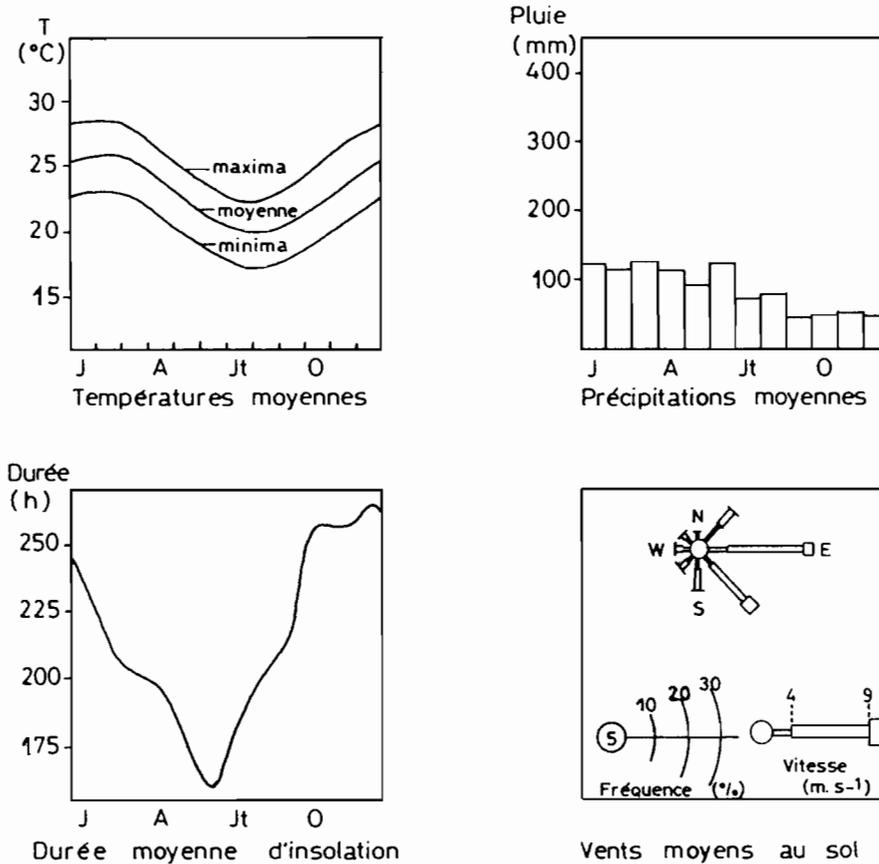


Figure 3.- Caractéristiques climatiques moyennes relevées à Nouméa entre 1956 et 1975, d'après ANONYME (1981).

Tenant compte de la superficie des bassins versants, des précipitations et de l'évapo-transpiration, CONAND (1987) a estimé des moyennes annuelles d'apports d'eau douce au lagon néo-calédonien (fig. 4). En raison de la dissymétrie de la pluviométrie, ceux-ci sont deux à trois fois plus importants sur la côte orientale que sur la côte occidentale. Il faut préciser que les valeurs utilisées par CONAND (1987) correspondent à des moyennes établies sur plusieurs années. L'hydrologie des rivières et des bassins versants de la Nouvelle-Calédonie est sans aucun doute beaucoup plus complexe et variable que ne le suggèrent les observations de cet auteur. En effet, les débits fluviaux peuvent augmenter très rapidement et dépasser en moins de 48 heures la totalité de l'écoulement annuel "normal" pendant le passage d'une dépression tropicale (DANLOUX, comm. pers.).

2.3.- LE MILIEU LAGONAIRE

2.3.1.- Présentation d'ensemble

Avec près de 1 500 km de développement linéaire, le récif barrière de Nouvelle-Calédonie est le plus grand récif barrière continu du monde (RICHER DE FORGES *et al.*, 1987; CHEVILLON, 1990). L'ensemble des formations récifales néo-calédoniennes couvre une superficie de 8 000 km² (DANDONNEAU *et al.*, 1981). Le milieu lagonaire occupe une surface de 23 400 km² pour une largeur variant de 2 à 60 km (TESTAUD & CONAND, 1983). La bathymétrie du lagon, par endroits encore mal connue, est assez variable, dépassant

rarement 40 m de profondeur. Excluant une portion de lagon inapte à la navigation située entre Téremba et Poya (côte ouest de la Grande Terre), RICHER DE FORGES *et al.* (1987) distinguent quatre grands ensembles lagunaires (fig. 4) :

- le lagon sud-ouest, de Téremba à l'île des Pins;
- le lagon est, de la passe d'Amos au canal de la Havannah;
- le lagon nord, de l'estuaire de la Diahot au Grand Passage nord;
- le petit lagon nord-ouest, de l'île de Yandé à Poya.

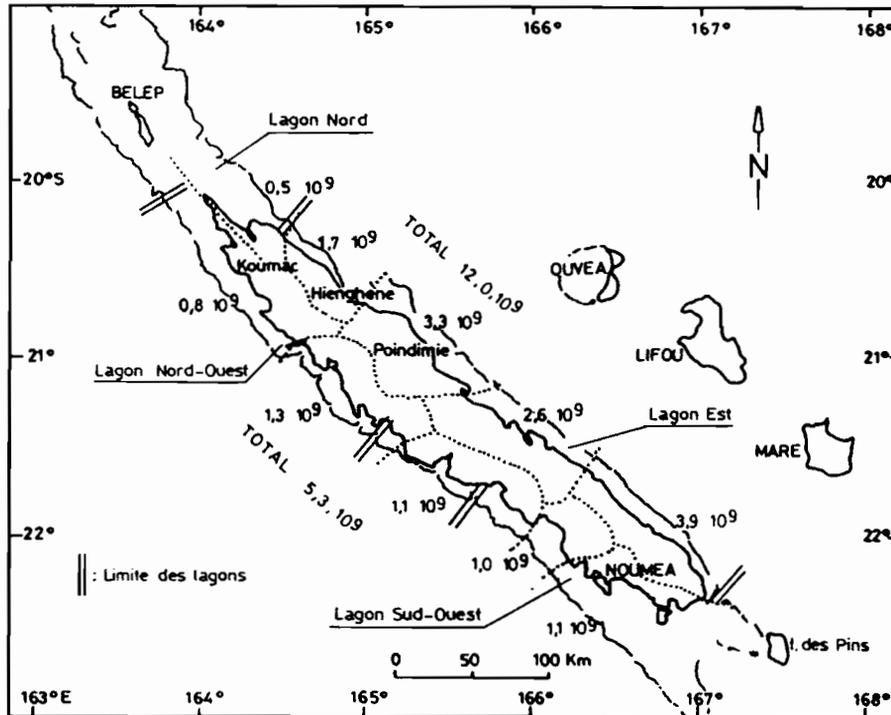


Figure 4.- Estimation des apports annuels d'eau douce ($m^3 \cdot an^{-1}$) et limites des lagons de Nouvelle-Calédonie, d'après CONAND (1987) et RICHER DE FORGES *et al.* (1987).

Ces lagons peuvent eux-même être subdivisés en sous-unités de caractéristiques géomorphologiques, hydrologiques et biologiques différentes (THOMASSIN, comm. pers.). Le lagon sud-ouest, proche de Nouméa et facilement accessible, a fait l'objet de nombreux travaux dans diverses disciplines. Une compilation bibliographique extensive des études concernant le milieu marin en Nouvelle-Calédonie a été réalisée par RICHER DE FORGES *et al.* (1989). Plus de 2 300 références de travaux réalisés depuis le XVII^{ème} siècle y sont mentionnées et indexées.

Caractérisé par la présence de vastes baies côtières au faciès d'envoyement typique (Prony, Boulari, Dumbéa et Saint-Vincent), le lagon sud-ouest peut être divisé en zones grossièrement parallèles (fig. 5). De la côte vers le large se succèdent : le littoral (fonds de baies envasés et récifs frangeants), la dépression du lagon interne (fonds meubles détritiques pouvant atteindre 30 m de profondeur), les fonds durs ou "hard-ground" (constitués de dalles gréseuses), les fonds blancs d'arrière récif puis le récif barrière (DEBENAY, 1985). Les travaux de bionomie benthique menés par RICHER DE FORGES *et al.* (1987) révèlent l'existence de trois grands types de fonds, déjà signalés par SALVAT (1964) devant la baie de Saint-Vincent et THOMASSIN (1981) devant

Nouméa : les fonds côtiers vaseux sous influence terrigène, les fonds blancs sous influence corallienne, et les fonds gris sablo-vaseux avec de nombreuses algues vertes situés entre les précédents. Ce découpage, étroitement lié à la granulométrie du substrat, a été confirmé par l'étude quantitative de CHARDY *et al.* (1988), chaque type de fond abritant une communauté macrobenthique distincte.

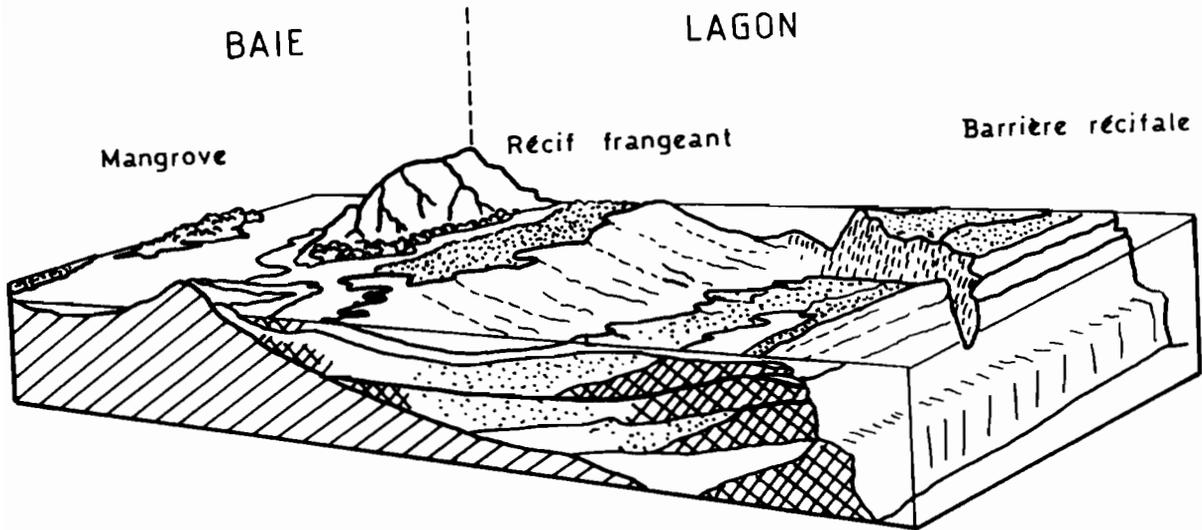


Figure 5.- Coupe schématique du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie au niveau de la baie de Saint-Vincent, d'après COUDRAY (1976).

2.3.2.- Nature et circulation des eaux lagunaires

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux du lagon sud-ouest ont été décrites par ROUGERIE (1986). Ainsi, la température moyenne, pour l'ensemble de la colonne d'eau, est de 24°C pour une salinité moyenne de 35,5‰. Le pH est légèrement alcalin (8,6), la teneur en oxygène dissous étant importante, rarement inférieure à 90% de saturation, avec une valeur moyenne de 4,9 ml O₂.l⁻¹ (ROUGERIE, 1986). Les concentrations des phosphates et des nitrates, pour l'ensemble de la colonne d'eau, sont comparables à celles des eaux de surface de la mer de Corail ([PO₄] = 0,1 à 0,3 mmol.m⁻³ et [NO₃] = 0,1 à 0,6 mmol.m⁻³). Dans le cas des silicates et des nitrites, les valeurs maximales sont, respectivement, 6 et 10 fois plus importantes dans les eaux du lagon ([SiO₃] = 1,5 à 15 mmol.m⁻³, [NO₂] = 0,0 à 1,0 mmol.m⁻³) que dans la mer de Corail ([SiO₃] = 1,5 à 2,5 mmol.m⁻³, [NO₂] = 0,0 à 0,1 mmol.m⁻³; DANDONNEAU *et al.*, 1981). Dans les baies côtières peu profondes et les estuaires, les variations des divers facteurs physico-chimiques des eaux sont maximales du fait des apports terrigènes.

La circulation des eaux lagunaires est directement liée aux marées et à la houle. Il est admis que l'onde de marée concernant la Nouvelle-Calédonie est originaire du sud-est du Pacifique et atteint en premier l'île des Pins pour ensuite se propager vers le nord-ouest en étant amortie par les formations récifales et littorales (JARRIGE *et al.*, 1975). La marée est de type semi-diurne à inégalité diurne (période de 12h25min), le marnage ne dépassant pas 1,80 m. Aux périodes de vives eaux et avec des conditions atmosphériques normales (hors cyclones), les pleines mers atteignent 1,70 m et les basses mers 0,10 m. La zone intertidale est donc soumise à des successions de phases d'émersion et d'immersion de durée et d'amplitude variables. A l'intérieur du lagon, la houle est essentiellement conditionnée par le régime des vents dominants, les alizés de secteur est/sud-est. L'influence océanique, réduite par le récif barrière, n'est sensible que dans l'extrémité sud du lagon sud-ouest.

Les études de courantologie effectuées à ce jour (JARRIGE *et al.*, 1975; ROUGERIE, 1986) ne donnent que des résultats assez généraux dont l'intérêt est certain mais limité pour des études biologiques. Les baies côtières présentent des circulations dites d'estuaires, notamment au cours des périodes de crues cycloniques (ROUGERIE, 1986). L'enrichissement des eaux lagunaires par de mini-upwellings et la longueur du temps de résidence des eaux (11 jours) constituent les autres caractéristiques principales des eaux lagunaires étudiées par ROUGERIE (1986). Un programme de modélisation bi- et tri-dimensionnelle de la circulation des eaux du lagon sud-ouest, basé sur l'acquisition en continu de données de courantomètres, de marégraphes et de stations météorologiques, est actuellement mené par P. DOUILLET au Centre ORSTOM de Nouméa. Les résultats espérés devraient fournir une aide précieuse dans de nombreux domaines (sédimentologie, flux d'énergie, etc).

3.- LES MANGROVES DE NOUVELLE-CALEDONIE

Au cours de ce bref rappel, l'état actuel des connaissances concernant les mangroves de Nouvelle-Calédonie est exposé. D'une part, les caractéristiques de l'écosystème sont présentées en termes d'importance et de répartition sur le littoral, de composition floristique et d'écologie végétale. D'autre part, les facteurs écologiques susceptibles d'influencer la nature et l'organisation des peuplements de poissons sont détaillés.

3.1.- GENERALITES

3.1.1.- Importance et répartition

Appartenant au paysage familier des côtes de Nouvelle-Calédonie, les mangroves couvrent une surface d'environ 200 km² (MORAT *et al.*, 1981). Une observation et une planimétrie rapide de cartes au 1/200 000 ont confirmé cette valeur (superficie observée : 202,5 km²), ce qui représente 1,2% de la superficie globale de l'île (THOLLOT, 1987, 1989). Dans le cadre de l'étude des échanges au niveau de l'interface côte/lagon, l'importance réelle des mangroves doit être estimée par la proportion de littoral occupé par l'écosystème. Celle-ci, mesurée à l'aide d'un curvimètre, varie de 14% sur la côte est, à 79% sur la côte ouest, la valeur moyenne étant de 50% environ (THOLLOT, 1987, 1989). Ainsi, les mangroves abondent sur le littoral occidental et la partie nord de l'île qui présentent un relief typique de côte ennoyée. Elles sont présentes en quantité moindre sur la côte est et à titre anecdotique dans quelques fonds de baies de l'île des Pins et des Belep (fig. 6). De larges baies et des estuaires abritent généralement les plus vastes formations de palétuviers. Ces zones où l'hydrodynamisme est réduit et le taux d'envasement important sont plus fréquentes sur le littoral occidental de la Grande Terre que sur la côte orientale, celle-ci étant directement exposée aux alizés.

3.1.2.- Composition floristique

Loin de posséder l'ampleur et l'exubérance des formations homologues d'Australie, de Malaisie et de Nouvelle-Guinée, les mangroves de Nouvelle-Calédonie forment des ensembles assez bas. La hauteur des palétuviers n'excède pas 8 à 10 m dans des conditions optimales (MORAT *et al.*, 1981). Très dense, c'est un milieu difficilement pénétrable où se développent au moins 23 espèces végétales (tab. 1). Les peuplements végétaux diffèrent entre les côtes est et ouest (VEILLON, comm. pers.). Les familles les plus communes sont les Rhizophoraceae (*Bruguiera* spp., *Ceriops tagal* et *Rhizophora* spp.), et les Avicenniaceae (*Avicennia* sp.), les espèces les mieux représentées étant : *Avicennia* sp. aff. *officinalis*, *Bruguiera gymnorrhiza* et *Rhizophora stylosa* (longtemps confondues avec *A. officinalis*, *B. eryopetala* et *R. mucronata*; VEILLON, comm. pers.).

PRESENTATION DE L'ECOSYSTEME ETUDIE

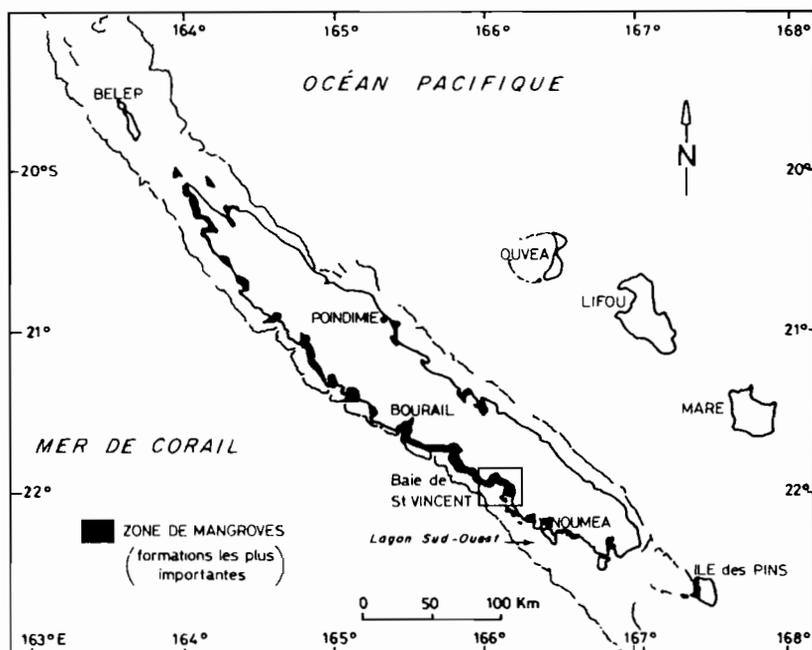


Figure 6.- Répartition des mangroves en Nouvelle-Calédonie, d'après THOLLOT (1987).

Tableau 1.- Liste taxonomique des palétuviers et espèces associées de Nouvelle-Calédonie (VELLON, comm. pers.).

Pteridophytes	
Pteridaceae	<i>Acrostichum sp.</i>
Angiospermes	
Acanthaceae	<i>Acanthus ilicifolius</i>
Apocynaceae	<i>Cerbera manghas</i>
Avicenniaceae	<i>Avicennia sp. aff. officinalis</i>
Bigoniaceae	<i>Dolichrandone spathulata</i>
Chenopodiaceae	<i>Salicornia australis</i>
Combretaceae	<i>Lumnitzera littorea</i>
	<i>Lumnitzera racemosa</i>
Euphorbiaceae	<i>Excoecaria agallocha</i>
Leguminosaeae	<i>Cynometra ramiflora var. bijuga</i>
Lythraceae	<i>Pemphis acidula</i>
Meliaceae	<i>Xylocarpus granatum</i>
Rhizophoraceae	<i>Bruguiera gymnorrhiza</i>
	<i>Ceriops tagal</i>
	<i>Rhizophora apiculata</i>
	<i>Rhizophora lamarckii</i> (hybride F1 de <i>R. apiculata</i> x <i>R. stylosa</i>)
	<i>Rhizophora mangle var. samoensis</i>
	<i>Rhizophora selala</i> (hybride F1 de <i>R. mangle var. samoensis</i> x <i>R. stylosa</i>)
	<i>Rhizophora stylosa</i>
Rubiaceae	<i>Scyphiphora hydrophyllacea</i>
Sonneratiaceae	<i>Sonneratia alba</i>
	<i>Sonneratia caseolaris</i>
Sterculiaceae	<i>Heritiera littoralis</i>

3.1.3.- Ecologie du peuplement végétal

La zonation horizontale des palétuviers, étudiée dans le delta de la Dumbéa (BALTZER, 1969), dépend principalement du type de sol et de la fréquence d'inondation par les marées (fig. 7). A marée basse, le plus haut niveau des basses mers étant de l'ordre de 1 m, la mangrove est totalement exondée. La durée d'exondaison dépend du marnage et du niveau bathymétrique. La façade maritime des communautés matures est colonisée par *Rhizophora stylosa* puis *Bruguiera gymnorrhiza*, *Avicennia* sp. aff. *officinalis* préférant les zones sursalées d'arrière mangrove (fig. 7). Cette dernière espèce se développe parfois sur la bordure externe de la mangrove, elle représente alors une espèce pionnière (VIROT, 1956; PICARD *et al.*, 1980). Ainsi, la mangrove peut se diviser en ceintures végétales plus ou moins distinctes :

- la mangrove externe, communauté dense de *R. stylosa* ou plus rarement de *Avicennia* sp. aff. *officinalis*, constitue la façade maritime et correspond aux étages infralittoral à médiolittoral;
- la mangrove intermédiaire à *B. gymnorrhiza*, correspond à l'horizon inférieur de l'étage médiolittoral;
- la mangrove moyenne, zone mixte de *R. stylosa* et *B. gymnorrhiza*, dense en aval et clairsemée en amont, fait partie de l'étage médiolittoral (horizon supérieur);
- la mangrove interne, de type arbustive, peuplée par *Avicennia* sp. aff. *officinalis*, l'espèce caractéristique de l'horizon supérieur de l'étage médiolittoral, zone qui précède les prés salés de *Salicornia australis* (étage supralittoral) où se développent les voiles algaires de cyanophycées, puis les levées sédimentaires.

En Nouvelle-Calédonie, trois types géomorphologiques peuvent être distingués (PICARD *et al.*, 1980; THOLLOT, 1987, 1989) :

- les mangroves fluvio-marines, les plus importantes et les mieux développées sont localisées dans les embouchures de rivières où l'influence des arrivées d'eau douce est maximale; pour sa part, BALTZER (1982) distingue deltas et estuaires;
- les formations de fonds de baie de taille moyenne et parfois importante;
- les mangroves de bordure côtière, réduites à un liseré étroit de palétuviers sur des côtes rocheuses.

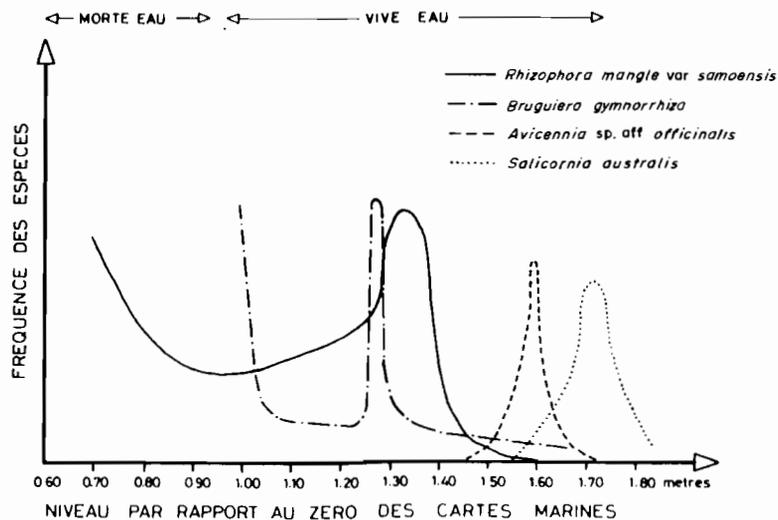


Figure 7.- Fréquence d'occupation des espèces de palétuviers selon le niveau topographique en relation avec les hauteurs caractéristiques des marées dans le delta de la Dumbéa, d'après BALTZER (1969).

3.2.- CARACTERISTIQUES ECOLOGIQUES DE L'ECOSYSTEME MANGROVE

3.2.1.- Les facteurs abiotiques

Conformément aux observations effectuées dans les régions voisines (Australie, Fidji, Vanuatu, Salomon, Papouasie Nouvelle-Guinée, Philippines, Inde), les mangroves de Nouvelle-Calédonie sont caractérisées par l'extrême variabilité des conditions physico-chimiques de l'eau due à l'alternance des phases d'émersion et d'immersion pendant les marées et aux apports d'eau douce par les eaux de rivière et de ruissellement.

La température de l'eau présenterait les mêmes fluctuations que les eaux du lagon mais avec une amplitude plus forte. Dans les mangroves, les maxima peuvent atteindre 28,5°C (DELATHIERE, 1990). Un phénomène identique est rapporté par cet auteur pour la salinité qui est maximale à l'étiage. Celle-ci est fortement liée aux apports d'eau douce, notamment en période de crues pendant la saison cyclonique. Malheureusement, aucune donnée, aucun profil des caractéristiques thermo-halines des eaux des mangroves néo-calédoniennes ne sont disponibles, ce qui limite une analyse plus fine de l'hydrologie des eaux de mangroves. Les relevés effectués par ROUGERIE (1986) dans les eaux côtières indiquent une circulation particulière, dite d'estuaire, dans les fonds des baies (Saint-Vincent, Dumbéa, Boulari et Prony). Ces caractéristiques hydrologiques, en particulier l'existence de stratifications verticales consécutives à d'importantes arrivées d'eau douce, sont identiques à celles observées à Madagascar par FRONTIER (1978).

Les sédiments des mangroves de la côte ouest de Nouvelle-Calédonie proviennent principalement de l'érosion et de l'altération des massifs ultrabasiques (BALTZER, 1969, 1982; TRESQUES, 1969; BALTZER & LAFOND, 1971). Une faible proportion des particules sédimentaires est d'origine biologique, ce pourcentage pouvant atteindre au maximum 50% de débris végétaux et 10% de frustules de diatomées. La quantité de carbonate de calcium (CaCO₃) ne dépasse pas quelques pour cent, ce qui traduit l'absence de particules originaires de formations coralliennes (BALTZER, 1982) et une forte dissolution du CaCO₃ dans un sédiment de pH acide. Le substrat est parfois très riche en lutites (particules de diamètre inférieur à 64 µm), surtout au niveau des estuaires où les vases composent parfois plus de 75% du sédiment (DUGAS & DEBENAY, 1980). Les mangroves possèdent un sédiment typiquement réducteur, riche en matière organique. Les potentiels d'oxydo-réduction sont faibles, notamment dans les zones à hydrodynamisme réduit (BALTZER, 1982). Le pH est acide, tout comme le potentiel d'oxydo-réduction, il varie en fonction de l'état de la marée, des apports d'eau douce et de l'oxydation bactérienne des sulfures d'un sédiment plus ou moins riche en matière organique (DELATHIERE, 1990).

3.2.2.- Les facteurs biotiques

La flore et la faune des mangroves de Nouvelle-Calédonie sont encore mal connues, comme l'indique la pauvreté de l'inventaire des différentes espèces recensées (de taxonomie parfois douteuse) :

- algues : l'association typique d'algues rouges *Bostrychia-Calloglossa* décrite par POST (1936), occupe, avec les *Digenea*, moins caractéristiques, les racines de palétuviers, seul substrat dur des mangroves avec les sédiments compactés; par ailleurs des *Hildenbrandia* sont localisées sur les fonds de graviers (DENIZOT, 1980);
- mollusques : les peuplements les plus variés se situent sur la façade maritime des palétuviers où l'espèce caractéristique est *Terebralia palustris*; cette espèce peut être très abondante (5 à 30 individu.m⁻², voire 175 individu.m⁻² et même 400 juvénile.m⁻²); les genres *Gafrarium*, *Marcia*, *Arca*, *Anadara*, *Natica*, *Chama*, *Cerithium*, *Clypeomorus* et *Planaxis* sont également présents dans cette zone; *Terebralia*

palustris et des Nérites occupent le sédiment à l'intérieur de la mangrove, les troncs et les racines des arbres étant colonisés par *Cassidula nucleus*, *Brachydontes variabilis*, *Melina ehippium*, *Saccostrea cucullata*, *Rinicola undata*, *Clypeomorus monoliferum patulum*, *Planaxis sulcatus* et *Littorina scabra* (PLAZIAT, 1982); une étude détaillée des bivalves intertidaux a récemment été accomplie (BARON, 1992);

- crustacés : ils sont représentés par des crabes (*Uca vocans*, *U. lactea*, *U. tetragonon*, *U. dussumieri*, *Plagusia* spp., *Sesarma* spp., *Myctiris* sp., *Scylla serrata* et d'autres Portunidés), des crevettes péneides, des cirripèdes : *Balanus* spp. et *Chthalamus* spp. (PLAZIAT, 1982; MAGNIER, 1982); il faut noter que les espèces de petite taille (amphipodes, isopodes, copépodes, etc), dont le rôle dans les transferts d'énergie peut être important, sont totalement méconnues;
- poissons : le travail préliminaire à cette étude, au cours duquel 75 espèces de poissons ont été recensées (THOLLOT, 1987, 1988, 1989), constituait jusqu'alors la seule étude de l'ichtyofaune des mangroves de Nouvelle-Calédonie.

Selon PLAZIAT (1974a, 1974b, 1977) et THOMASSIN (1981), seule l'épifaune des mangroves est caractéristique de ce milieu. La faune endogée est comparable à la biocoenose des sédiments vaseux de mode calme décrits à Tuléar, Madagascar (DERIARD, 1965; LE FUR, 1972; THOMASSIN, 1978). Les organismes vivants dans le sédiment, sur les troncs et les racines de palétuviers sont soumis à divers facteurs stressants (émersion, conditions d'oxydo-réduction, variations extrêmes de température et de salinité, crues cycloniques avec de forts apports sédimentaires). Les espèces vagiles (crustacés et poissons) ont la possibilité de fuir quand l'environnement devient trop défavorable. Cependant, de fortes mortalités de poissons, dues à des conditions d'anoxie déclenchées par des pollutions organiques et de fortes températures près de Nouméa, prouvent que les conditions physico-chimiques peuvent changer et se dégrader très rapidement, ne laissant pas aux espèces mobiles le temps d'y échapper .

Un dernier facteur biotique peut être considéré : l'homme et les conséquences de ses activités. Les pollutions urbaines semblent localisées à l'agglomération de Nouméa. Elles sont dues aux émissaires déversant les eaux usées domestiques et aux rejets de l'usine Le Nickel à l'Anse Uaré. L'impact exact de ces pollutions sur les mangroves est actuellement inconnu. Par contre, les modifications du littoral par envasement et le degré de pollution des mangroves dues aux activités minières ont été décrites par BIRD *et al.* (1984). L'analyse de leurs résultats montre que les mangroves de la côte sud-ouest sont relativement peu touchées par ces activités. Seules les formations situées sur le delta de la Tontouta et dans une moindre mesure celles du delta de la Ouenghi sont affectées par les rejets de boues minières. Le dernier aspect des pollutions anthropiques est constitué par le défrichage et le remblai des mangroves, principalement pour être converties en zones habitables. Bien qu'il ne puisse être quantifié, il est particulièrement évident autour de Nouméa (par exemple aux lieux-dits "baie de la Moselle" et "baie de Sainte-Marie" à Nouméa, "ponts de la Dumbéa" sur la voie express ou encore "mairie du Mont-Dore") et ne peut que s'intensifier dans un avenir très proche (voie de raccordement est du grand Nouméa).

Deuxième chapitre

CARACTERISATION DU MILIEU

TABLE DES MATIERES

1.- INTRODUCTION	25
2.- TELEDETECTION DES MANGROVES DU LAGON SUD-OUEST	25
2.1.- MATERIEL ET METHODES	25
2.1.1.- SPOT et les données satellitaires	25
2.1.2.- Analyse et traitement des données satellitaires	26
2.2.- RESULTATS	28
2.2.1.- Cartographie thématique des mangroves par niveau de densité végétale	28
2.2.2.- Distribution des espèces végétales	29
2.2.3.- Estimations des longueurs de trait de côte	31
2.3.- DISCUSSION	32
3.- LES PARAMETRES DU MILIEU	34
3.1.- MATERIEL ET METHODES	34
3.1.1.- Les facteurs abiotiques	36
3.1.2.- Les facteurs biotiques	37
3.2.- RESULTATS	37
3.2.1.- Caractéristiques thermo-halines	37
3.2.2.- Caractérisation des stations de Bouraké et de la Ouenghi	38
3.3.- DISCUSSION	49
3.3.1.- Caractéristiques thermo-halines	49
3.3.2.- Oxygène dissous	50
3.3.3.- Matières en suspension	52
3.3.4.- Sédimentologie	52
4.- CONCLUSIONS	52

1.- INTRODUCTION

Les limites des connaissances actuelles concernant les mangroves de Nouvelle-Calédonie sont apparues clairement dans le chapitre précédent. Généralement, seules des généralités basées sur l'importance des apports terrigènes et la proximité de terres émergées ou encore des listes taxonomiques, le plus souvent incomplètes, sont disponibles. Les facteurs du milieu (biotiques et abiotiques) peuvent intervenir sur la composition des communautés de poissons. La description de ces peuplements et l'évaluation du rôle des mangroves pour l'ichtyofaune du lagon nécessitent donc une connaissance approfondie des différents facteurs écologiques, de leur impact sur les organismes et de l'importance des mangroves sur le littoral du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

La caractérisation précise d'un milieu aussi complexe que les mangroves représente une démarche longue, délicate, irréaliste dans le cadre de l'étude entreprise et dans les limites de temps imparties. En conséquence, seules les principales caractéristiques des mangroves du lagon sud-ouest ont été dégagées. L'importance des mangroves en termes de surface, de type et de répartition a été définie ainsi que les principaux facteurs du milieu (abiotiques et biotiques).

2.- TELEDETECTION DES MANGROVES DU LAGON SUD-OUEST

2.1.- MATERIEL ET METHODES

2.1.1.- SPOT et les données satellitaires

Le satellite SPOT (Satellite Pour l'Observation de la Terre) possède une orbite circulaire quasi-polaire, héliosynchrone, phasée qui lui permet de survoler tous les 26 jours à la même heure (donc avec des conditions d'éclairement identiques) une zone donnée à faible altitude (822 km à l'équateur). Il dispose de deux capteurs passifs de type HRV (Haute Résolution Visible) qui permettent d'observer en visée verticale, des images ou scènes SPOT de dimension : 60 km par 60 km.

Chaque pixel ("picture element"), est caractérisé par sa résolution (20 m x 20 m en mode multibandes) et sa signature spectrale. Cette dernière correspond aux valeurs de rayonnement absorbé par les capteurs. Le mode multibandes utilisé au cours de cette étude correspond à trois bandes de longueur d'onde d'observation :

- XS1 : 0,50 à 0,59 μm (vert-jaune);
- XS2 : 0,61 à 0,68 μm (rouge);
- XS3 : 0,79 à 0,89 μm (proche infra-rouge).

Les scènes SPOT multibandes XS employées, de niveau de prétraitement 1B (correction de déformations dues à la rotation de la terre, à la courbure du géoïde, aux effets panoramiques et aux effets de filé), sont les suivantes :

- K/J 413/394 du 18/09/86 (HRV2);
- K/J 414/394 du 17/07/87 (HRV1);
- K/J 414/395 du 17/07/87 (HRV1);
- K/J 415/395 du 17/07/87 (HRV2).

2.1.2.- Analyse et traitement des données satellitaires

L'exploitation des données SPOT a eu lieu au LATICAL (Laboratoire de Traitement d'Image CALédonien) au sein du Centre ORSTOM de Nouméa. Deux produits ont été recherchés :

- des cartes thématiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie;
- des données quantitatives pouvant être extraites de ces cartes (superficie, périmètres, etc).

Cartographie thématique des mangroves

La démarche consiste à mettre en évidence les mangroves et à les distinguer des biotopes terrestres et marins adjacents. Le canal XS3 (proche infra-rouge) est particulièrement adapté à cette approche car il permet de différencier aisément les domaines marin et fluvial des autres milieux, les rayons infra-rouge étant absorbés dans leur quasi-totalité dès les premiers centimètres d'eau. De plus, c'est dans cette bande d'absorption qu'apparaissent la plupart des signatures spectrales des végétaux. Par "seuillage" sur le canal XS3, les pixels correspondants à la mangrove peuvent être extraits.

La cartographie des mangroves de la totalité du littoral du lagon sud-ouest, soit près de 180 km, a nécessité le traitement de trois scènes SPOT. Etant donnée la taille des fichiers (environ 550 000 pixels), l'image a dû être réduite par 4. La nouvelle unité élémentaire de l'image devient un pixel de 1 600 m², ce pixel ayant la signature spectrale moyenne des 4 pixels d'origine. La légère perte d'information est compensée par la rapidité de traitement de l'image, détaillé ci-dessous :

- sélection de la zone d'étude et application de masques pour conserver la bande littorale (mer - mangrove - terre) et restreindre le nombre de pixels à traiter;
- extraction du thème mangrove : la signature spectrale des pixels associés à la mangrove est relevée en différents points connus de l'image, les pixels identiques sont alors recherchés pour l'ensemble de l'image; ce niveau du traitement nécessite l'appoint des connaissances du thématicien et des vérités terrain (vérifications zone par zone à partir de photographies aériennes, de cartes IGN et *in situ*);
- affinage de l'extraction thématique en utilisant l'indice de végétation, $(XS3-XS2)/(XS3+XS2)$, définition par seuillage trois niveaux empiriques de densité végétale (clairsemée, faible, forte); utilisation des filtres majoritaires homogénéisant les zones; cette classification est étroitement supervisée par le thématicien;
- assemblage (mosaïquage) et redressement des images dans un repère cartographique (projection UTM); une quatrième scène SPOT a été ajoutée pour mieux visualiser l'ensemble du lagon sud-ouest;
- incrustation des thèmes de densité de mangrove sur une composition colorée en fausses couleurs;

- habillage de la carte (titre, légende, échelle, etc), incrustation des principaux résultats obtenus et présentation du produit fini : une carte thématique des mangroves par niveau de densité.

Sur une zone de taille réduite, ne nécessitant pas la réduction de l'image (un pixel fait donc 400 m²), les mangroves ont été cartographiées de façon précise en faisant intervenir une thématisme croisée, par espèce et par densité. Les différentes étapes suivies sont :

- sélection de la zone et application de masques pour conserver uniquement la mangrove *sensu lato*;
- analyse statistique des signatures spectrales de tous les pixels, les points de l'image constituant un triplé (XS1, XS2, XS3) sont soumis à une analyse en composantes principales (ACP) qui permet de mettre en évidence des différences entre les points alors que la zone spectrale du nuage de points est réduite (homogénéité relative des rayonnements);
- visualisation de la zone d'étude, non pas en composition colorée des valeurs spectrales mais en fonction des résultats de l'ACP (coordonnées sur les trois premiers axes d'inertie), détermination de zones privilégiées qui correspondent aux thèmes que l'on veut extraire (zones de nature floristique homogène, différents niveaux de densité) et application à l'ensemble de la zone par application de la méthode du maximum de vraisemblance; cette classification supervisée fait appel aux connaissances de terrain du thématisme et à des confrontations avec des photographies aériennes à basse altitude (300 m); "débruitage" de l'image par application de filtres majoritaires;
- construction de l'image thématique en fausses couleurs et incrustation des thèmes extraits, d'une part des ensembles végétaux homogènes (*Rhizophora* spp., *Avicennia* sp. aff. *officinalis* et *Salicornia australis*) et d'autre part selon 4 niveaux de densité pour *Rhizophora* spp (d1 = clairsemés émergés, d2 = clairsemés immergés, d3 = denses, d4 = très denses);
- habillage de la carte et obtention du produit fini : une carte thématique des mangroves par genre ou espèce végétale dominante (*Rhizophora* spp., *Avicennia* sp. aff. *officinalis* et *Salicornia australis*) et par niveau de densité pour *Rhizophora* spp.

Extraction de données quantitatives

Les calculs des superficies des mangroves présentes dans la zone d'étude sont aisés. Un pixel correspondant à un carré de 1 600 m², il suffit de dénombrer les pixels voulus sur l'image traitée et de multiplier ce nombre par la surface unitaire. Ces mesures de surface peuvent être réalisées pour la totalité ou pour des sous-unités de la carte thématique, pour un ou plusieurs thèmes. Dans le cadre de la cartographie thématique croisée, la démarche est identique, seule la surface unitaire du pixel est plus petite (400 m²). Dans ce dernier cas, la précision de la mesure est la plus importante (pas de moyennage de 4 pixels).

Après stratification de l'image en trois grandes composantes : mer, mangrove et terre, les distances de contact, c'est à dire les mesures des interfaces mer/mangrove, mangrove/terre et mer/terre, sont évaluées après applications de masques sur l'un des trois thèmes. Les pixels de contact entre les deux thèmes conservés sont dénombrés, leurs superficies sont calculées et les distances linéaires des interfaces sont estimées grossièrement en utilisant comme unité de longueur la diagonale d'un pixel. Cette mesure étant réalisée à partir de l'image réduite quatre fois, la diagonale d'un pixel (40 m x 40 m) est de 56,6 m. L'emploi de la diagonale comme unité de longueur introduit un biais dans le calcul des distances qui peuvent être sur-estimées (pixels alignés côte à côte) ou sous-estimées (pixels avec un seul point de contact). Globalement, ces effets antagonistes peuvent s'annuler, et l'erreur reste du même ordre de grandeur pour chaque type d'interface, ce qui permet de comparer les résultats obtenus. Sont alors disponibles, en respectant certaines précautions d'emploi, les surfaces et les longueurs de façade maritime et terrestre (FM et FT) des mangroves ainsi que la superficie et une évaluation de la longueur du trait de côte dépourvue de palétuviers. Le degré d'ouverture d'une mangrove vers le lagon est estimé par le rapport FM/FT (< 1 = mangrove peu ouverte vers le lagon, > 1 = mangrove ouverte vers le lagon).

De même, la potentialité d'échange avec les eaux côtières (ECH) d'une formation végétale, de surface S et de façades maritimes et terrestres FM et FT, est évaluée par :

$$ECH = S (FM/FT)$$

2.2.- RESULTATS

2.2.1.- Cartographie thématique des mangroves par niveau de densité végétale

La cartographie thématique des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (entre Moindou et Goro), réalisée à partir de données satellitaires SPOT, a permis d'identifier, de localiser et de représenter les mangroves selon trois niveaux de densité végétale : clairsemée, de faible densité et de forte densité. Les mangroves occupent une surface totale de 80,3 km² (tab. 2), dont :

- 13 km² de mangrove clairsemée;
- 38,3 km² de mangrove peu dense;
- 28,9 km² de mangrove très dense.

Tableau 2.- Superficies des mangroves du littoral sud-ouest de Nouvelle-Calédonie estimées par télédétection. Les surfaces sont mentionnées en km², les pourcentages par site sont donnés entre parenthèses pour chaque niveau de densité.

Site	Surface de Mangrove						
	Clairsemé		Faible Densité		Forte Densité		Total
Région "nord"							
Moindou/Téremba	1,517	(10,54)	7,245	(50,36)	5,626	(39,10)	14,388
Chambeyron/Ouano	0,261	(04,01)	2,875	(44,19)	3,370	(51,80)	6,506
Isié/Testard	0,542	(07,54)	3,632	(50,50)	3,018	(41,96)	7,192
Pritzbuier	0,398	(33,36)	0,422	(35,37)	0,373	(31,27)	1,193
Bouraké	0,427	(15,73)	0,915	(33,70)	1,373	(50,57)	2,715
Le Prédour	0,278	(13,24)	0,347	(16,52)	1,475	(70,24)	2,100
Région "centre"							
St Vincent/Boulouparis	1,538	(41,24)	1,778	(47,68)	0,413	(11,08)	3,729
St Vincent/Ouenghi	0,792	(29,87)	1,530	(57,69)	0,330	(12,44)	2,652
St Vincent/Tontouta/Tamoa	4,074	(26,29)	8,571	(55,30)	2,854	(18,41)	15,499
Tiare/Port-Laguerre	0,541	(07,51)	3,267	(45,34)	3,398	(47,15)	7,206
Dumbéa	0,650	(10,86)	2,408	(40,25)	2,925	(48,89)	5,983
Région "sud"							
Boulari	0,318	(07,63)	1,328	(31,85)	2,523	(60,52)	4,169
Divers	1,693	(24,29)	4,007	(57,50)	1,269	(18,21)	6,969
TOTAL	13,029	(16,22)	38,325	(47,73)	28,947	(36,05)	80,301

Les mangroves se répartissent de façon inégale sur le littoral. Les formations les plus vastes sont celles de St Vincent/Tontouta/Tamoa (15,5 km²), Moindou/Téremba (14,4 km²), Tiaré/Port-Laguerre et Isié/Testard (7,2 km²) et Chambeyron/Ouano (6,5 km²). Le détail des surfaces de mangrove par thème de densité est mentionné dans le tableau 2. L'ampleur et le type de formation permettent de distinguer trois ensembles géographiques : une région "sud" (de Goro à Nouméa), une région "centre" (de Nouméa à la baie de Saint-Vincent) et une région "nord" (de la presqu'île de Bouraké à Moindou).

Dans la partie sud de la côte, la superficie des mangroves est le plus souvent trop faible pour être décelée par télédétection, la résolution des pixels de travail étant 1 600 m² (mode multi-bandes, image réduite quatre fois). Les formations cartographiées sont : Goro, Prony au sud et surtout la baie de Boulari (pointe Bureau, baie Morari/estuaire de La Coulée, anse de la Mission, la Conception, Magenta et Ouémo). C'est à proximité de Nouméa, dans la baie de Boulari, que les mangroves sont les plus florissantes, toutefois, elles ne couvrent que 4,2 km², soit 5,19% de la surface totale (tab. 2). Localisées dans des fonds de baie et dans les estuaires, les espèces végétales y trouvent des conditions favorables à leur développement. Les palétuviers constituent de petits ensembles touffus, les deux niveaux de densité les plus élevés (2,5 km² et 1,3 km²) représentant 92,37% des formations identifiées dans cette zone.

Les mangroves de la région "centre", de Nouméa à la baie de Saint-Vincent, sont bien développées, principalement au niveau des estuaires (Dumbéa, Port-Laguerre (rivière Nondoué), Tamoá, La Tontouta, Ouenghi) et des fonds de baie (Tindu, Koutio, Gadji, Tiaré, Déama). Cinq sous-ensembles géographiques ont été isolés : St-Vincent/Boulouparis, St-Vincent/Ouenghi, St-Vincent/Tontouta/Tamoá, Tiaré/ Port-Laguerre et baie de Dumbéa. Ils représentent la quasi-totalité des mangroves de cette zone. Avec une superficie 35,1 km², les palétuviers de la région "centre" constituent 43,66% des mangroves du lagon sud-ouest (tab. 2). Les formations sont peu compactes, que ce soit au niveau de chaque site ou globalement : 21,66% de mangrove clairsemée et 28,30% de mangrove très dense, pour 50,04% de mangrove peu dense (17,5 km²).

Au delà de la baie de St-Vincent, la région "nord" s'étend jusqu'à Moindou. Les six sous-ensembles de cette zone (Le Prédour, Bouraké, Pritzbuér, Isié/Testard, Chambeyron/Ouano, Moindou/Téremba) représentent 42,46% (34,1 km²) des mangroves cartographiées entre Moindou et Goro. Cette région est caractérisée par l'ampleur des formations très denses (15,2 km², soit 44,69% des mangroves de la région "nord"), et le faible pourcentage de mangroves clairsemées : 10,04%, soit 3,4 km². De plus, les palétuviers ne sont plus limités aux parties abritées des baies ni aux estuaires. Ils se développent sur des rivages faisant directement face au lagon : sur l'île Le Prédour, entre les presqu'îles de Bouraké et de Ouano. Ces mangroves de bordures côtières, présentes uniquement dans cette zone, couvrent une superficie de 13,9 km², soit 17,33% de la surface des mangroves de Moindou à Goro.

2.2.2.- Distribution des espèces végétales

L'identification thématique des mangroves suivant une classification taxonomique fait appel à une démarche bien plus précise que celle employée lors de l'étude précédente (par niveau de densité). Il est en effet difficile de séparer des espèces végétales de signatures spectrales très proches. De plus, le signal n'est pas toujours parfaitement homogène, les rayonnements émis par une même espèce pouvant être différents d'un point à l'autre en fonction des conditions locales d'éclairement et de marée, ce qui rend toute généralisation en "routine" impossible sur une grande échelle. Le traitement des données est délicat, il nécessite de nombreuses vérités terrains ce qui alourdit considérablement l'analyse. La zone d'étude a donc été limitée à une portion du littoral située au niveau de la presqu'île de Bouraké (mangroves de Bouraké et de Pritzbuér). Ce site a été choisi en fonction des connaissances de terrain du thématicien, de l'ampleur et de l'homogénéité des mangroves qui, à cet endroit, constituent des ensembles vastes et relativement simples, moins complexes que ceux des estuaires par exemple.

La zone à *Rhizophora* spp. (elle-même séparée en 4 niveaux de densité due à l'abondance de ces espèces), les ceintures d'*Avicennia* sp. aff. *officinalis* et de *Salicornia australis* ont pu être représentées au 1/25 000. Le premier groupe d'espèces : *Rhizophora* spp. (*R. stylosa*, *R. mangle* var. *samoensis*, *R. selala*, *Bruguiera gymnorrhiza*), est le plus important. Il constitue 94,8% de la surface occupée par les végétaux (tab. 3). Des bosquets d'arbres très denses (d4), généralement de grandes tailles, sont présents en faible quantité (0,2 km²) dans les zones protégées d'un trop fort hydrodynamisme soit par la topographie du littoral soit par d'autres

arbres. La formation la plus étendue est constituée de *Rhizophora* spp. denses (d3 : 35,6% de la surface "végétale", soit 1 km²), vient ensuite la zone la plus clairsemée (d1) située en position interne, au contact d'*Avicennia* sp. aff. *officinalis* et du sédiment nu (0,747 km², 26,4%). Le second niveau de densité (d2) de *Rhizophora* spp. composé d'arbres moyennement denses est situé dans une zone inondée, entre la façade maritime et l'arrière mangrove. Leur superficie est de 0,7 km². Les deux autres formations végétales, *Avicennia* sp. aff. *officinalis* et *Salicornia australis*, sont faiblement développées (tab. 3). Elles couvrent respectivement des surfaces de 0,1 km² (surtout dans la mangrove de Pritzbuier) et 0,04 km² et sont localisées sur la façade terrestre de la mangrove.

Tableau 3.- Importance des différents taxons végétaux identifiés dans les mangroves de Pritzbuier et de Bouraké.
km² = surface en km², % = pourcentage par site. d4 à d1 = densités décroissantes de *Rhizophora* spp.

Thème extrait	PRITZBUER		BOURAKE		TOTAL	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
<i>Rhizophora</i> spp. très denses (d4)	0,034	3,45	0,206	8,98	0,240	7,32
<i>Rhizophora</i> spp. denses (d3)	0,281	28,50	0,726	31,65	1,007	30,70
<i>Rhizophora</i> spp. clairsemés inondés (d2)	0,195	19,78	0,492	21,44	0,687	20,95
<i>Rhizophora</i> spp. clairsemés exondés (d1)	0,159	16,12	0,588	25,63	0,747	22,77
<i>Avicennia</i> sp. aff. <i>officinalis</i>	0,080	8,11	0,028	1,22	0,108	3,29
<i>Salicornia australis</i>	0,012	1,22	0,028	1,22	0,040	1,22
Sédiments nus (tannes)	0,225	22,82	0,226	09,86	0,451	13,75
TOTAL	0,986	100,00	2,294	100,00	3,280	100,00

Les espèces végétales sont réparties en différentes ceintures qui se succèdent de la façade maritime aux levées sédimentaires :

- les *Rhizophora* spp. denses, avec des petites zones très denses dans les endroits les plus abrités;
- les *Rhizophora* spp. clairsemés de l'horizon fréquemment inondé par les marées;
- les *Rhizophora* spp. clairsemés situés dans les zones plus exondées;
- les *Avicennia* sp. aff. *officinalis* en position plus interne;
- les *Salicornia australis*, dernière zone avant la végétation terrestre.

Cette distribution des espèces végétales en bandes parallèles est étroitement liée à la fréquence d'immersion par les marées et à la réduction de l'hydrodynamisme. La mangrove de Bouraké possède un réseau de chenaux avec de petites lagunes internes, ce qui augmente la complexité du schéma de répartition. L'épaisseur variable des ceintures végétales, l'existence de digitations le long des chenaux, ainsi que la présence de bosquets isolés de *Rhizophora* spp. très denses et celle de zones nues entourées de végétation sont induites par divers facteurs. Parmi ces facteurs, le drainage des eaux de marée et de pluie par les chenaux, la texture du sédiment et la topographie du littoral semblent être les plus importants.

L'un des thèmes utilisés lors de la classification thématique croisée ne correspond pas à des palétuviers mais à des sédiments nus. Ces tannes correspondent à la zone du voile algair à cyanophycées, arrière mangrove hypersalée où ni les palétuviers ni les végétaux terrestres halophiles ne peuvent se développer en raison, entre autres, de la sursalure du sol, du déficit hydrique et de la forte insolation. Ce biotope, réparti équitablement entre les deux formations (Pritzbuier et Bouraké), couvre une superficie de 0,45 km², soit 13,75% de cette mangrove (tab. 3).

2.2.3.- Estimations des longueurs de trait de côte

Pour un nombre restreint de sites (11), correspondant aux stations d'échantillonnage des peuplements de poissons, des données de surface (toute densités confondues) ont été relevées et les longueurs des façades maritimes et terrestres ont été estimées (tab. 4). Sur l'ensemble de la zone d'étude (de Moindou à Goro), les façades maritimes des mangroves (276 km) sont 2,4 fois moins développées que leurs façades terrestres (653,5 km). L'interface mer/terre dépourvue de mangroves a également été mesurée (779,2 km). Ces valeurs permettent de définir la longueur du trait de côte du lagon sud-ouest entre Moindou et Goro :

- 1 055 km de littoral maritime (mangrove incluse dans le domaine terrestre);
- 1 432 km de littoral terrestre (mangrove incluse dans le domaine maritime).

L'importance des mangroves, en pourcentage du trait de côte, peut alors être estimée. Elle représente 26,16% du littoral maritime ou 45,61% du littoral terrestre.

Tableau 4.- Superficies, façades maritimes, terrestres, degré d'ouverture et potentialité d'échanges avec le lagon de certaines mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, correspondant à des sites d'échantillonnage de poissons.

Surf. = surface en km², Dist. = distance linéaire en km.

Rapport FM/FT = rapport des distances de la façade maritime sur la façade terrestre. ECH = Sx(FM/FT) en km².

Site	Surf.	Façade Maritime		Façade Terrestre		FM/FT	ECH
		Surf.	Dist.	Surf.	Dist.		
Téremba	0,562	0,091	3,224	0,219	7,750	0,416	0,234
Lebris	0,131	0,045	1,584	0,096	3,394	0,467	0,061
Ouano	0,608	0,120	4,243	0,030	1,075	3,947	2,400
Quernel	1,862	0,323	11,427	0,315	11,144	1,025	1,909
Le Prédour	2,275	0,285	10,069	0,160	5,657	1,780	4,049
Bouraké	2,923	0,269	9,504	0,253	8,938	1,063	3,107
Déama	0,296	0,069	2,432	0,118	4,186	0,581	0,172
Ouenghi	1,110	0,080	2,828	0,536	18,950	0,149	0,165
Tamoa	11,810	0,542	19,177	2,150	76,028	0,252	2,976
Gadji	1,678	0,152	5,374	0,224	7,920	0,678	1,138
Dumbéa	2,339	0,400	14,142	0,541	19,120	0,740	1,731
Autres	54,707	5,432	192,050	4,643	164,162		
TOTAL	80,301	7,808	276,054	18,483	653,480		

L'observation des résultats (tab. 4) met en évidence la variabilité morphologique des mangroves. Des sites de superficies comparables, montrent des zones de contact mangrove/mer et mangrove/terre très différentes (Téremba/Ouano, Le Prédour/Dumbéa). Ceci est directement lié au type de formation (mangrove d'estuaire, de fond de baie ou bordière) et à la taille des mangroves. Les formations fluvio-marines et dans une moindre mesure les mangroves de fond de baie ont des façades terrestres importantes et sont relativement peu ouvertes sur le lagon (FM/FT < 1). A l'opposé, l'interface mangrove/lagon est étendue pour les formations de bordures côtières. Elle est maximale dans les îlots de palétuviers, comme, par exemple, sur l'île Plate située à l'embouchure de la Tamoa (baie de Saint-Vincent).

L'importance de ces interfaces, en terme de surface, est relativement restreinte par rapport à la superficie des mangroves. Il existe une exception : Lebris, une petite mangrove bordière, où les façades terrestre et maritime constituent respectivement 65,65% et 34,35% de la mangrove (aucun pixel sans contact avec la domaine maritime ou terrestre).

Les différences entre les régions "nord" et "centre" sont à nouveau mises en évidence. Pour quatre des six stations situées entre Téremba et Bouraké, le rapport FM/FT est supérieur ou égal à 1 (tab. 4). Généralement le degré d'ouverture de ces mangroves vers le lagon est élevé (fortes valeurs de ECH). Ceci est une caractéristique des mangroves de bordures côtières, présentes uniquement au nord de la zone d'étude. Les sites de la région "centre" présentent tous des façades terrestres importantes vis-à-vis de l'interface mer/mangrove (FM/FT inférieur à 1 et faibles valeurs de ECH). Cela est directement lié au type des formations qui se développent dans cette zone, principalement des mangroves fluvio-marines.

2.3.- DISCUSSION

L'identification, la localisation et la cartographie des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (entre Moindou et Goro), ont permis de déterminer la surface des mangroves présentes dans cette zone : 80,3 km². Les palétuviers occupent 26,16% du littoral maritime (mangrove appartenant au domaine terrestre) et 45,61% du littoral terrestre (mangrove appartenant au domaine maritime). Sans atteindre l'importance suggérée par MC GILL (1959), 75% du trait de côte entre 20° S et 20° N, les mangroves constituent une interface entre la terre et le lagon considérable. Cette zone de contact est très importante au nord de Moindou, par exemple entre Poya et Voh où elle peut atteindre 79% du littoral maritime (THOLLOT, 1989).

En plus des formations fluvio-marines et de fond de baie envasée, présentes sur la majeure partie de la zone, des mangroves de bordure côtière se développent au nord de la baie de Saint-Vincent. Ces trois types géomorphologiques, précédemment observés (PICARD *et al.*, 1980; THOLLOT, 1989), possèdent leurs propres caractéristiques. Le plus souvent, les mangroves d'estuaire et de fond de baie sont faiblement ouvertes vers le lagon. A l'opposé, les mangroves bordières présentent de vastes façades maritimes. Ainsi, la nature et l'importance des échanges entre la mangrove et les eaux côtières pourraient différer selon le type de formation.

Les mangroves ne sont pas uniformément répartie sur le littoral, leur importance croît le long du trait de côte du sud vers le nord. Différents facteurs induisent la présence des mangroves sur le littoral (MACNAE, 1968; BALIZER, 1969, 1982; CHAPMAN, 1976; SEMENIUK, 1980, 1983; TOMLINSON, 1986) :

- la géomorphologie côtière, pente et nature du substrat, expliquant entre autres l'absence de mangroves extensives dans la baie de Prony (littoral de pente forte, malgré un hydrodynamisme réduit);
- les apports d'eau douce au niveau des estuaires et des deltas où sont présentes les mangroves fluvio-marines, les formations les plus importantes dans la région étudiée;
- l'hydrodynamisme côtier, les littoraux abrités (sous le vent des alizés) sont des sites favorables au développement des palétuviers; la largeur du lagon sud-ouest diminuant du sud vers le nord, ceci s'accompagne d'une réduction de l'influence océanique et de l'impact des alizés, en conséquence, les conditions hydrodynamiques côtières deviennent modérées ce qui rend possible l'installation de mangroves de bordure côtières;
- les phénomènes de dispersion des plantules et les tolérances physiologiques des palétuviers vis-à-vis des facteurs du milieu.

Les zones potentiellement aménageables en sites aquacoles de la majeure partie du littoral ouest de la Grande Terre (de la baie de Saint-Vincent et la pointe nord de l'île) ont été cartographiées à partir de données satellitaires SPOT sur le site de Térémba (LOUBERSAC, 1985) et dans le cadre de l'étude ALIAS (LOUBERSAC *et al.*, 1986; GROTTÉ, 1987; BEN MUSTAPHA, 1988). Pour cette dernière étude, trois thèmes ont été extraits : mangrove arbustive, zone de transition (vasières végétales) et sol nu (tannes). C'est au niveau des tannes, situées en arrière de la mangrove, que l'implantation de bassins d'élevage de crevettes, voire de crabes ou de poissons, est envisageable. Les produits finis sont des cartes au 1/150 000 et des cartes de détail au 1/25 000. Seules les surfaces aménageables sont mentionnées. Ces tannes correspondent en partie au niveau le plus faible de densité de notre étude : les mangroves clairsemées. Il semblerait, au vu de comparaisons rapides dans la zone commune aux deux travaux, que les surfaces de tannes mesurées lors du projet ALIAS soient légèrement surestimées (nombreux pixels isolés dus à une classification approximative ou à l'absence de filtre majoritaire). La confrontation de l'image de Bouraké/Pritzbuër, où figurent les tannes (0,226 km²), et de celle de l'étude ALIAS (0,290 km²) le confirme (26,6% de sur-estimation).

D'autres études de télédétection ont été réalisées, à partir de données Landsat MSS en Inde (QUADER *et al.*, 1986) ou de photographies Kate 140 sur Salyut 7 au Bangladesh (ROY, 1989). Les mangroves apparaissent selon des indices de densité végétale (5 et 6 niveaux respectivement). QUADER *et al.* (1986) n'excluent pas la possibilité d'une relation entre les diverses réflectances et des réponses spectrales d'espèces différentes. Celle-ci a été établie au niveau de la mangrove de Bouraké/Pritzbuër, une thématique croisée espèce-densité ayant été extraite. Toutefois, il est difficile d'isoler les deux composantes. ROY (1989) distingue 9 associations d'espèces végétales appartenant à la mangrove à partir de photographies MKF6 sur Salyut 7 selon quatre critères d'interprétation : couleur, texture, distribution et localisation. SPOT a également été utilisé avec succès pour cartographier les mangroves (études ALIAS *op. cit.*; DAVID, 1989; BLASCO, 1991). Le traitement de l'image consiste principalement en l'analyse et le seuillage des réflectances perçues sur le canal XS3, celui qui supporte la plus grande partie utile de l'information. Des combinaisons linéaires des valeurs des différents canaux permettent parfois, en augmentant les contrastes, d'accéder à des niveaux supérieurs d'interprétation de l'image (SAINT & PODAIRE, 1981). Ces indices sont :

- l'indice de végétation : $IV = (XS3 - XS2) / (XS3 + XS2)$;
- l'indice de brillance : $IB = \sqrt{XS3^2 + XS2^2}$;
- l'indice pigmentaire : $IP = (XS1 / XS2)$.

Dans le cadre de l'étude floristique menée sur le site de Bouraké/Pritzbuër, l'utilisation de ces indices, notamment l'indice de végétation (IV) et l'indice pigmentaire (IP), n'ont pas été satisfaisants. Un traitement statistique (ACP) sur les trois canaux s'est révélé plus efficace que ces indices. La relative homochromie et l'homotypie des feuilles de palétuviers (TOMLINSON, 1986) confère à l'ensemble de la canopée une certaine homogénéité. De plus, les ensembles végétaux monospécifiques sont rares et peu étendus dans la plupart des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Enfin, des paramètres externes interviennent tels la texture du sol, son degré d'hygrométrie, etc. En conséquence, les signatures spectrales des différentes espèces de palétuviers sont rarement pures, le plus souvent elles sont bruitées dans des proportions variables. Les résultats de l'analyse mettent en évidence la stratification horizontale des associations d'espèces de palétuviers (*Rhizophora* spp., *Avicennia* sp. aff. *officinalis*, et *Salicornia australis*). La répartition des espèces est conforme aux descriptions de BALTZER (1969, 1982) et de PICARD *et al.* (1980). Les formations les plus florissantes se situent au niveau de la façade maritime, la densité des espèces diminuant ensuite vers l'arrière mangrove où se développent les *Avicennia* puis les *Salicornia*. Cette distribution en ceintures parallèles est ajustée en fonction de la topographie locale (présence de chenaux, pente du littoral), de la nature des sédiments et des conditions de drainage.

La cartographie thématique des mangroves par traitement d'images satellitaires représente un mode d'investigation privilégié en raison des difficultés d'accès généralement rencontrées sur le terrain. L'analyse des données est assez simple (les signatures spectrales des palétuviers appartiennent aux longueurs d'ondes des principaux capteurs en service) et peu onéreuse, ne dépassant pas le coût lié à des investigations selon les méthodes traditionnelles (BEN MUSTAPHA, 1988). La précision des résultats, leur disponibilité et la relative facilité de répétition des traitements font de la télédétection un outil moderne, particulièrement adapté à la description et au suivi temporel des écosystèmes littoraux des tropiques, dont les mangroves.

3.- LES PARAMETRES DU MILIEU

3.1.- MATERIEL ET METHODES

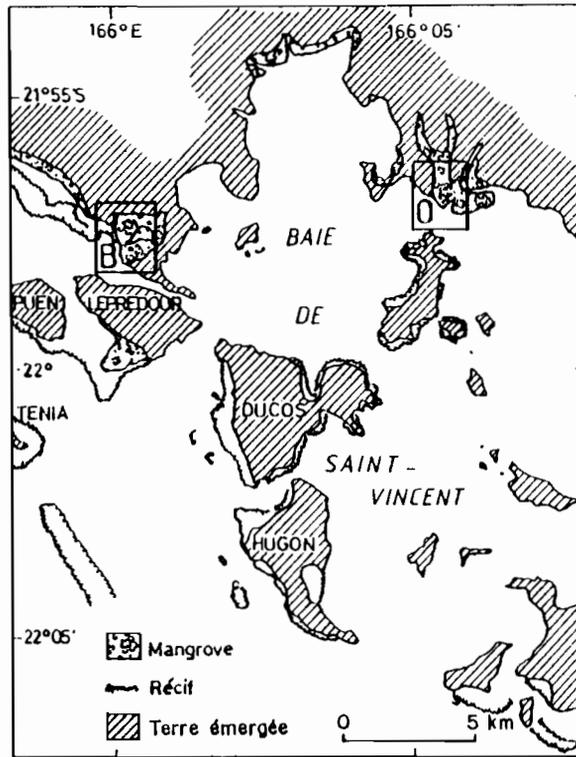
La caractérisation des stations d'échantillonnage des poissons nécessite la quantification de nombreux paramètres (abiotiques ou biotiques). Cela constitue une démarche délicate en raison des conditions de marées (marnage inférieur à 1,80 m et émergence quasi-complète à l'étape de basse mer des sites échantillonnés) et techniquement très lourde, impossible à réaliser en routine. Pour la plupart des stations, visitées de façon ponctuelle, seules les données de température et de salinité ont été relevées afin de définir leurs caractéristiques thermo-halines au moment des prélèvements (tab. 5). Les stations de Bouraké et de la Ouenghi, échantillonnées régulièrement en 1989 (toutes les 4 semaines), ont été caractérisées plus finement (fig. 8). La température et la salinité des eaux de la façade maritime et de la lagune interne de Bouraké et de celles de l'amont et de l'aval de l'estuaire ont été déterminées. De plus, les teneurs en oxygène dissous et en matières en suspension (dénommée - à tort - turbidité pour faciliter la lecture du document, et matière organique) dans l'eau ont été relevées sur la façade externe de Bouraké et en amont de l'estuaire. La nature du sédiment, sa teneur en matière organique ainsi que des données biotiques (composition des peuplements benthiques) ont également été étudiées sur l'ensemble des deux stations.

Tableau 5.- Localisation des stations de prélèvement de données physico-chimiques.

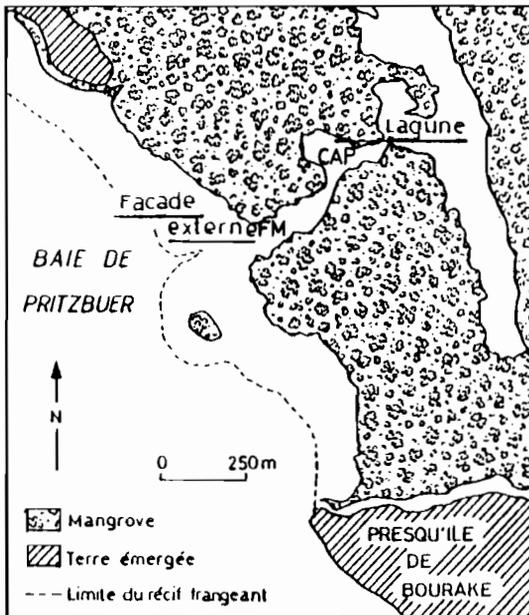
° : ces 2 stations ont été ré-échantillonnées de façon plus détaillée (T°, S[‰], O₂d, TU, M.O.S., etc) au cours de l'année 1989, chaque dernier quartier de lune, de janvier à décembre.

Site	Position	Date
Maison Neuve	(22°11'S 166°20'E)	05/88
Dumbéa	(22°11'S 166°26'E)	06/89
Prony Nord	(22°17'S 166°51'E)	06/88
Prony Sud	(22°23'S 166°54'E)	06/88
Le Prédour	(21°59'S 165°58'E)	07/88
Puen	(21°58'S 165°58'E)	07/88
Bouraké °	(21°57'S 165°58'E)	07/88
Ouenghi °	(21°56'S 166°05'E)	11/88
Quernel	(21°55'S 165°55'E)	11/88
Téremba	(21°45'S 165°42'E)	12/88
Ouano	(21°50'S 165°49'E)	12/88
Lebris	(21°49'S 165°45'E)	12/88
Tontouta-Tamoa	(22°02'S 166°09'E)	04/89
Gadji	(22°10'S 166°22'E)	06/89

CARACTERISATION DU MILIEU



B = BOURAKE



O = OUENGI

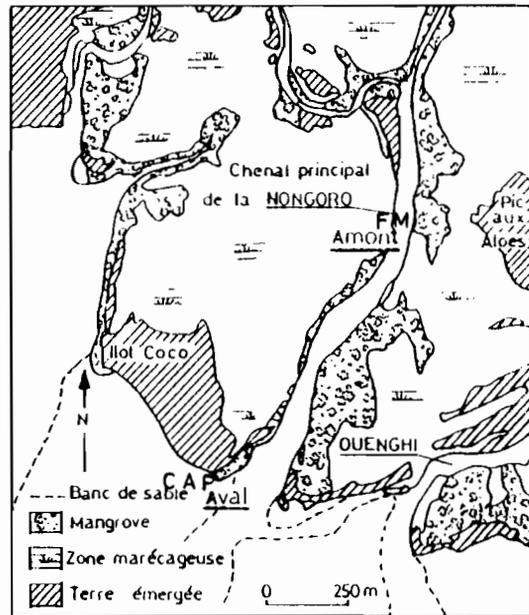


Figure 8.- Présentation des stations de Bouraké et de la Ouengi et emplacement des sites d'échantillonnage de poissons (FM : filets maillants ; CAP : capêchade).

3.1.1.- Les facteurs abiotiques

Physico-chimie de l'eau

La température de l'eau est relevée à l'aide d'un thermomètre seau posé sur le fond (profondeur maximale inférieure à 2 m) devant les palétuviers aux étales de pleine mer et de basse mer, de jour comme de nuit. La lecture des températures a été faite au dixième de degré Celsius.

Mesurée avec un réfractomètre de terrain Atago, la salinité des eaux de sub-surface (50 cm de profondeur) est lue à 0,5 ‰ près, en même temps que les relevés de température.

L'oxygène dissous (O₂d) est dosé toutes les quatre semaines aux stations de Bouraké et de la Ouenghi suivant la méthode de Winkler (GRASSHOFF *et al.*, 1983). L'eau de sub-surface est prélevée aux étales de marée, le jour et la nuit, dans des bouteilles à col rodé de 250 ml à 50 cm de profondeur, en évitant l'aération de l'eau et le piégeage de bulles d'air. L'oxygène dissous est fixé (1 ml MnCl₂ 0,01 N puis 1 ml KIKOH 0,01 N) le plus tôt possible après le prélèvement d'eau. Cette fixation constitue la première étape du dosage de Winkler qui sera terminé au laboratoire. Une fois déterminées, les valeurs des concentrations en O₂d sont converties en pourcentages de saturation (WEISS, 1970). Par différence entre la valeur théorique (à température et salinité données) et la valeur mesurée, l'utilisation apparente en oxygène (U.A.O.) est calculée (REDFIELD, 1942). Des difficultés n'ont pas permis de réaliser de mesures en février et en août (de jour) à Bouraké. Dans l'estuaire de la Ouenghi, un pourcentage de saturation en O₂d n'a pu être calculé (août, marée basse de jour), la salinité n'étant pas disponible.

La teneur en matières en suspension des eaux de sub-surface (50 cm de profondeur), a été déterminée par filtration d'échantillons d'eau recueillis, parallèlement à ceux destinés aux mesures d'O₂d, sur les stations de Bouraké et de la Ouenghi. Les filtres utilisés, de type Whatman GFC en fibre de verre (porosité 0,45 µm), sont préalablement passés au four à 450°C pendant 3 h pour éliminer toute matière organique et pesés (P₁ = poids sec du filtre avant filtration). Après filtration des échantillons d'eau (volume filtré V variant de 120 à 130 ml), les filtres sont séchés à l'étuve (60°C pendant 72 h) puis pesés (P₂ = poids sec du filtre après filtration). Enfin, les filtres sont brûlés à 550°C pendant 1 h et pesés à nouveau (P₃ = poids sec du filtre après perte au feu). La turbidité (TU), représentant en fait la charge en matière particulaire, et la matière organique en suspension (M.O.S.), le poids sec sans cendres, peuvent alors être calculés :

$$\begin{array}{l}
 \text{- TU} = \frac{P_2 - P_1}{V} \qquad \qquad \qquad \text{- M.O.S.} = \frac{P_2 - P_3}{V}
 \end{array}$$

Pour des raisons techniques, seules les M.O.S. récoltées de mars à décembre ont été analysées.

Sédimentologie

L'étude granulométrique de 12 échantillons de sédiment, prélevés aléatoirement selon un transect du large vers la côte dans la station de Bouraké (façade externe et lagune interne) et dans l'estuaire de la Ouenghi (amont et aval de l'embouchure, cf. fig. 8), a été réalisée. Des détails concernant le protocole expérimental de tamisage, le calcul des indices granulométriques utilisés et leur interprétation figurent dans la thèse de CHEVILLON (1990). La récolte des sédiments est faite à marée basse sur une surface d'environ 0,1 m² (épaisseur de 10 cm) à l'aide d'une pelle. Après séchage à l'étuve (60°C pendant 72 h ou plus selon l'humidité de l'échantillon jusqu'à l'obtention d'un poids constant), le poids sec de sédiment est relevé. La fraction vaseuse est alors éliminée manuellement par tamisage humide sur un tamis de 0,063 mm. La fraction grossière est

séchée (60°C pendant au moins 72 h) puis tamisée sur colonne en deux passages de 15 minutes. La colonne granulométrique employée est composée de tamis de mailles 0,063 - 0,25 - 0,5 - 1 - 2,5 et 20 mm. Les poids des différents refus sont pesés au centigramme près. Les 7 classes granulométriques correspondantes reposent sur la classification de WEYDERT (1971) :

- galets (> 20 mm);
- graviers, cumulant gravelles, graviers et granules (> 2,5 et < 20 mm);
- sables grossiers (> 1 et < 2,5 mm);
- sables moyens (> 0,5 et < 1 mm);
- sables fins (> 0,25 et < 0,5 mm);
- sables très fins (> 0,063 et < 0,25 mm);
- vases (< 0,063 mm).

Les indices granulométriques calculés sont :

- le pourcentage de vases;
- des indices de position (la médiane et la taille moyenne);
- des indices de dispersion (le classement et le triage);
- des indices de forme (l'asymétrie et la normalité);
- le facteur hydrodynamique.

La teneur en matière organique des sédiments de Bouraké et de la Ouenghi, récoltés à l'aide d'un petit carottier ($4,52 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$ pour une hauteur de 10 cm) est déterminée par perte au feu. Après séchage à l'étuve (72 h à 60°C), l'échantillon est passé au four à 550°C pendant 3 h puis repesé. La différence de poids, correspond à la quantité de matière organique présente dans le sédiment. Des échantillons de sédiment ont été prélevés sur la façade externe et dans la lagune interne de la mangrove de Bouraké et sur les berges de l'estuaire de la Ouenghi où les prélèvements réalisés devant les palétuviers et dans la mangrove ont été distingués.

3.1.2.- Les facteurs biotiques

La réalisation d'inventaires floristiques (phytoplancton, phytobenthos, algues et macrophytes) et faunistiques (zooplancton, meiobenthos, micro et macrofaune endogée, sessile et vagile) représente une démarche très lourde en termes de temps, de personnel et tout simplement de compétences. Elle était impossible et hors de propos dans le cadre de cette étude. Seuls les macro-organismes benthiques ont été recensés semi-quantitativement dans les stations de Bouraké et de la Ouenghi. Les espèces présentes ont été identifiées et leur abondance relative (IR) reportée sur une échelle arbitraire variant de 1 à 5 (1 : très rare, 2 : rare, 3 : commun, 4 : abondant, 5 : très abondant).

3.2.- RESULTATS

3.2.1.- Caractéristiques thermo-halines

Les températures et les salinités ont été enregistrées, à marée haute et à marée basse de jour comme de nuit, lors des échantillonnages de poissons, sur 14 stations (tab. 5). Les mesures de température et de salinité figurent dans le tableau 6.

Température

Dans un même site, les variations de température sont faibles, l'amplitude maximale est de 7°C observée à Téremba, et de 1,2°C seulement à Bouraké. Etant donnée la ponctualité des relevés (sur 5 jours au plus), il est normal que cette variabilité intra-site soit réduite. Sa valeur moyenne est de 3,45°C ($\sigma = 1,63$). Les températures extrêmes ont été relevées à Le Prédour (marée basse, de nuit, en hiver) pour la plus basse : 19,2°C, et à Téremba (marée basse, de jour, en été) pour la plus élevée : 34,5°C (tab. 6). Habituellement, les valeurs minimales correspondent aux températures lues à marée basse, de nuit, en hiver ou lors de fortes pluies (notamment dans les estuaires) et les valeurs maximales aux relevés effectués à marée basse, de jour, en été.

Les valeurs moyennes par site varient de 21,1°C (Le Prédour) à 30,0°C (Téremba) pour une moyenne générale inter-site de 25,6°C ($\sigma = 2,60$). Les effets saisonniers masquent toute relation entre la latitude du site et la température de l'eau, les valeurs les plus élevées étant observées en été et les plus basses en hiver indépendamment de la position géographique. La station "Tontouta-Tamoa" se démarque légèrement du schéma général avec des températures plus fraîches que prévu en raison du passage du cyclone "Lily" et d'une forte pluviométrie associée. Les apports d'eau douce (de pluie, de ruissellement et/ou véhiculée par les deux rivières) semblent être responsables de ce rafraîchissement temporaire des eaux.

Salinité

Les mesures de la salinité présentent de plus fortes variations que les températures. Les fluctuations intra-site atteignent 26‰ à la Ouenghi, la station la plus stable étant Puen où la salinité est restée égale à 37‰ pendant la période de mesure. La relation entre les variations de salinité et les apports d'eau douce est évidente, les plus fortes différences correspondant à des mesures effectuées à proximité de rivières (Ouenghi, Prony nord et sud, Tontouta-Tamoa) ou lors de fortes pluies (Quernel). La salinité minimale a été relevée lors du cyclone "Lily" (1‰) devant la Tamoa. La valeur la plus forte (39,5‰) a été relevée à Maison Neuve et à Prony sud. Globalement, les salinités minimales ont été observées à marée basse dans les estuaires lors de fortes pluies et les valeurs maximales à marée basse de jour en été (tab. 6).

Les moyennes par site varient entre 9,3‰ (Tontouta-Tamoa) et 38,2‰ (Le Prédour) pour une moyenne générale de 31,1‰ ($\sigma = 8,68$). Les sites peuvent être classés selon l'influence des apports d'eau douce :

- influence nulle : Lebris, Ouano, Quernel, Puen, Le Prédour, Bouraké, Maison Neuve, Gadji;
- influence réduite : Prony sud;
- influence forte : Téremba, Dumbéa, Prony nord;
- influence très forte : Ouenghi, Tontouta-Tamoa.

3.2.2.- Caractérisation des stations de Bouraké et de la Ouenghi

Température

Les températures de l'eau à Bouraké (fig. 9) présentent une variabilité inter-échantillons réduite, l'essentiel des variations étant lié à l'alternance d'une saison chaude (novembre à avril) et d'une saison froide (mai à août). Bien que les valeurs diurnes soient généralement les plus fortes et que les températures minimales soient observées de nuit à marée basse, les quatre profils se superposent étroitement (fig. 9). Les effets des conditions de prélèvement (jour/nuit, état de la marée) sur la température de l'eau semblent réduits vis-à-vis de l'importance du facteur saison.

CARACTERISATION DU MILIEU

Tableau 6.- Caractéristiques thermo-halines des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.
n = nombre de mesures, min = minimum, max = maximum, moy = moyenne, (σ) = écart-type.

Site	n	Température				Salinité			
		min	max	moy	(σ)	min	max	moy	(σ)
Téremba	8	27,5	34,5	30,0	(2,20)	27,0	30,5	28,4	(1,05)
Lebris	7	25,5	28,5	27,2	(1,25)	35,0	36,0	35,4	(0,42)
Ouano	8	25,5	30,0	28,4	(1,30)	36,5	37,0	36,6	(0,20)
Quernel	12	26,0	31,0	28,1	(1,44)	29,0	38,0	35,6	(2,07)
Puen	4	19,5	23,2	21,4	(1,40)	37,0	37,0	37,0	(0,00)
Le Prédour	3	19,2	23,0	21,1	(1,55)	38,0	38,5	38,2	(0,24)
Bouraké	4	22,5	23,7	23,0	(0,42)	36,0	38,0	37,4	(0,80)
Ouenghi	12	24,5	30,5	28,5	(1,65)	02,0	28,0	14,2	(9,24)
Tontouta-Tamoa	12	22,5	25,7	23,9	(0,92)	01,0	20,0	09,3	(5,61)
Maison Neuve	3	25,2	27,5	26,5	(0,96)	36,5	39,5	37,7	(1,30)
Gadji	5	24,0	25,5	24,9	(0,58)	35,0	36,0	35,5	(0,32)
Dumbéa	5	24,0	25,9	24,8	(0,78)	28,0	33,0	30,1	(1,62)
Prony Nord	11	24,5	27,5	25,3	(0,81)	10,0	35,5	26,2	(9,23)
Prony Sud	13	24,2	26,4	24,9	(0,68)	14,0	39,5	33,5	(6,57)

Les températures relevées sur les deux sites de l'estuaire de la Ouenghi (aval et amont) possèdent des caractéristiques communes et suivent les mêmes tendances qu'à Bouraké (fig. 9). D'une part, la variabilité inter-échantillons est petite, l'essentiel des variations étant lié à l'alternance d'une saison chaude et d'une saison froide. D'autre part, les différents profils indiquent qu'en saison chaude les eaux ont tendance à se réchauffer de jour à marée basse alors qu'en saison froide les températures diminuent de nuit à marée basse. Ce phénomène est le plus sensible dans la partie basse de l'estuaire où la profondeur est faible.

Quel que soit le site, les variations de la température sont similaires et suivent étroitement le cycle climatique annuel (température élevée de l'air et longues périodes d'insolation en été, puis diminution progressive pour atteindre des valeurs minimales en hiver). A cette échelle, le rôle des apports d'eau douce sur les variations de température paraît réduit, les trois sites possédant des températures comparables. En revanche, les fluctuations de température sont maximales quand l'épaisseur de la couche d'eau est réduite.

Salinité

Les variations de la salinité sont très faibles sur le site de Bouraké (fig. 10). Les valeurs extrêmes sont comprises entre 28,5 et 36,5 ‰, le minimum étant dû aux fortes pluies consécutives au passage d'un cyclone en janvier 1989. Les profils ne présentent pas de différences sensibles selon l'état de la marée.

Les structures halines des deux stations de la Ouenghi présentent des profils similaires, marqués par une forte variabilité (de 4 à 34 ‰). Les valeurs mesurées diffèrent fortement selon les conditions de marée (fig. 10). A l'étale de pleine mer, l'onde de marée pénètre dans l'estuaire, ce qui se traduit par des mesures de salinité proches de celles observées à Bouraké. A l'inverse, la salinité est faible à marée basse quand l'influence des eaux douces est maximale. Ceci est particulièrement sensible en aval de la station et non en amont. Cette "anomalie" est due à l'action conjointe de deux paramètres, l'équilibre des sels (marées et débit de la rivière) et la profondeur. En amont, le chenal est creusé (3 m) et possède des rives étroites. Il abrite en profondeur une masse d'eau dense (chaude et salée), ou "coin salé", qui tempère les variations de salinité. En aval, le rivage en pente douce est peu profond. A marée haute les eaux du lagon envahissent les berges alors qu'à marée basse l'épaisseur de la couche d'eau est faible ce qui augmente l'influence des eaux douces.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

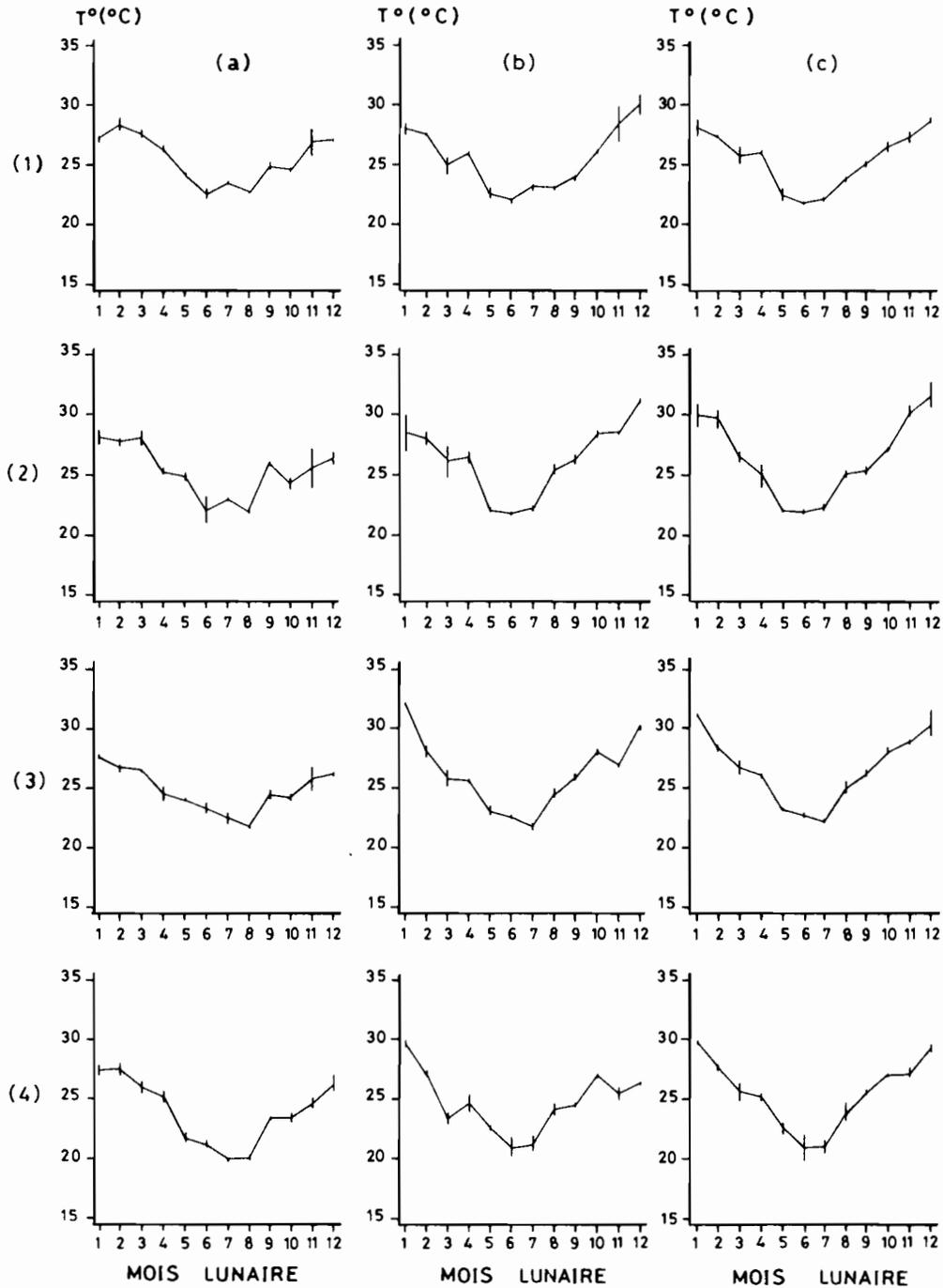


Figure 9.- Variations mensuelles (moyenne \pm valeurs extrêmes) de la température ($^{\circ}$ C) dans trois sites (a : Façade externe de Bouraké, b : Ouenghi aval, c : Ouenghi amont) selon les conditions de prélèvement (1 : marée haute de jour, 2 : marée basse de jour, 3 : marée haute de nuit, 4 : marée basse de nuit).

CARACTERISATION DU MILIEU

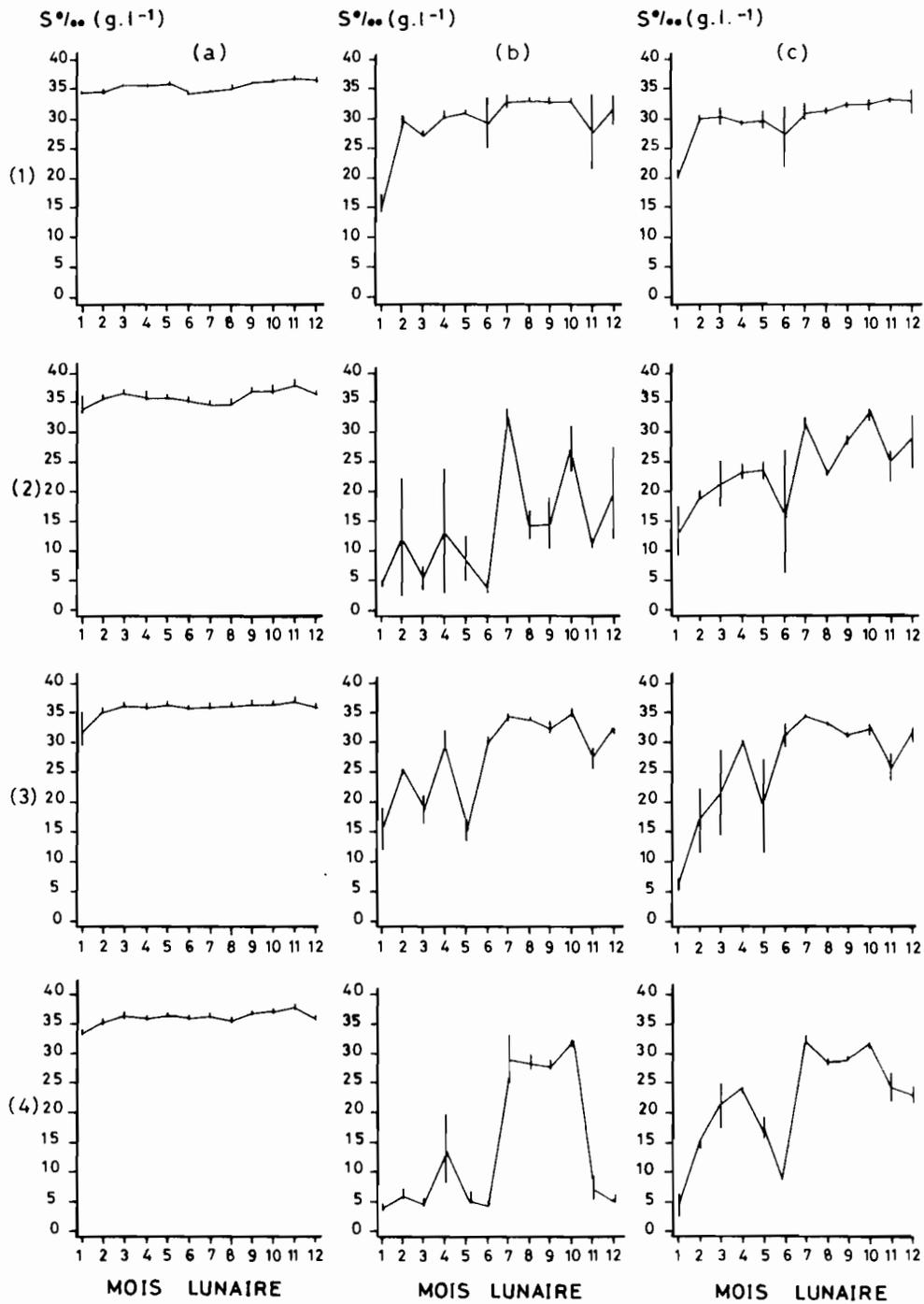


Figure 10.- Variations mensuelles (moyenne ± valeurs extrêmes) de la salinité (‰) dans trois sites (a : Façade externe de Bouraké, b : Ouenghi aval, c : Ouenghi amont) selon les conditions de prélèvement (1 : marée haute de jour, 2 : marée basse de jour, 3 : marée haute de nuit, 4 : marée basse de nuit).

Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous (O₂d) des eaux de sub-surface présentent de fortes variations d'un mois à l'autre, alors que les variations intra-échantillons sont faibles (fig. 11). Les eaux sont plus oxygénées à marée haute qu'à marée basse, notamment à Bouraké (tab. 7). Sur ce site, la profondeur est réduite à marée basse (0,5 m contre 1,5 à 2 m en amont de la Ouenghi). En terme de pourcentage de saturation, un phénomène identique est observé, les valeurs étant proches de 100% à marée haute et le plus souvent inférieure à 100% à marée basse, de jour comme de nuit (fig. 11). Le déficit en O₂d correspond à des processus d'oxydation et aux consommations d'oxygène des organismes présents. Les valeurs positives de l'U.A.O. (Utilisation Apparente en Oxygène) sont maximales lorsque le pourcentage de saturation en O₂d est faible, notamment en novembre à Bouraké comme à la Ouenghi (fig. 11). Cette raréfaction brutale en O₂d n'a pu être expliquée de façon satisfaisante, la teneur en matière organique en suspension n'étant pas très élevée à cette période (fig. 12). Il s'agit peut-être d'une erreur de manipulation lors de la fixation des échantillons ou d'un défaut de dosage au laboratoire (dilution ou concentration d'un produit).

Tableau 7.- Moyennes et écart-types du pourcentage de saturation en oxygène dissous et de l'utilisation apparente en oxygène (U.A.O. positive) sur les sites de Bouraké (façade externe) et de la Ouenghi (amont).

n = nombre de mesures, moy = moyenne, (σ) = écart-type.

Station	Pourcentages de Saturation en O ₂						U.A.O. Positive						
	Marée Haute			Marée Basse			Marée Haute			Marée Basse			
	n	moy	(σ)	n	moy	(σ)	n	moy	(σ)	n	moy	(σ)	
Bouraké	Jour	9	99,99	(13,11)	9	77,55	(17,96)	4	0,48	(0,59)	8	1,24	(0,69)
	Nuit	11	92,52	(9,93)	12	73,70	(12,29)	10	0,40	(0,47)	12	1,26	(0,57)
Ouenghi	Jour	12	92,07	(6,20)	11	89,42	(11,51)	12	0,38	(0,28)	8	0,80	(0,48)
	Nuit	12	95,46	(10,97)	12	83,33	(11,21)	8	0,45	(0,38)	12	0,83	(0,53)

Matières en suspension

Turbidité (charge en matières en suspension)

Les profils de turbidité diffèrent selon le site (fig. 12). Les teneurs en matières en suspension (de nature minérale ou organique) relevées à Bouraké présentent peu de variations selon l'état de la marée. Au cours de l'année, les valeurs de turbidité sont comprises entre 3 et 40 10⁻³ g.l⁻¹. Elles varient de façon modérée, les quelques pics observés correspondant à des conditions particulières comme le cyclone "Délilah" en janvier. Dans l'estuaire, les variations de la charge en particules sont plus amples et les turbidités maximales plus élevées qu'à Bouraké (fig. 12). Les très fortes valeurs observées en juin dans l'estuaire correspondent à des précipitations abondantes et celles du mois de janvier au passage du cyclone. A ces occasions, la turbidité est nettement plus élevée à marée basse qu'à marée haute.

Les variations des teneurs en matières en suspension sont étroitement liées aux conditions climatiques. Les périodes de forte pluviométrie s'accompagnent d'un flux de particules terrigènes (charge solide des rivières et/ou des eaux de ruissellement) et d'une remise en suspension des sédiments les plus fins par agitation de la colonne d'eau. Ces phénomènes sont plus sensibles à la Ouenghi, les flux de particules étant plus importants et leur remise en suspension plus aisée (sédiment plus fluide) qu'à Bouraké (eaux de ruissellement seulement). Ils sont plus importants à marée basse qu'à marée haute, la part des eaux continentales étant alors plus grande et la colonne d'eau moins épaisse.

CARACTERISATION DU MILIEU

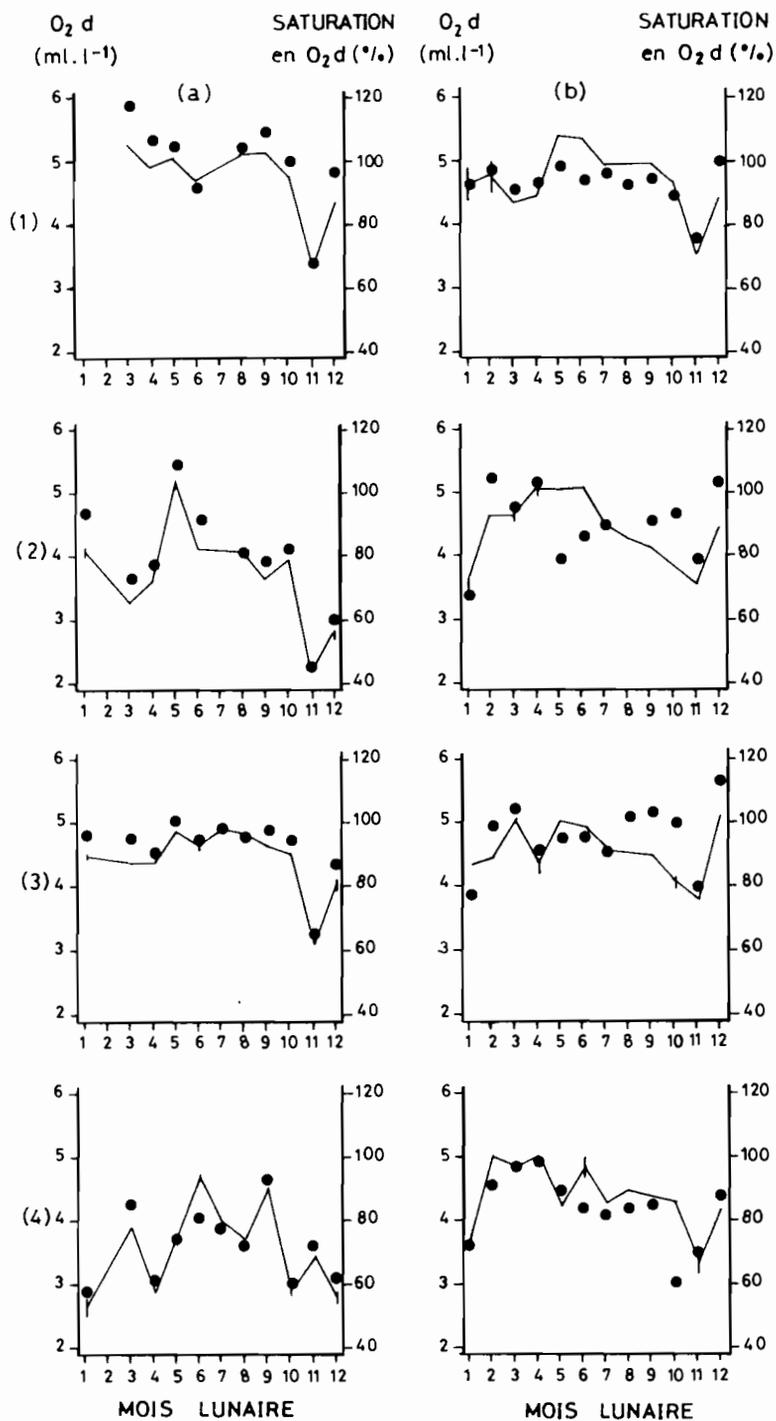


Figure 11.- Variations mensuelles de la teneur en oxygène dissous (en ml.l⁻¹ : moyenne ± valeurs extrêmes, trait continu) et du pourcentage moyen de saturation en oxygène (points) dans deux sites (a : Façade externe de Bouraké, b : Ouenghi amont) selon les conditions de prélèvement (1 : marée haute de jour, 2 : marée basse de jour, 3 : marée haute de nuit, 4 : marée basse de nuit).

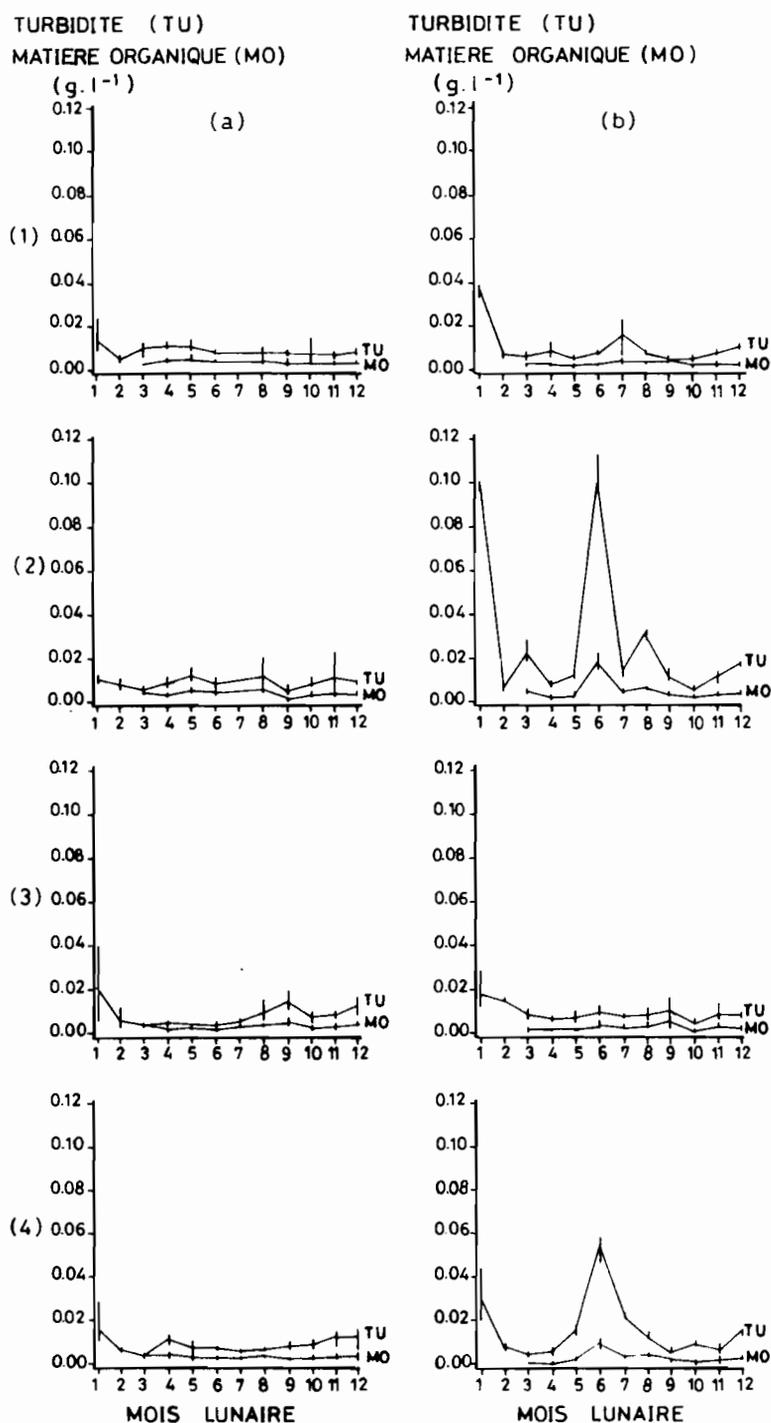


Figure 12.- Variations mensuelles (moyennes \pm valeurs extrêmes) de la turbidité (TU) et de la matière organique en suspension (MOS en $mg.l^{-1}$) dans deux sites (a : Façade externe de Bouraké, b : Ouenghi amont) selon les conditions de prélèvement (1 : marée haute de jour, 2 : marée basse de jour, 3 : marée haute de nuit, 4 : marée basse de nuit).

Matière organique en suspension

Les teneurs en matière organique en suspension dans l'eau (M.O.S.) sont faibles et très variables (0,8 à 22,3 mg.l⁻¹), les variations inter-échantillons étant d'autant plus élevées que les teneurs en M.O.S. sont fortes (fig. 12). Les différences dues à l'état de la marée sont réduites. Dans l'estuaire, des teneurs en M.O.S. sont plus importantes à marée basse qu'à marée haute; elles correspondent aux turbidités élevées consécutives aux pluies du mois de juin.

Globalement, les profils de turbidité et de M.O.S. sont parallèles (fig. 12). Néanmoins, la part de la M.O.S. dans les particules en suspension n'est pas constante. Elle est minimale (20%) quand la turbidité est élevée et peu atteindre 100% quand la turbidité est faible. Cela semble indiquer que la M.O.S. serait principalement d'origine autochtone. Les augmentations de la M.O.S. constatées lors des fortes pluies correspondraient alors seulement à des remises en suspension d'un sédiment riche en matière organique. Les apports terrigènes, véhiculés par les eaux de rivière et de ruissellement, seraient eux composés pour leur grande majorité de particules minérales.

Sédimentologie

Analyse granulométrique

Le nombre insuffisant d'échantillons et le protocole de récolte utilisé (pas de grille d'échantillonnage, prélèvement manuel) ne permettent pas la réalisation d'une étude sédimentologique poussée, qui d'ailleurs dépasserait le cadre de cette étude. Les principales caractéristiques des sédiments des mangroves étudiées peuvent toutefois être extraites de cette analyse (tab. 8).

Tableau 8.- Pourcentages de vase et indices sédimentologiques relevés sur les stations de Bouraké et de la Ouenghi.

Stations : B = Bouraké, Ext = extérieur, Int = intérieur. O = Ouenghi, Amt = amont, Avl = aval.

1 à 3 = échantillons du large (1) vers la côte (3).

Indices : %Vase = pourcentage de vase, Méd. = médiane, T.Moy. = taille moyenne, Class. = classement, Tri. = triage, Norm. = normalité, Asy. = asymétrie, Hydr. = facteur hydrodynamique.

Station	%Vase	Méd.	T.Moy.	Class.	Tri.	Norm.	Asy.	Hydr.
B Ext1	4,4	1,18	0,75	2,67	3,21	0,69	-0,42	-1,99
B Ext2	6,5	1,04	0,82	1,53	2,35	1,16	-0,21	-0,37
B Ext3	11,0	1,01	1,07	1,41	1,88	0,91	0,09	-0,50
B Int1	7,9	1,61	0,16	2,95	3,21	0,63	-0,49	-2,31
B Int2	14,9	1,88	0,75	2,67	3,21	0,69	-0,42	-1,99
B Int3	26,3	2,29	2,04	1,80	2,32	0,81	-0,22	-0,99
O Amt1	8,3	-0,49	-0,60	1,54	2,39	1,09	0,06	-0,45
O Amt2	79,1	4,37	4,16	0,32	1,00	2,70	-0,57	2,39
O Amt3	61,7	4,19	3,69	0,82	1,38	1,20	-0,64	0,38
O Avl1	18,5	-0,39	0,16	2,18	3,19	0,83	0,19	-1,35
O Avl2	16,3	0,60	0,99	1,72	2,64	0,96	0,11	-0,76
O Avl3	17,9	0,91	1,06	2,00	2,65	0,79	0,04	-1,22

Un gradient d'envasement de l'extérieur vers l'intérieur de la mangrove apparaît (tab. 8). D'une part, les teneurs en vase des échantillons collectés dans la partie externe des deux sites (extérieur à Bouraké et aval à la Ouenghi) sont inférieures à celles relevées dans les zones internes. D'autre part, dans une même zone, les échantillons récoltés au large sont moins riches en vase que ceux prélevés devant les palétuviers, ceux-ci présentant des teneurs en vases inférieures à celles des sédiments recueillis dans la mangrove (à la côte). En

aval de la station de la Ouenghi, ce phénomène n'est pas observé (teneurs en vase peu différentes, de l'ordre de 18%). Les valeurs de divers indices granulométriques sont mentionnées (tab. 8). L'un de ces indices, l'asymétrie, permet de confirmer l'importance des particules fines, la plupart des échantillons (10 sur 12) présentant une asymétrie négative ou très proche de zéro. Par ailleurs, les valeurs positives du facteur hydrodynamique relevées en amont de la Ouenghi traduisent la capacité de ces sédiments (très riches en vases : 61,7% et 71,9 %) à être facilement remis en mouvement.

La figure 13 illustre les histogrammes des fréquences des classes granulométriques et les courbes cumulatives correspondantes. Les distributions des classes granulométriques, souvent unimodales, permettent de visualiser le gradient d'envasement, très net au niveau de la station amont de la Ouenghi. En aval de cet estuaire, les fréquences de vases sont similaires mais l'importance des particules de grande taille (galets, graviers et sables grossiers) diminue de l'extérieur vers l'intérieur de la zone étudiée.

Teneur du sédiment en matière organique

Les teneurs en matière organique (M.O.) des sédiments de Bouraké et de Ouenghi ont été estimées au laboratoire après échantillonnage à l'aide d'un carottier de petit diamètre ($4,52 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2$). Cette faible surface des prélèvements et la texture du sédiment, le plus souvent friable ce qui n'a pas permis de travailler sur une épaisseur constante, introduisent un biais dans le calcul des teneurs en M.O. par unité de surface. L'analyse sera basée plus particulièrement sur les pourcentages en M.O. (tab. 9).

Les teneurs en M.O. mesurées sur l'ensemble des échantillons prélevés à Bouraké ($n = 12$, moy = $4\,003 \text{ g.m}^{-2}$ soit une teneur moyenne de 12,97%) sont très variables (tab. 9). Les 8 échantillons prélevés sur la façade maritime de la mangrove, substrat de type sableux avec de nombreux débris coralliens, possèdent une teneur en M.O. plus faible et plus homogène que ceux réalisés au niveau de la lagune interne.

Tableau 9.- Teneur en matière organique des sédiments prélevés à Bouraké et à la Ouenghi.

n = nombre de prélèvements, min. = minimum, max. = maximum, moy. = moyenne, (σ) = écart-type.

Les sites correspondent à ceux du tableau 8 pour la station de Bouraké (façade externe et lagune interne). En ce qui concerne l'estuaire de la Ouenghi : amont et aval ont été regroupés, les termes zones interne et externe correspondant à la position du prélèvement par rapport au littoral (externe = devant les palétuviers, interne = dans la mangrove).

Station		Teneur en Matière Organique du Sédiment								
		(g.m ⁻²)				(%)				
		n	min.	max.	moy.	(σ)	min.	max.	moy.	(σ)
Bouraké	Extérieur	08	1613	4321	3287	(813)	4,52	9,42	6,79	(1,76)
	Intérieur	04	3414	6936	5435	(1280)	15,46	32,13	25,40	(6,75)
	Global	12	1613	6936	4003	(1420)	4,52	32,13	12,97	(9,72)
Ouenghi	Zone interne	03	4781	6139	5678	(634)	18,14	18,80	18,38	(0,29)
	Zone externe	15	2856	8029	5333	(1581)	6,55	14,82	9,27	(2,13)
	Global	18	2856	8029	5390	(1472)	6,55	18,80	10,79	(3,91)

La station de la Ouenghi est située dans un estuaire doté de berges étroites, longées d'une lisière peu épaisse de palétuviers. Ce site présente des sédiments où les teneurs en matière organique sont relativement homogènes (tab. 9). Entre les racines des palétuviers, les sédiments sont les plus riches en matière organique. En pourcentages, les valeurs sont modestes mais traduisent le même phénomène. Cela semble lié aux apports sédimentaires. De fortes quantités de particules d'origine terrigène, minérales pour la plupart, sont véhiculées par la rivière puis piégées par les racines de palétuviers. La matière organique observée provient de la décomposition de particules végétales autochtones : feuilles, plantules et racines de palétuviers.

CARACTERISATION DU MILIEU

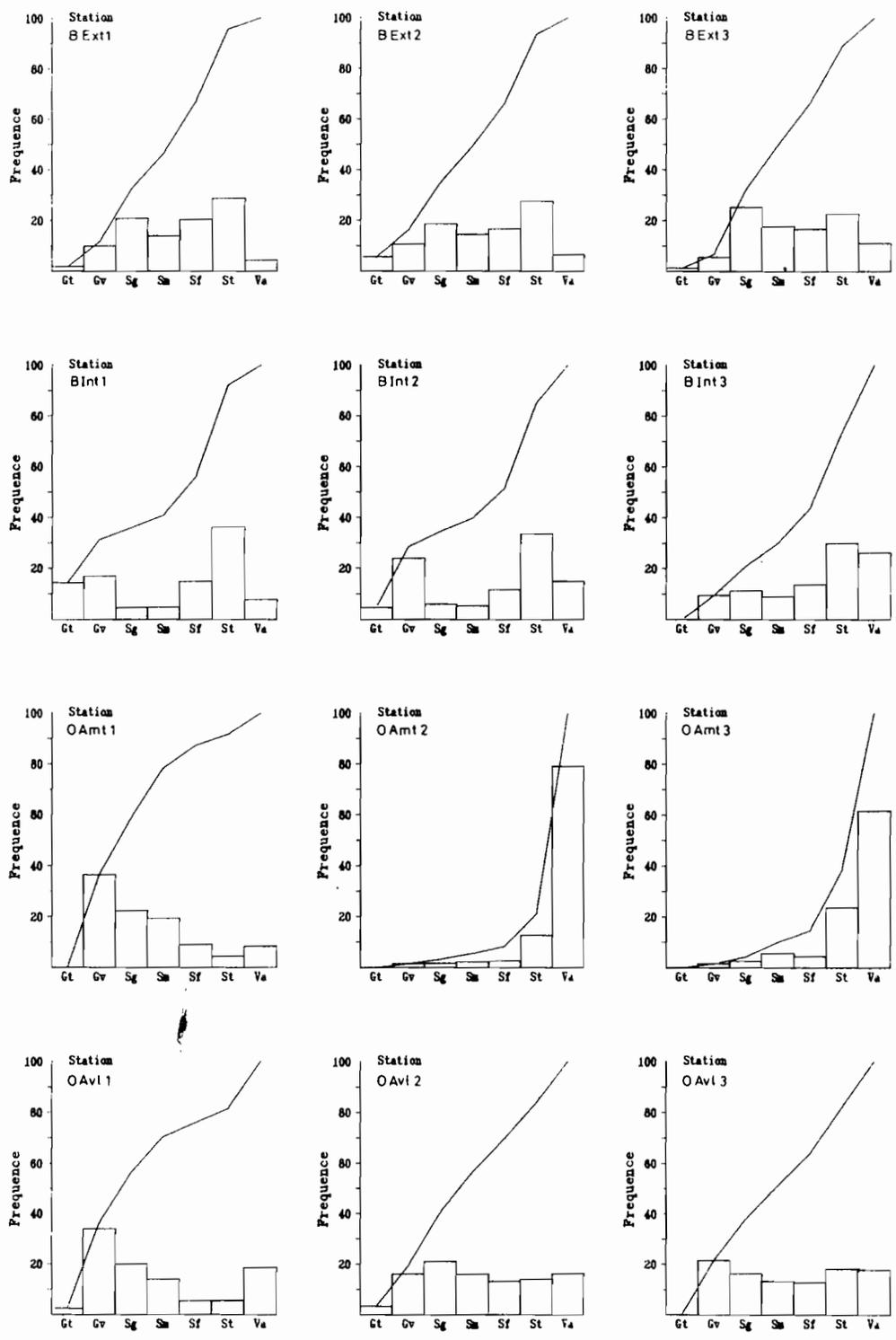


Figure 13.- Histogrammes de fréquence et courbes cumulatives semi-logarithmiques des classes granulométriques des sédiments de Bouraké et de la Ouenghi (les codes utilisés pour les stations sont identiques à ceux du tableau 8).

L'existence d'un gradient d'envasement du large vers la côte constitue l'une des principales caractéristiques sédimentaires des stations étudiées (tab. 8, fig. 13). Ce gradient s'accompagne d'une augmentation sensible de la teneur en matière organique du sédiment (tab. 9). Ainsi, les sédiments de mangrove interne, c'est-à-dire entre les racines de palétuviers ou dans les lagunes intérieures, sont fluides (jusqu'à 70% de vase) et riches en matière organique (18,4 à 25,4%). Ces sites sont soumis à un hydrodynamisme modéré et constituent des zones de décantation. A l'opposé, dans les façades externes de la mangrove qui sont affectées par la houle et les mouvements de marée, le substrat est grossier et possède de faibles teneurs en matière organique (6,8 à 9,3 %). La remise en mouvement des sédiments en amont de l'estuaire de la Ouenghi, évoquée précédemment lors de l'analyse des matières en suspension dans l'eau (turbidité et matière organique particulaire en suspension), est confirmée par les valeurs positives du facteur hydrodynamique sur ce site (tab. 8). Un des prélèvements (O Amt2) présente même une très forte valeur (Hydr. = 2,39), caractéristique des sédiments en cours de transport.

Facteurs biotiques

Les principales espèces benthiques récoltées devant la mangrove de Bouraké (tab. 10) confirment que cette station subit une influence corallienne très sensible. De nombreux cnidaires (madréporaires et alcyonaires) sont présents, en quantité parfois importante (*Montipora digitata*, *Goniastrea* sp. et *Sinularia* sp.). L'alcyonaire *Sinularia* sp. se rencontre habituellement dans les zones de fort hydrodynamisme (chenaux et passes). Dans la mangrove de Bouraké, cet organisme est localisé au niveau du récif frangeant qui borde le littoral, notamment à proximité du chenal principal. D'autres taxons sont moins abondants mais tout aussi caractéristiques des formations récifales : les algues du genre *Halimeda* et un mollusque typique des platiers, *Trochus niloticus*, le troca. Des espèces de fonds meubles sont également présentes. Il s'agit principalement de l'alcyonaire urticant *Actinodendron glomeratum*, des bivalves *Anadara scapha* et *Gafrarium tumidum* ou de l'abondant gastéropode cérithidé *Terebralia palustris*. Ces espèces se rencontrent dans les parties internes de la mangrove, qui sont également les plus pauvres (tab. 10). De nombreux débris coquilliers sont présents dans le sédiment. Ceux-ci sont endommagés et fortement dégradés en raison des conditions d'oxydo-réduction qui règnent dans le substrat. Bien que leur identification soit délicate, ils semblent appartenir le plus souvent à des gastéropodes. Compte-tenu de son importance, il s'agit sans doute de l'abondant gastéropode *Terebralia palustris*.

L'estuaire de la Ouenghi présente une faune benthique beaucoup moins diversifiée que celle de la mangrove de Bouraké. Les espèces récoltées sont des bivalves (*Anadara scapha* et *Gafrarium tumidum* dans la partie basse de l'estuaire, *Polymesoda (Geloina)* sp. aff. *sinuosa* dans les eaux plus déssalées de l'amont), des gastéropodes (*Terebralia palustris* le plus abondant, *Littorina scabra scabra* (Linnaeus, 1755) et *Natica* sp. Des huîtres des genres *Isognomon* et *Crassostrea* sur les racines échasses des palétuviers et des crustacés (crevettes : *Penaeus* spp. et crabes : *Uca* spp., *Sesarma* spp. et *Scylla serrata*) ont également été recensés. Un gastéropode, présent habituellement à des profondeurs plus fortes, *Strombus epidromis*, Linnaeus, 1758, a même été récolté à marée basse dans la partie haute de l'estuaire. Les racines de palétuviers constituent dans un milieu au sédiment généralement très fluide le substrat dur où peuvent se fixer des espèces animales et végétales. Ces organismes forment une biocénose particulière : l'association typique de rhodophycées *Bostrychia-Calloglossa*. Celle-ci abrite de nombreuses espèces annexes, *Littorina scabra scabra*, un gastéropode brouteur et des organismes filtreurs (huîtres et balanes *Balanus* sp. et *Chthalamus* sp.). Tout comme dans les sédiments de Bouraké, les squelettes calcaires, tests et coquilles, sont très vite dégradés et l'identification des espèces est très délicate.

CARACTERISATION DU MILIEU

Tableau 10.- Genres et espèces principales des peuplements benthiques de la mangrove de Bouraké .

IR : Indice d'abondance relative, 1 = très rare, 2 = rare, 3 = commun, 4 = abondant, 5 = très abondant.

indét. : indéterminé. ° : présent dans la lagune interne de Bouraké.

Taxon	IR	Taxon	IR
VEGETAUX		Alcyonaires	
Algues		<i>Sinularia</i> sp.	5
<i>Padina</i> sp.	5	<i>Actinodendron glomeratum</i> Haddon, 1898	2
<i>Halimeda</i> sp.	2	Mollusques	
<i>Caulerpa</i> sp.	1	Bivalves	
<i>Halimeda macroloba</i> Decaisne, 1841	1	<i>Anadara scapha</i> (Linnaeus, 1758)	3
Corallinacées indét.	1	<i>Gafrarium tumidum</i> Rodning, 1798	2
Rhodophycées indét.	1	<i>Isogomon</i> sp. °	2
<i>Sargassum</i> sp.	1	<i>Perna</i> sp. aff. <i>viridis</i>	1
ANIMAUX		<i>Pinctada</i> sp. aff. <i>maculata</i>	1
Spongiaires		<i>Pinna</i> sp.	1
Eponge noire indét.	2	<i>Tellina</i> sp.	2
Eponge rose indét.	1	<i>Tridacna</i> sp.	2
Eponge verte indét.	1	Gastéropodes	
<i>Aurora</i> sp.	1	<i>Terebralia palustris</i> (Linnaeus, 1767)	5
<i>Cliona</i> sp.	2	<i>Trochus niloticus</i> Linnaeus, 1767	1
<i>Gelliodes</i> sp.	1	Crustacés	
Cnidaires		Terriers de <i>Callianasses</i> indét.	5
Madréporaires		<i>Scylla serrata</i> (Forskål, 1755)	5
<i>Goniastrea</i> sp. °	5	Echinodermes	
<i>Montipora digitata</i> (Dana, 1846) °	4	Astérides	
<i>Favia australiensis</i>		<i>Archaster typicus</i> Muller & Troschel, 1840	2
<i>Fungia</i> sp.	1	Ophiures indét.	2
<i>Leptoria</i> sp.	1	Holoturides	
<i>Lobophyllia</i> sp.	1	<i>Holoturia (Halodeima) atra</i> Jaeger, 1833	5
<i>Porites</i> sp.	1	<i>Holoturia (Halodeima) edulis</i> Lesson, 1830	5
<i>Trachiphyllia</i> sp.	1	<i>Holoturia (Metriatyla) pervicax</i> Selenka, 1867	2
<i>Turbinaria</i> sp.	1	<i>Stichopus chloronotus</i> Brandt, 1835	1

3.3.- DISCUSSION

3.3.1.- Caractéristiques thermo-halines

Les mangroves, de par leur situation dans la zone intertidale, souvent au niveau d'estuaires et de deltas, constituent un environnement hydrologique très particulier. Les eaux circulent et communiquent avec le lagon librement (absence de barres sableuses comme il en existe sur la côte est) selon le rythme des marées et, dans certains cas, le débit des rivières. Les apports d'eau douce permettent selon l'intensité de leur influence sur la salinité (nulle, faible, forte ou très forte) de distinguer les formations végétales. La température et la salinité peuvent varier de façon importante, les valeurs extrêmes étant observées à marée basse quand l'épaisseur de la couche d'eau est la plus faible.

Les caractéristiques thermo-halines des eaux de mangrove dépendent étroitement de l'alternance des saisons. Aux saisons chaudes et humides correspondent des eaux chaudes et dessalées. Les événements climatiques extraordinaires (cyclones et dépressions tropicales) perturbent la structure thermo-haline, principalement en raison des précipitations très abondantes. Le cycle annuel suggéré par l'examen de nos données (12 mois de relevés étant insuffisants pour sa validation), est comparable aux cycles annuels de fluctuation de la température et de la salinité des eaux de mangrove observés à Singapour (CHUA, 1973) et en Papouasie Nouvelle-Guinée (QUINN & KOJIS, 1986). Les variations de température et de salinité observées dans les mangroves sont analogues à celles des eaux lagunaires de Nouvelle-Calédonie mesurées à l'Anse Vata (Nouméa) et au Phare Amédée (passe de Boulari, données ORSTOM non publiées). L'amplitude des fluctuations est maximale dans les mangroves, surtout dans l'estuaire de la Ouenghi (fig. 14). Un léger décalage entre les différents profils, plus particulièrement visible pendant la saison froide, semble indiquer que les eaux de mangrove réagissent plus rapidement que celles du lagon aux modifications du climat (fig. 14). La proximité des terres émergées explique l'importance et la rapidité des variations de température et de salinité de l'eau dans les mangroves. ROUGERIE (1986), au cours de l'étude de l'hydrologie et de la productivité du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, a effectué des observations similaires. De plus, il a décrit dans les baies côtières (Prony, Dumbéa et Saint-Vincent) des circulations forcées, dites "circulations d'estuaire", lors de grandes crues. Cette stratification des eaux, très nette sur le site de la Ouenghi, est un phénomène fréquemment décrit dans les estuaires tropicaux, notamment à Singapour (CHUA, 1973), à Madagascar (FRONTIER, 1978) et en Afrique du Sud (BRANCH & GRINDLEY, 1979).

3.3.2.- Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous relevées mensuellement à Bouraké et à la Ouenghi présentent de fortes variations. Les fluctuations ne semblent pas suivre de cycle bien défini, conformément aux observations de QUINN & KOJIS (1986) dans un estuaire de Papouasie Nouvelle-Guinée et de ROUGERIE (1986) dans le lagon sud-ouest, ce dernier notant toutefois un léger déficit estival. Les concentrations en oxygène des eaux de mangrove sont élevées, pouvant atteindre 7,6 ml.l⁻¹ (QUINN & KOJIS, 1986) ou encore 8,5 ml.l⁻¹ dans un estuaire d'Afrique du Sud (BRANCH & GRINDLEY, 1979) et même 12,6 ml.l⁻¹ dans une forêt des Philippines traversée par des cours d'eau (PINTO, 1987). En termes de pourcentage de saturation, les valeurs sont proches de 100% (LITTLE *et al.*, 1988). Une relation inverse entre la charge en oxygène et la température (CHUA, 1973; PINTO, 1987) n'a pu être observée, pas plus qu'une augmentation de l'oxygène dissous avec l'importance des eaux douces (BRANCH & GRINDLEY, 1979).

Les teneurs en oxygène dissous relevées dans le lagon sud-ouest sont proches de celles des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi. Avec une concentration moyenne de 4,86 ml.l⁻¹ (les teneurs variant de 4,0 à 7,2 ml.l⁻¹), les eaux lagunaires sont saturées en oxygène (moyenne = 102% minimum = 46% maximum = 120%), un léger gradient côte/large étant observé (ROUGERIE, 1986). Ces concentrations peuvent atteindre de fortes valeurs, jusqu'à 9,9 ml.l⁻¹ (GARRIGUE, données non publiées). Dans les mangroves, les teneurs en oxygène dissous sont élevées, proches de 100% de saturation, mais parfois déficitaires. Les demandes biologiques exprimées par l'U.A.O. peuvent être importantes, surtout à marée basse quand l'épaisseur de la colonne d'eau est réduite (2,63 ml.l⁻¹). Cette diminution de la teneur en oxygène dissous est rapide. L'anoxie des couches internes des sédiments peut alors se transmettre à la couche d'eau. Dans ce cas, la faible teneur en oxygène dissous constitue un facteur limitant la présence de certaines espèces vagiles, notamment les poissons. La diminution de l'oxygénation des eaux peut être très rapide, elle se traduit alors par de fortes mortalités. Cela a pu être observé à proximité de Nouméa, dans des conditions particulières (forte chaleur, pollution importante et faible agitation de l'eau).

CARACTERISATION DU MILIEU

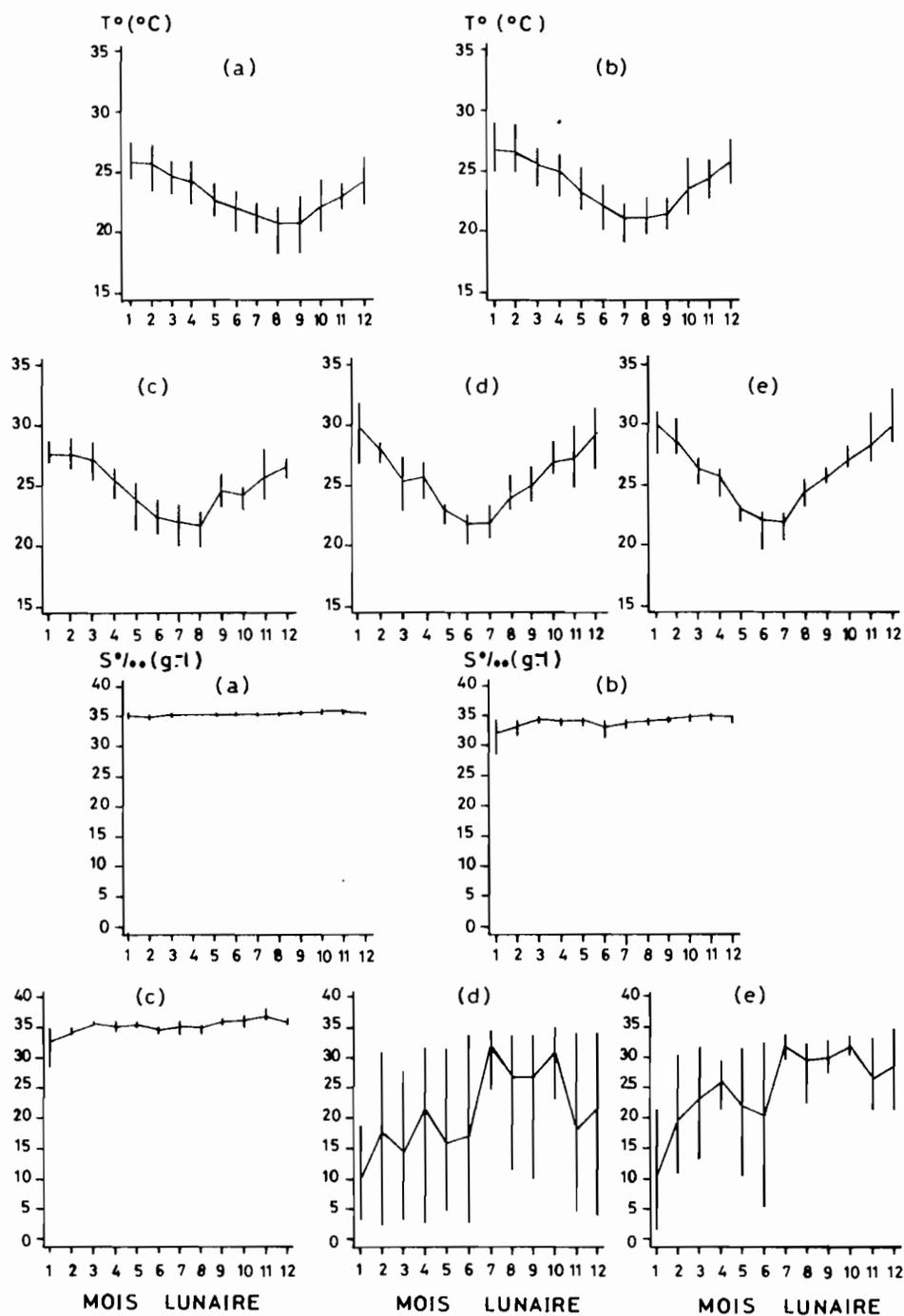


Figure 14.- Variations mensuelles (moyennes \pm valeurs extrêmes) de la température ($^{\circ}\text{C}$) et de la salinité (‰) au cours des derniers quartiers de lune de l'année 1989, en divers points du lagon (a : Phare Amédée, b : Anse Vata, c : Façade externe de Bouraké, d : Ouenghi aval, e : Ouenghi amont).

3.3.3.- Matières en suspension

Les observations effectuées mettent en évidence, l'importance des mangroves dans le piégeage des particules sédimentaires d'origine terrigène. L'action filtrante du rideau de palétuviers retenant la quasi-totalité des particules en suspension (NAIR & HASHIMI, 1986), diminuant la turbidité des eaux côtières, est essentielle pour la survie et la croissance des formations récifales (TRESCASES, 1969) et la productivité du lagon (ROUGERIE, 1986). Les fluctuations de la turbidité sont étroitement liées aux précipitations, ceci étant plus marqué au niveau des estuaires qui véhiculent les eaux de pluie et de ruissellement. L'augmentation de la turbidité consécutive à ces événements climatiques est rapide et brutale, mais de courte durée. Le transport des particules lors des crues se fait par étapes de courtes durées sur de petites distances (BALTZER & LAFOND, 1971). Ensuite, les particules sédimentent rapidement au voisinage des palétuviers, la turbidité redevenant "normale" au bout de quelques jours. Aux apports de particules minérales terrigènes véhiculées par les eaux de pluie, s'ajoute de la matière organique remise en suspension quand les sédiments sont très fluides (amont de la Ouenghi). En dehors des fortes crues, la quantité de matériaux déplacés en suspension dans les rivières est très faible (BRUNEL, 1980).

3.3.4.- Sédimentologie

Outre les caractéristiques habituelles des sédiments de mangrove : pourcentages élevés de vases, existence d'un gradient d'envasement de l'extérieur vers l'intérieur de la mangrove, présence de nombreux débris coquilliers fortement dégradés et difficilement identifiables, les sédiments prélevés présentent de fortes teneurs en matière organique. Celles-ci sont de l'ordre de 10% pour une moyenne de 4 500 g.m⁻² ce qui est supérieur aux valeurs généralement observées dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie où elles varient de 1 600 à 3 200 g.m⁻² et représentent 3,1 à 6,6% du sédiment (CLAVIER *et al.*, 1990). Des teneurs en matière organique plus faibles sont mentionnées aux Philippines : 3,73% au plus (PINTO, 1987). En revanche, les observations réalisées en Nouvelle-Calédonie rentrent dans la gamme de variation des mesures de BRANCH & GRINDLEY (1979) en Afrique du Sud (4,2 à 11%). L'augmentation des teneurs en matière organique du sédiment vers l'intérieur de la mangrove conforte la notion de "carbon sink" (les sédiments de mangrove piègent de fortes quantités de matière organique puis redistribuent progressivement des éléments nutritifs après la minéralisation bactérienne) présentée par ALONGI (1988, 1989), ALONGI *et al.* (1989) et BOTO *et al.* (1989). La mangrove, auparavant présentée comme une source d'enrichissement en carbone organique pour les eaux côtières, semble agir comme un piège à particules et à matière organique. Cela n'est pas forcément incompatible avec un enrichissement des eaux côtières, en revanche, les mécanismes d'eutrophisation existants sont plus complexes que ne le suggère l'exportation directe de litière végétale en décomposition.

4.- CONCLUSIONS

Sur la côte sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, la mangrove constitue un écosystème intertidal important. Elle occupe 26,16% du littoral maritime (mangrove incluse dans le domaine terrestre) et 45,61% du trait de côte terrestre (mangrove exclue du domaine terrestre). Toutes densités confondues, cela représente une superficie de 80,3 km². Peu développées au sud de Nouméa, les mangroves sont plus florissantes au nord de la baie de Saint-Vincent où, en plus des formations fluvio-marines et de fond de baie envasée, elles sont présentes en bordure côtière. Ces trois types de formations végétales possèdent leurs caractéristiques propres (floristique, sédimentologique, thermo-haline, etc) et présentent des interfaces lagon/mangrove et mangrove/terre différentes.

Située dans la zone de balancement des marées, la mangrove est soumise à de fortes variations de température et de salinité, suivant les différentes saisons du climat tropical tempéré de la Nouvelle-Calédonie et, à plus petite échelle, des événements climatiques ponctuels (cyclones, dépressions, "coups d'ouest", etc). Ces fluctuations sont maximales au niveau des estuaires en raison des apports d'eau douce qui induisent une stratification des eaux et une circulation particulière dite d'estuaire. Lors des très fortes crues, cas des crues cycloniques, cette stratification peut même atteindre les eaux lagonaires proches, notamment dans les baies côtières abritées (ROUGERIE, 1986). Les teneurs en oxygène dissous ne semblent pas, dans la plupart des cas, être un facteur critique pour les organismes vivant dans les mangroves, les valeurs en pourcentages de saturation ne s'éloignant de 100% que rarement. A l'étale de marée basse, le déficit en oxygène dissous peut être sensible avec une utilisation apparente en oxygène pouvant atteindre $2,6 \text{ ml.l}^{-1}$. Il faut toutefois noter que des conditions d'anoxie de la masse d'eau, se traduisant par d'importantes mortalités de poissons, ont pu être observées près de Nouméa où un facteur supplémentaire est à considérer : la pollution.

Les mangroves agissent comme des filtres qui retiennent la quasi-totalité des particules en suspension. Cela est essentiel pour que la turbidité des eaux lagonaires ne soit pas trop élevée, condition indispensable à la survie et à la croissance des formations coralliennes et à la productivité du lagon. Les sédiments de mangrove sont caractérisés par l'existence d'un double gradient, les sédiments étant de plus en plus vaseux et de plus en plus riches en matière organique de l'extérieur vers l'intérieur de la mangrove.

La variabilité des facteurs du milieu, liée à l'emplacement des mangroves dans la zone intertidale et à leur sensibilité vis-à-vis des événements climatiques, est élevée. Les organismes vivant dans cet écosystème doivent être adaptés, ou tout du moins supporter, cette contrainte et ses conséquences. Dans le cas des peuplements de poissons, cela se traduit par des stress physiologiques (osmorégulation, anoxie, etc) auxquels les individus doivent résister ou se soustraire en quittant la mangrove.

Troisième chapitre

**INVENTAIRE QUALITATIF ET
AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES**

TABLE DES MATIÈRES

1.- INTRODUCTION	57
2.- MATERIEL ET METHODES	58
2.1.- ECHANTILLONNAGE	58
2.1.1.- Les engins et les techniques de pêche.....	58
2.1.2.- Les campagnes de pêche : localisation et fréquence des prélèvements.....	60
2.1.3.- Réalisation de l'inventaire ichtyologique.....	62
2.2.- IDENTIFICATION DES POISSONS RECOLTES	62
2.3.- COMPARAISON AVEC L'ICHTYOFAUNE DES MANGROVES DE L'INDO-PACIFIQUE	62
2.4.- MESURE ET REPRESENTATION DE LA RESSEMBLANCE	64
3.- RESULTATS	64
3.1.- INVENTAIRE ICHTYOLOGIQUE DES MANGROVES DU LAGON SUD-OUEST	64
3.2.- AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES AVEC L'INDO-PACIFIQUE	71
3.2.1.- Généralités concernant l'ichtyofaune des mangroves de la région.....	71
3.2.2.- Analyse biogéographique.....	73
4.- DISCUSSION	75
4.1.- L'ICHTYOFAUNE DES MANGROVES DU LAGON SUD-OUEST	75
4.2.- BIOGEOGRAPHIE DES POISSONS DE MANGROVE DE L'INDO-PACIFIQUE	75
5.- CONCLUSIONS	78

1.- INTRODUCTION

Jusqu'à présent, les poissons de mangrove de Nouvelle-Calédonie n'avaient fait l'objet d'aucun travail approfondi. L'ichtyofaune des mangroves est rapidement évoquée dans quelques ouvrages de vulgarisation (FOURMANOIR & LABOUTE, 1976; LABOUTE & MAGNIER, 1978). La seule étude scientifique menée sur le Territoire est la campagne préliminaire à cette étude (THOLLOT, 1988, 1989). Les prélèvements réalisés en 1987 dans une mangrove de la baie de Déama, dans le nord de la baie de Saint-Vincent, ont permis d'identifier 75 espèces de poissons réparties en 38 familles. Il était donc indispensable de compléter ces connaissances en étendant le cadre de la zone d'étude à l'ensemble du lagon sud-ouest, ceci sans perdre de vue l'objectif principal de la problématique scientifique qui est la mise en évidence des liens ichtyologiques entre le lagon et la mangrove.

La biogéographie des poissons est liée à divers facteurs paléogéographiques (distribution et mouvement des plaques tectoniques, variations du niveau de la mer dues aux phases de glaciation, etc), à l'évolution des familles et des espèces de poissons et à leur capacité de dispersion et de colonisation de nouveaux habitats. Une zone triangulaire reliant les Philippines à la péninsule indo-malaise et à la Papouasie Nouvelle-Guinée constitue une région particulièrement riche et diversifiée en organismes marins. MYERS (1989) y a dénombré plus de 2 500 espèces et 165 familles de poissons. La diversité de certaines familles diminue à partir de cette région, comme les Pomacentridae (ALLEN, 1975), les Syngnathidae (DAWSON, 1985), les Antennariidae (PIETSCH & GROBECKER, 1987) et la plupart des familles de poissons coralliens (SALE, 1980). De nombreux arguments phylogénétiques, les gradients d'âge et de diversité ainsi que les taux d'endémisme de familles végétales (herbiers et palétuviers) et animales (foraminifères, coraux, mollusques et poissons) indiquent que l'ouest de l'Indo-Pacifique possède une biodiversité maximale et forme un centre de radiation spécifique (BRIGGS, 1984, 1985, 1987, *in prep.*). En ce qui concerne les mangroves de la région, BLABER (1981), BLABER *et al.* (1985), THOLLOT (1987, 1988, 1989), BLABER & MILTON (1990) présentent quelques observations sur la biogéographie des poissons. Ces résultats se basent sur des comparaisons d'inventaires pris deux à deux et décrivent des affinités entre les peuplements d'Afrique du Sud, d'Australie et de l'Indo-Pacifique en termes de pourcentages d'espèces communes. En revanche, aucune étude intégrée à l'échelle de l'Indo-Pacifique n'a jusqu'à présent été réalisée et les affinités des poissons de mangroves de Nouvelle-Calédonie avec ces peuplements indo-pacifiques restent méconnues.

Au cours de ce chapitre, l'inventaire des poissons de mangrove du lagon sud-ouest est présenté et analysé en fonction de la distribution biogéographique des espèces. En déterminant les affinités et les caractéristiques des communautés ichtyologiques néo-calédoniennes, il sera possible de déterminer dans quelles mesures les résultats acquis au cours de cette étude peuvent être comparés, voire étendus, à d'autres sites de l'Indo-Pacifique.

2.- MATERIEL ET METHODES

2.1.- ECHANTILLONNAGE

La récolte des poissons de mangroves est une opération délicate présentant de nombreux problèmes, dont certains sont inhérents au milieu étudié :

- l'étendue des mangroves le long du littoral sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, l'hétérogénéité des types de formations (estuaire, fond de baie ou bordure côtière), leurs tailles variables, etc;
- l'accès (par la terre et/ou par la mer) parfois délicat et la proximité de zones habitées;
- les hauteurs de marnage, pouvant atteindre 1,80 m et la faible profondeur de la zone intertidale, la plupart des sites étant émergés à la fin de l'échantillonnage (étale de basse mer).

D'autres difficultés sont liées aux méthodes d'échantillonnage :

- la sélectivité des engins et des techniques de pêche;
- la mobilité des espèces cibles et leurs comportements vis-à-vis des moyens de capture.

En conséquence, le choix d'engins de prélèvements adaptés à ces diverses contraintes et présentant une sélectivité minimale (en vue d'augmenter le nombre d'espèces cibles et leur gamme de taille) était indispensable. Une étude préliminaire, menée en 1987 dans la baie de Déama (THOLLOT, 1987, 1988, 1989), a mis en évidence l'efficacité des filets maillants, des capéchades et des empoisonnements à la roténone.

2.1.1.- Les engins et les techniques de pêche

Différents filets maillants ont été utilisés sur l'ensemble des stations (fig. 15), leurs caractéristiques figurent dans le tableau 11. Ces engins passifs ont été posés à l'étale de marée haute le long des palétuviers. Les poissons, entrés avec la marée montante, se maillent en sortant de la mangrove avec le reflux (fig. 16). Ils sont récoltés à l'étale de basse mer (durée moyenne des poses : 6 h). Ce schéma de pose permet d'observer la nature (composition spécifique) et l'importance (abondance, poids) des échanges ichtyologiques entre la mangrove et les eaux côtières adjacentes.

Lors du pré-échantillonnage réalisé d'avril à mai 1987, des tramails ont été utilisés à cinq reprises, leur schéma de pose étant identique à celui des filets maillants (tab. 11, fig. 16). Leurs captures n'ont pas été dissociées, les seules différences sensibles entre les deux engins étant la présence de raies dans les récoltes des tramails (THOLLOT, 1988, 1989). Par la suite, cet engin de pêche a été délaissé, le démaillage des poissons représentant une contrainte de temps d'utilisation trop importante.

La capéchade est un engin passif composé de deux parties. La paradière, posée perpendiculairement au rivage, dévie les poissons et les mène dans la chambre où ils se piègent dans l'une des trois nasses (fig. 16). Les caractéristiques de cet engin sont mentionnées dans le tableau 11. La durée de pose des capéchades a été de 12 h, les poissons étant récoltés à chaque étale de basse mer.

La réalisation d'un empoisonnement à la roténone efficace nécessite des conditions particulières : hydrodynamisme faible, profondeur et turbidité peu élevées. Environ 5 l de poudre de roténone à 10% de matière active, mélangés à 200 ml de lessive et à 2 l d'eau pour éviter une décantation trop rapide de la poudre, sont déversés en fin de marée descendante dans une petite zone (surface moyenne de 200 m²) encerclée d'un

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

filet maillant de petite maille (maille étirée de 20 ou 30 mm). Un empoisonnement dure environ 90 minutes. Passé ce délai, la quasi-totalité des poissons en surface et maillés dans le filet sont recueillis. Sur le fond, malgré l'utilisation d'épuisettes, la remise en suspension du sédiment réduit fortement l'efficacité des récoltes.

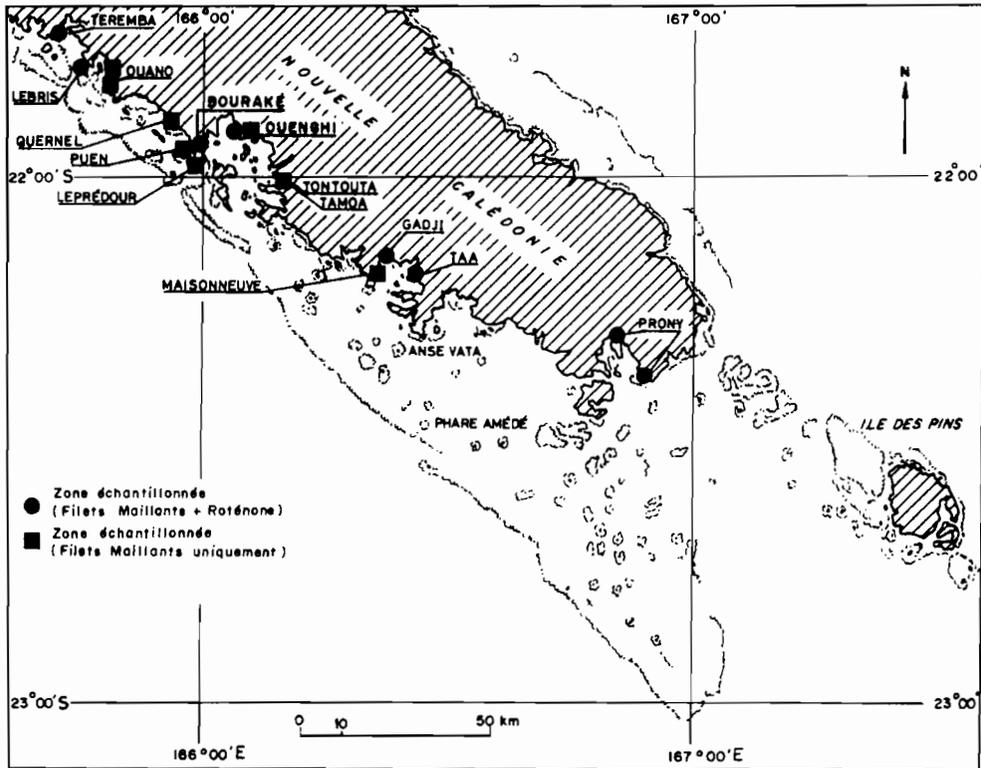


Figure 15.- Localisation des stations d'échantillonnage de poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

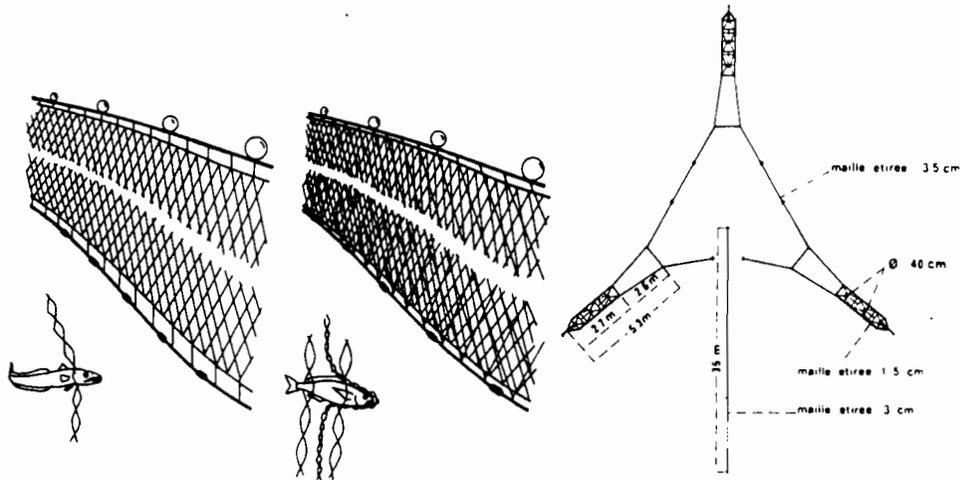


Figure 16.- La pêche au filet maillant (a), au tramail (b) d'après QUERO (1984), schéma d'une capéchade (c), d'après NEDELEC (1975).

Tableau 11.- Caractéristiques et utilisation des engins de pêche.

UTILISATION : Fait référence à la campagne d'échantillonnage correspondant à l'emploi du matériel considéré.

P = Prospection (15 sites répartis sur le littoral sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, cf. tab. 5 et fig. 15)

SV = Saint-Vincent (2 sites, Bouraké et Ouenghi, échantillonnés régulièrement en 1989).

ENGINS	CARACTERISTIQUES			UTILISATION
	Longueur (m)	Chute (m)	Maille étirée (mm)	
Filets maillants	50	1,20	60	P
	100	3,00	80	P
	75	2,20	35	P
	75	3,00	40	SV
	75	3,00	60	SV
	75	3,00	80	SV
Tramail	extérieur		470	
	50	1,50		P
	intérieur		125	
Capéchade	aile	35	3,00	30
	chambre	20	3,00	35
	poche	5,3	0,40	15
				P + SV

2.1.2.- Les campagnes de pêche : localisation et fréquence des prélèvements

Les échantillonnages des poissons de mangrove du lagon sud-ouest se sont déroulés au cours de deux campagnes de prélèvements appelées "Prospection" et "Saint-Vincent".

Campagne "Prospection"

But suivi : Inventaire ichthyologique des mangroves du lagon sud-ouest

Les 15 sites échantillonnés, incluant le pré-échantillonnage de 1987, sont répartis le long du littoral sud-ouest de la Grande Terre, entre la baie de Prony et Téremba (tab. 12, fig. 15). Ils représentent la quasi-totalité des mangroves de taille importante du lagon sud-ouest. Les formations situées à proximité de Nouméa, fréquentées et polluées, n'ont pas été visitées. Il en est de même pour celles de la zone de Port-Laguerre/Tiaré, inaccessibles lors des campagnes de prélèvements en raison du contexte politique.

Certaines stations ont été visitées de façon très ponctuelle dans le temps (deux prélèvements au moins : un diurne et un nocturne), d'autres sur une période un peu plus longue avec un nombre de pêches plus élevé (tab. 12). Au total, 68 prélèvements diurnes et nocturnes ont été effectués entre 1987 et 1989 à l'aide de filets maillants (5 poses de tramails de la mission de pré-échantillonnage incluses), ainsi que 10 empoisonnements à la roténone (tab. 12). Les capéchades, utilisées deux fois avec succès lors de l'étude préliminaire, sont d'un emploi astreignant (manque de maniabilité, difficulté de transport, etc), ce qui n'a pas autorisé leur emploi en routine.

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

Tableau 12.- Caractéristiques des sites échantillonnés lors de la campagne "Prospection".

Les positions de ces stations sont mentionnées dans le **tableau 5**, sauf pour la station de Déama (21°56'S - 166°04'E).

Filets Maillants et Roténone précisent le nombre de poses ou d'empoisonnements réalisés.

° : ces deux stations ont été ré-échantillonnées lors des campagnes "Saint-Vincent" en 1989.

∞ : ce site correspond à l'étude préliminaire menée en 1987 (les 18 poses de filets maillants intègrent les 5 récoltes des tramails).

Station	Filets Maillants	Roténone	Date
Déama [∞]	18 (+2 Capéchades)	1	4-5/87
Maison Neuve	2	-	05/88
Prony Nord	3	1	06/88
Prony Sud	3	2	06/88
Puen	2	-	07/88
Le Prédour	2	-	07/88
Bouraké [°]	2	1	07/88
Ouenghi [°]	7	-	11/88
Quernel	7	-	11/88
Téremba	4	2	12/88
Lebris	4	1	12/88
Ouano	4	-	12/88
Tontouta-Tamoa	6	-	04/89
Gadji	2	1	06/89
Taa (Dumbéa)	2	1	06/89

Campagne "Saint-Vincent"

But suivi : Suivi temporel des interactions

entre la faune ichtyologique des mangroves et celles du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie

Deux stations représentant les principaux types de mangroves du lagon sud-ouest ont été sélectionnées. Il s'agit des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi présentées dans le chapitre précédent (fig. 8). Elles ont été choisies en fonction des résultats des campagnes de "Prospection" et de l'analyse des structures spatiales des peuplements ichtyologiques échantillonnés lors de cette campagne (détaillés ultérieurement dans les chapitres IV et V). Les principales caractéristiques écologiques de ces deux sites (cf. chapitre II) peuvent être résumées ainsi :

- Bouraké : mangrove de bordure côtière dont les paramètres physico-chimiques des eaux sont relativement stables dans des conditions climatiques habituelles (hors cyclone), ce site est caractérisé par la proximité de formations coralliennes frangeantes;
- Ouenghi : située dans un estuaire, ce qui explique la forte variabilité des facteurs abiotiques (notamment la salinité) en fonction des marées et la présence d'un coin salé (les eaux douces s'écoulant de préférence en surface), les communautés benthiques semblent être pauvres et peu diversifiées en raison des fortes teneurs en vase et de l'instabilité des conditions physico-chimiques des eaux.

Toutes les quatre semaines, au cours du dernier quartier de lune, 4 poses successives de filets maillants (3 nappes de 3x70 m de maille étirée de 40, 60 et 80 mm) et 2 poses de capéchades (tab. 11) ont été réalisées (2 de jour et 2 de nuit), sur ces deux stations (fig. 8). Cet intervalle d'échantillonnage, arbitrairement fixé en fonction du mois lunaire, a été choisi afin de limiter les fluctuations inter-échantillons (variations mensuelles). Par site, 48 poses de filets maillants et 24 poses de capéchades ont été réalisées au cours des 12 mois de l'année 1989. Seule une pose de filet maillant (en juillet à Bouraké) n'a pu avoir lieu en raison de conditions climatiques défavorables (très fort vent d'ouest).

A la fin du cycle de prélèvement, quatre empoisonnements à la roténone ont été effectués, deux en mars 1990 à Bouraké et deux en juin 1990 à la Ouenghi. Ces échantillons réalisés sur les sites de pêche des filets maillants et des capéchades (fig. 8), en récoltant certaines espèces inaccessibles à ces engins dormants, ont permis de compléter les inventaires ichtyologiques de ces stations.

2.1.3.- Réalisation de l'inventaire ichtyologique

Les résultats des différents prélèvements ("Prospection" et "Saint-Vincent") ont été regroupés afin d'établir la liste ichtyofaunistique la plus complète possible. Les deux campagnes d'échantillonnage possédant leurs propres caractéristiques (engins, effort de pêche, etc), il serait déraisonnable de cumuler quantitativement l'ensemble des prises. Aucune standardisation des captures n'étant envisageable, cet inventaire correspond donc à une liste taxonomique. L'importance des espèces recensées (effectif, poids et occurrence, c'est-à-dire le nombre de captures) n'est pas prise en compte, elle le sera ultérieurement lors de l'analyse des résultats quantitatifs, campagne par campagne.

2.2.- IDENTIFICATION DES POISSONS RECOLTES

Chaque individu a été identifié sur le terrain à l'aide des ouvrages de FOURMANOIR & LABOUTE (1976), GRANT (1978), FISCHER & BIANCHI (1984), GLOERFELT-TARP & KAILOLA (1984), MASUDA *et al.* (1984), SAINSBURY *et al.* (1984) et de MYERS (1989). Certains spécimens, conservés dans une solution de formol à 10%, dont l'identification était délicate ou incomplète, ont été analysés plus finement au laboratoire. Parfois, il a été nécessaire de les confier à des systématiciens.

2.3.- COMPARAISON AVEC L'ICHTYOFAUNE DES MANGROVES DE L'INDO-PACIFIQUE

La liste des poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie a été comparée à des inventaires ichtyologiques effectués dans d'autres mangroves de l'Indo-Pacifique. Ceux-ci ont été choisis en fonction de la qualité de l'échantillonnage et de la position géographique de la zone considérée. Les sites retenus sont : Singapour (CHUA, 1973; GOMEZ, 1980), Afrique du Sud (WALLACE, 1975a; BRANCH & GRINDLEY, 1979), Australie (BLABER, 1980, 1986; BELL *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985), Philippines et Malaisie (GOMEZ, 1980), Papouasie Nouvelle-Guinée (COLLETTE, 1983), Fidji (LAL *et al.*, 1984), Vanuatu (DAVID, 1985), Philippines (PINTO, 1987) et Kenya (LITTLE *et al.*, 1988). GOMEZ (1980) a fourni des relevés faunistiques pour trois régions : la Malaisie, les Philippines et Singapour. Deux études complémentaires (BLABER *et al.*, 1985; BLABER, 1986), réalisées sur le même site de la côte nord-ouest de l'Australie (Dampier) ont été regroupées en une seule liste faunistique. Au total, 14 sites répartis dans l'ensemble de l'Indo-Pacifique ont été considérés et comparés avec notre relevé. Leurs principales caractéristiques, en termes de position géographique et d'échantillonnage (type, durée, répétitivité, etc) sont précisées dans le tableau 13.

L'existence de nombreux synonymes pour une même espèce et d'identifications erronées constituent d'importantes sources d'erreurs potentielles pour des comparaisons de listes faunistiques établies par différents auteurs. Avant d'effectuer cette analyse biogéographique, ces inventaires ichtyologiques ont tout d'abord été purgés de leurs espèces identifiées jusqu'au niveau générique seulement. Afin d'éliminer au mieux les synonymies, les espèces restantes ont été confrontées à des ouvrages de référence (WEBER & DE BEAUFORT, 1911, 1913, 1916, 1922, 1929, 1931, 1936, 1940; FOWLER, 1928, 1959; DE BEAUFORT & CHAPMAN, 1951; KOUMANS, 1953; SMITH, 1958, 1959a, 1959b, 1960, 1961; DE BEAUFORT & BRIGGS, 1962; JORDAN, 1963;

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

SPRINGER, 1967, 1971, 1988; SMITH-VANIZ & SPRINGER, 1971; ALLEN, 1975, 1985; SMITH-VANIZ, 1976; BURGESS, 1978; NELSON, 1984; ALLEN & TALBOT, 1985; DAWSON, 1985; MURDY, 1985; MURDY & HOESE, 1985; RANDALL & HOESE, 1985; RENNIS & HOESE, 1985; WHITEHEAD, 1985; SMITH & HEEMSTRA, 1986; WILLIAMS, 1988; MYERS, 1989; PAXTON *et al.*, 1989). Une fois ce traitement effectué, l'analyse peut être envisagée dans les meilleures conditions de précision et de sécurité.

Tableau 13.- Protocoles d'échantillonnage des sites considérés lors de l'analyse biogéographique.

Les codes correspondant aux sites et aux références seront utilisés ultérieurement (tab. 15 et 16, Annexe I).

° : ré-échantillonnage des stations ou d'une partie d'entre-elles.

Référence	Code	Localisation		Echantillonnage	
		Région	Position	Méthode	Durée (stations) [°]
CHUA (1973)	1	Singapour	1°S 103°E	Sennes de plage	12 mois (24) [°]
WALLACE (1975a)	2	Afrique du Sud (Natal)	30°S 30°E	Filets maillants Sennes de plage Filets à plancton	5 ans (3) [°]
BRANCH & GRINDLEY (1979)	3	Afrique du sud (Transkei)	31°S 29°E	Filets maillants Sennes de plage	2 ans (4) [°]
BLABER (1980)	4	Australie (nord-est)	17°S 145°E	Filets maillants	4 mois
GOMEZ (1980)	5a	Philippines	inconnue	inconnue	inconnue
	5b	Singapour	inconnue	inconnue	inconnue
	5c	Malaisie	inconnue	inconnue	inconnue
COLLETTE (1983)	6	Australie (Nord) Papouasie Nlle Guinée Irian Jaya	0° à 12° S et 130° à 148° E	Roténone	2 mois (14)
BELL <i>et al.</i> (1984)	7	Australie (sud-est)	34°S 151°E	Roténone	3 ans (18) [°]
LAL <i>et al.</i> (1984)	8	Fidji	17°S 179°E	Filets maillants	6 mois (6) [°]
DAVID (1985)	9	Vanuatu	16°S 167°E	inconnue	inconnue
BLABER <i>et al.</i> (1985)	10	Australie (nord-ouest)	20°S 116°E	Filets maillants	6 mois (3) [°]
BLABER (1986)				Roténone Comptages à vue	
PINTO (1987)	11	Philippines	14°N 121°E	Filets maillants Chalut	18 mois (18) [°]
LITTLE <i>et al.</i> (1988)	12	Kenya	4°S 40°E	Sennes de plage	8 mois (14 à 16) [°]
THOLLOT (présente étude)	13	Nouvelle-Calédonie	21° à 22° S et 165° à 166°E	Filets maillants Capéchades Roténone	4 ans (20) [°]

2.4.- MESURE ET REPRESENTATION DE LA RESSEMBLANCE

Etant donnée la diversité des échantillonnages (engins, durée, répétitivité, etc), seules des comparaisons qualitatives sont possibles. Les différents inventaires ont été analysés selon une méthode de groupement ou "clustering" (LEGENDRE & LEGENDRE, 1979; ROUX, 1985). Les affinités ont tout d'abord été mesurées en calculant la ressemblance entre les listes ichthyologiques à l'aide du coefficient de similarité de Kulczynski (I_K). Cet indice, excluant les doubles absences, est tout particulièrement adapté aux comparaisons de peuplements de richesses spécifiques très différentes (BLANC *et al.*, 1976) :

$$I_K = 1/2 [(S_C/SR_A)+(S_C/SR_B)] 100$$

avec S_C = nombre d'espèces communes à A et B,
 SR_A = richesse spécifique de peuplement A,
 SR_B = richesse spécifique de peuplement B.

La matrice de similarité obtenue est alors soumise à une agglomération hiérarchique ascendante selon la méthode de groupement par liens complets ("complete linkage" ou "furthest neighbour sorting"). Un élément (ou un groupe d'éléments) ne peut se greffer à un groupe déjà formé que lorsque le niveau de similarité des éléments les plus éloignés des deux ensembles est atteint, ce qui rend l'inclusion de nouveaux éléments difficile. Cette méthode permet, par dilatation de l'espace de référence (LANCE & WILLIAMS, 1967), d'obtenir les discontinuités les plus tranchées possibles (LEGENDRE & LEGENDRE, 1979).

3.- RESULTATS

3.1.- INVENTAIRE ICHTYOLOGIQUE DES MANGROVES DU LAGON SUD-OUEST

La totalité des échantillonnages de poissons de mangrove du lagon sud-ouest a permis de recenser 262 espèces réparties en 64 familles (tab. 14). Parmi celles-ci, 8 familles présentent une forte richesse spécifique et représentent à elles-seules 111 espèces, soit 42,4% du total :

- Gobiidae, 32 espèces (12,2 %);
- Apogonidae, 17 espèces (6,5%);
- Serranidae, 13 espèces (5,0%);
- Carangidae, 11 espèces (4,2%);
- Muraenidae et Lethrinidae, 10 espèces (3,8%);
- Clupeidae et Mugilidae, 9 espèces (3,4%).

A l'opposé, plus du tiers des familles (34,3%) sont peu diversifiées dans nos récoltes, 22 familles n'étant représentées que par une seule espèce.

La plupart des espèces (80,5%) ont pu être identifiées. Le reste (51 taxons) est principalement constitué d'espèces de petites tailles ou de juvéniles pour lesquelles les clés de détermination sont inexistantes ou incomplètes (Gobiidae, Apogonidae, Muraenidae). Certaines de ces espèces, appartenant à des familles relativement bien connues, n'ont probablement pas encore été décrites : *Pomadasys* sp. (Haemulidae) et *Epinephelus* sp. (Serranidae), tout comme certains Gobiidae.

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

Tableau 14.- Liste des espèces de poisson (classées selon l'ordre des familles de NELSON, 1984) identifiées dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Leur présence dans d'autres biotopes lagunaires (fonds meubles et récifs coralliens) est également mentionnée.

FMC : Fonds meubles (chalut à poissons et à crevettes; KULBICKI & WANTIEZ, 1990a; WANTIEZ & KULBICKI, 1991; WANTIEZ, comm. pers.).

FMD : Fonds meubles (drague Waren; RIVATON & RICHER DE FORGES, 1990).

RCC : Récifs coralliens (comptages en plongée; KULBICKI & WANTIEZ, 1990b; WANTIEZ & KULBICKI, 1991).

RCR : Récifs coralliens (empoisonnements à la roténone; KULBICKI, comm. pers.).

Espèce	FMC	FMD	RCC	RCR
CARCHARHINIDAE				
<i>Carcharhinus leucas</i>				
<i>Carcharhinus limbatus</i>	x			
<i>Carcharhinus melanopterus</i>			x	
<i>Negaprion acutidens</i>				
SPHYRNIDAE				
<i>Sphyrna lewini</i>	x			
DASYATIDAE				
<i>Dasyatis benetti</i>	x			
<i>Dasyatis kuhlii</i>	x		x	
<i>Dasyatis sephen</i>	x			
ELOPIDAE				
<i>Elops machnata</i>				
MEGALOPIDAE				
<i>Megalops cyprinoides</i>	x			
ANGUILLIDAE				
<i>Anguilla mossambica</i>				
MURAENIDAE				
<i>Gymnothorax albimarginatus</i>	x		x	
<i>Gymnothorax fimbriatus</i>		x		x
<i>Gymnothorax</i> sp. 1				
<i>Gymnothorax</i> sp. 2				
<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>				
<i>Gymnothorax undulatus</i>	x			
<i>Siderea picta</i>	x		x	
<i>Thyrsoidea macrura</i>		x		
<i>Thyrsoidea</i> sp.				
<i>Uropterygius</i> sp.				x
OPHICHTHIDAE				
<i>Leiuranus semicinctus</i>		x		
<i>Muraenichthys</i> sp.		x		
<i>Myrophis uropterus</i>		x		
<i>Ophichthus cephalozona</i>				
CONGRIDAE				
<i>Conger cinereus</i>				x
<i>Muraenesox bagio</i>	x			
CLUPEIDAE				
<i>Amblygaster sirm</i>	x			
<i>Anodontostoma chacunda</i>				
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	x			
<i>Herklotsichthys</i> sp.	x			
<i>Sardinella</i> sp.				
<i>Sardinella fijiensis</i>				
<i>Spratelloides delicatulus</i>				

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Espèce	FMC	FMD	RCC	RCR
CLUPEIDAE				
<i>Spratelloides gracilis</i> (Temminck & Schlegel, 1846)				
<i>Spratelloides</i> spp.	x		x	x
ENGRAULIDAE				
<i>Stolephorus devisi</i> (Whitley, 1940)	x			
<i>Stolephorus heterolobus</i> (Rüppell, 1837)				
<i>Stolephorus indicus</i> (Van Hasselt, 1823)	x			
<i>Stolephorus</i> spp.	x			
<i>Stolephorus waitei</i> Jordan & Seale, 1926				
<i>Thryssina baelama</i> (Forsskål, 1775)				
CHIROCENTRIDAE				
<i>Chirocentrus dorab</i> (Forsskål, 1775)	x			
CHANIDAE				
<i>Chanos chanos</i> (Forsskål, 1775)			x	
PLOTOSIDAE				
<i>Plotosus lineatus</i> (Thunberg, 1787)	x		x	
SYNODONTIDAE				
<i>Saurida gracilis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	x	x	x	x
<i>Saurida nebulosa</i> Valenciennes, 1849	x	x	x	
ANTENNARIIDAE				
<i>Antennarius commersoni</i> (Latreille, 1804)	x	x		x
<i>Antennarius maculatus</i> (Desjardins, 1840)				
HEMIRAMPHIDAE				
Hemiramphidae indéterminés			x	
<i>Hemirhamphus far</i> (Forsskål, 1775)			x	
<i>Hyporhamphus dussumieri</i> (Valenciennes, 1846)			x	x
<i>Zenarchopterus dispar</i> (Valenciennes, 1846)				
BELONIDAE				
<i>Strongylura incisa</i> (Valenciennes, 1846)				
<i>Strongylura leiura</i> (Bleeker, 1850)				
<i>Strongylura urvilli</i> (Valenciennes, 1846)				
<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i> (Peron & Le Sueur, 1821)			x	
ATHERINIDAE				
Atherinidae indéterminés	x			
<i>Atherinomorus endrachtensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)				
<i>Atherinomorus lacunosus</i> (Schneider, 1801)		x		x
<i>Stenatherina panatela</i> (Jordan & Richardson, 1908)				
HOLOCENTRIDAE				
<i>Neoniphon argenteus</i> (Valenciennes, 1831)			x	x
<i>Neoniphon sammara</i> (Forsskål, 1775)			x	x
<i>Sargocentron rubrum</i> (Forsskål, 1775)	x		x	x
SYNGNATHIDAE				
<i>Corythoichthys amplexus</i> Dawson & Randall, 1975		x		x
<i>Doryrhamphus excisus excisus</i> Kaup, 1856				x
<i>Hippocampus hystrix</i> Kaup, 1856	x	x		
<i>Hippocampus</i> sp. 1				
<i>Hippocampus</i> sp. 2				
<i>Micrognathus andersonii</i> (Bleeker, 1858)				
<i>Syngnathoides biaculeatus</i> (Bloch, 1875)		x		
SYNANCEIIDAE				
<i>Inimicus didactylus</i> (Pallas, 1769)	x	x		

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

Espèce	FMC	FMD	RCC	RCR
PLATYCEPHALIDAE				
<i>Sugggrundus staigeri</i> (Castelnau, 1872)			x	
CENTROPOMIDAE				
<i>Ambassis interruptus</i> Bleeker, 1852				
<i>Ambassis myops</i> Günther, 1871				
SERRANIDAE				
<i>Anyperodon leucogrammicus</i> (Valenciennes, 1828)			x	x
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> (Bloch, 1790)			x	
<i>Epinephelus coioides</i> (Valenciennes, 1828)	x			
<i>Epinephelus cyanopodus</i> (Richardson, 1846)	x		x	
<i>Epinephelus lanceolatus</i> (Bloch, 1790)			x	
<i>Epinephelus maculatus</i> (Bloch, 1790)	x	x	x	x
<i>Epinephelus malabaricus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	x		x	
<i>Epinephelus merra</i> Bloch, 1793	x	x	x	x
<i>Epinephelus polyphekadion</i> (Bleeker, 1849)		x	x	x
<i>Epinephelus rivulatus</i> (Valenciennes, 1830)	x		x	
<i>Epinephelus</i> sp.			x	
<i>Epinephelus</i> sp. aff. <i>tauvina</i>				
<i>Epinephelus tauvina</i> (Forsskål, 1775)			x	x
TERAPONIDAE				
<i>Therapon jarbua</i> (Forsskål, 1775)	x			
KUHLIIDAE				
<i>Kuhlia marginata</i> (Cuvier, 1829)				
<i>Kuhlia rupestris</i> (Lacépède, 1802)				
APOGONIDAE				
<i>Apogon fragilis</i> Smith, 1961				
<i>Apogon gilberti</i> (Jordan & Seale, 1905)				
<i>Apogon guamensis</i> Valenciennes, 1832				x
<i>Apogon hyalosoma</i> Bleeker, 1852		x	x	
<i>Apogon lateralis</i> Valenciennes, 1832		x		
<i>Apogon leptacanthus</i> Bleeker, 1856				
<i>Apogon melas</i> Bleeker, 1848				
<i>Apogon</i> sp. 1				
<i>Apogon</i> sp. 2				
<i>Apogon</i> sp. 3				
<i>Apogonichthys perdix</i> Bleeker, 1854				
<i>Cheilodipterus quinquelineatus</i> Cuvier, 1828	x	x	x	x
<i>Foa brachygramma</i> (Jenkins, 1902)		x		
<i>Foa</i> sp.		x		
<i>Fowleria abocellata</i> Goren & Karpuls, 1980				
<i>Fowleria variegata</i> (Valenciennes, 1832)		x		x
<i>Sphaeramia orbicularis</i> (Kuhl & Van Hasselt, 1828)				
SILLAGINIDAE				
<i>Sillago ciliata</i> Cuvier, 1829	x		x	
<i>Sillago sihama</i> (Forsskål, 1775)	x			
<i>Sillago</i> spp.				
CARANGIDAE				
Carangidae indéterminés	x		x	
<i>Alepes vari</i> (Cuvier, 1833)	x		x	
<i>Carangoides</i> spp.				
<i>Caranx ignobilis</i> (Forsskål, 1775)	x		x	

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Espèce		FMC	FMD	RCC	RCR
CARANGIDAE					
<i>Caranx lugubris</i>	Poey, 1861				
<i>Caranx melampygus</i>	Cuvier, 1833			x	x
<i>Caranx papuensis</i>	Alleyne & Mc Leay, 1877	x		x	x
<i>Caranx sexfasciatus</i>	Quoy & Gaimard, 1924				
<i>Gnathanodon speciosus</i>	(Forsskål, 1775)	x		x	
<i>Scomberoides lysan</i>	(Forsskål, 1775)			x	
<i>Scomberoides tol</i>	(Cuvier, 1832)	x		x	
LEIOGNATHIDAE					
<i>Gazza minuta</i>	(Bloch, 1797)	x			
<i>Leiognathus equulus</i>	(Forsskål, 1775)	x			
<i>Leiognathus fasciatus</i>	(Lacépède, 1803)	x			
<i>Leiognathus leuciscus</i>	(Günther, 1860)	x			
<i>Leiognathus rivulatus</i>	(Temminck & Schlegel, 1845)	x		x	
<i>Leiognathus splendens</i>	(Cuvier, 1829)	x	x		
<i>Secutor ruconius</i>	(Hamilton, 1822)	x	x	x	
LUTJANIDAE					
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	(Forsskål, 1775)	x		x	x
<i>Lutjanus bohar</i>	(Forsskål, 1775)	x		x	x
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	(Forsskål, 1775)	x		x	x
<i>Lutjanus fulvus</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	x		x	x
<i>Lutjanus russelli</i>	(Bleeker, 1849)	x		x	x
GERREIDAE					
<i>Gerres acinaces</i>	Bleeker, 1854				
<i>Gerres filamentosus</i>	Cuvier, 1829	x			
<i>Gerres macrosoma</i>	Bleeker, 1854				
<i>Gerres ovatus</i>	Günther, 1859	x	x	x	
<i>Gerres oyena</i>	(Forsskål, 1775)	x			
HAEMULIDAE					
<i>Diagramma pictum</i>	(Thunberg, 1792)	x	x	x	x
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	(Lacépède, 1802)				
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>	(Bleeker, 1853)			x	x
<i>Plectorhinchus obscurus</i>	(Günther, 1871)			x	
<i>Pomadasys argenteus</i>	(Forsskål, 1775)	x			
<i>Pomadasys sp.</i>					
SPARIDAE					
<i>Acanthopagrus berda</i>	(Forsskål, 1775)				
LETHRINIDAE					
<i>Gymnocranius lethrinoides</i>	(Bleeker, 1849)	x			
<i>Lethrinus atkinsoni</i>	(Seale, 1909)			x	x
<i>Lethrinus genivittatus</i>	Valenciennes, 1830		x	x	x
<i>Lethrinus harak</i>	(Forsskål, 1775)			x	
<i>Lethrinus lentjan</i>	(Lacépède, 1802)	x		x	
<i>Lethrinus nebulosus</i>	(Forsskål, 1775)	x		x	x
<i>Lethrinus obsoletus</i>	(Forsskål, 1775)	x		x	x
<i>Lethrinus olivaceus</i>	Valenciennes, 1830	x		x	
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	Sato, 1978	x		x	
<i>Lethrinus sp.</i>		x	x	x	
NEMIPYRIDAE					
<i>Scolopsis bilineatus</i>	(Bloch, 1793)	x		x	x
<i>Scolopsis spp.</i>			x	x	

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

Espèce	FMC	FMD	RCC	RCR
NEMIPTERIDAE				
<i>Scolopsis bilineatus</i> (Bloch, 1793)	x		x	x
<i>Scolopsis</i> spp.		x	x	
<i>Scolopsis trilineatus</i> Kner, 1868			x	
MULLIDAE				
<i>Mulloides flavolineatus</i> (Lacépède, 1801)	x		x	
<i>Parupeneus barberinus</i> (Lacépède, 1801)		x	x	
<i>Parupeneus dispilurus</i> (Playfair, 1866)	x		x	x
<i>Parupeneus indicus</i> (Shaw, 1803)	x		x	x
<i>Parupeneus signatus</i> (Günther, 1867)	x		x	
<i>Upeneus tragula</i> Richardson, 1845	x		x	x
<i>Upeneus vittatus</i> Lacépède, 1801	x		x	
MONODACTYLIDAE				
<i>Monodactylus argenteus</i> (Linnaeus, 1758)				
EPHIPPIDIDAE				
<i>Drepane punctata</i> (Linnaeus, 1758)				
PLATACIDAE				
<i>Platax orbicularis</i> (Forsskål, 1775)	x		x	
SCATOPHAGIDAE				
<i>Scatophagus argus</i> (Linnaeus, 1766)				
CHAETODONTIDAE				
<i>Chaetodon auriga</i> Forsskål, 1775	x		x	x
<i>Heniochus acuminatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x
CICHLIDAE				
<i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters, 1852)				
POMACENTRIDAE				
<i>Abudefduf septemfasciatus</i> (Cuvier, 1830)			x	
<i>Abudefduf</i> sp.			x	
<i>Chrysiptera biocellata</i> (Quoy & Gaimard, 1825)			x	
<i>Neopomacentrus taeniurus</i> (Bleeker, 1856)	x			
MUGILIDAE				
<i>Liza macrolepis</i> (Smith, 1849)				
<i>Liza melinoptera</i> (Valenciennes, 1836)				
<i>Liza</i> spp.				
<i>Liza vaigiensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)				
<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758				
<i>Valamugil buchanani</i> (Bleeker, 1853)	x			
<i>Valamugil cunnesius</i> (Valenciennes, 1836)				
<i>Valamugil engeli</i> (Bleeker, 1858)	x			
<i>Valamugil seheli</i> (Forsskål, 1775)	x			
SPHYRAENIDAE				
<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum, 1792)	x		x	
<i>Sphyraena flavicauda</i> Rüppell, 1835	x			
<i>Sphyraena forsteri</i> Cuvier, 1829	x		x	
<i>Sphyraena obtusata</i> Cuvier, 1829	x		x	
<i>Sphyraena putnamiae</i> Jordan & Seale, 1905	x			
POLYNEMIDAE				
<i>Polydactylus microstoma</i> (Bleeker, 1851)	x			
LABRIDAE				
<i>Halichoeres biocellatus</i> Schultz, 1960				x
<i>Halichoeres</i> spp.		x	x	x

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Espèce	FMC	FMD	RCC	RCR
LABRIDAE				
<i>Halichoeres trimaculatus</i>			x	x
<i>Hemigymnus melapterus</i>			x	x
<i>Stethojulis strigiventer</i>	x		x	x
SCARIDAE				
<i>Scarus chameleon</i>			x	
<i>Scarus ghobban</i>	x		x	x
<i>Scarus</i> sp.	x		x	x
MUGILOIDIDAE				
<i>Parapercis cylindrica</i>	x	x	x	x
TRIPTERYGIIDAE				
<i>Enneapterygius</i> sp.				
BLENNIIDAE				
<i>Istiblennius edentulus</i>				
<i>Omobranchus</i> sp.				
<i>Omox biporos</i>				
<i>Petroscirtes grammistes</i>				
<i>Petroscirtes mitratus</i>		x		
<i>Praealticus</i> sp. 1				
CALLIONYMIDAE				
<i>Calliurichthys</i> sp.				
ELEOTRIDIDAE				
<i>Eleotris fusca</i>				
<i>Eleotris</i> sp. aff. <i>melanosoma</i>				
<i>Eleotris</i> sp. aff. <i>oxycephala</i>				
MICRODESMIDAE				
<i>Parioglossus dotui</i>		x		
<i>Parioglossus rainford</i>				
GOBIIDAE				
Gobiidae indéterminés	x		x	
Gobiidae sp. 1				
Gobiidae sp. 2				
Gobiidae sp. 3				
<i>Acentrogobius</i> sp. aff. <i>audax</i>				
<i>Amblygobius albimaculatus</i>		x	x	x
<i>Amblygobius nocturnus</i>				x
<i>Amblygobius</i> sp. aff. <i>nocturnus</i>				
<i>Asterropteryx semipunctatus</i>				x
<i>Bathygobius albopunctatus</i>				
<i>Bathygobius</i> sp. aff. <i>cocosensis</i>				
<i>Butis amboinensis</i>	x			x
<i>Cryptocentrus lutheri</i>				
<i>Exyrias puntang</i>	x	x		
<i>Fusigobius</i> spp.				x
<i>Glossogobius biocellatus</i>	x			
<i>Glossogobius</i> sp.		x		
<i>Gnatholepis</i> sp.				
<i>Istigobius decoratus</i>				x
<i>Istigobius ornatus</i>				
<i>Istigobius spence</i>				
<i>Mahidolia duque</i>				

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

Espèce		FMC	FMD	RCC	RCR
GOBIIDAE					
<i>Oplopomus caninoides</i>	(Bleeker, 1852)		x		
<i>Oplopomus oplopomus</i>	(Valenciennes, 1837)				x
<i>Oplopomus</i> sp.					
<i>Pleurosicya</i> sp.			x		
<i>Ptereleotris microlepis</i>	(Bleeker, 1856)				x
<i>Redigobius</i> sp.					
<i>Valenciennesa longipinnis</i>	(Lay & Bennett, 1839)		x		
<i>Vanderhorstia</i> sp. aff. <i>lanceolata</i>					
<i>Yongeichthys nebulosus</i>	(Forsskål, 1775)	x	x		
<i>Yongeichthys</i> sp. aff. <i>pavidus</i>					
ACANTHURIDAE					
<i>Acanthurus blochii</i>	Valenciennes, 1835	x		x	x
<i>Acanthurus dussumieri</i>	Valenciennes, 1835	x		x	
<i>Acanthurus mata</i>	(Cuvier, 1829)	x		x	
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	Valenciennes, 1835	x		x	
<i>Naso unicornis</i>	(Forsskål, 1775)			x	x
SIGANIDAE					
<i>Siganus canaliculatus</i>	(Park, 1797)	x	x	x	x
<i>Siganus lineatus</i>	(Valenciennes, 1835)			x	x
TRICHIURIDAE					
<i>Trichiurus lepturus</i>	Linnaeus, 1758	x			
BOTHIDAE					
<i>Bothus pantherinus</i>	(Rüppell, 1830)	x	x	x	
SOLEIDAE					
<i>Pardachirus pavoninus</i>	(Lacépède, 1802)	x	x	x	
TETRAODONTIDAE					
<i>Arothron hispidus</i>	(Linnaeus, 1758)	x	x	x	
<i>Arothron manillensis</i>	(de Procé, 1822)	x	x		
<i>Arothron</i> sp.		x		x	
<i>Canthigaster</i> sp.		x		x	
DIODONTIDAE					
<i>Cylichthys spilostylus</i>	(Leis & Randall, 1982)				
<i>Diodon histrix</i>	Linnaeus, 1758	x		x	x

3.2.- AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES AVEC L'INDO-PACIFIQUE

3.2.1.- Généralités concernant l'ichtyofaune des mangroves de la région

Après regroupement des inventaires, élimination des espèces d'identification douteuse et des synonymies, 815 espèces de poissons ont été recensées dans les différentes mangroves de l'Indo-Pacifique *sensu lato* : océans Indien et Pacifique (Annexe I). La famille la mieux représentée est celle des Gobiidae avec 110 taxons recensés. D'autres familles présentent des richesses spécifiques élevées : Carangidae (33 sp.), Apogonidae (31 sp.), Serranidae (30 sp.), Clupeidae (23 sp.), Hemiramphidae (21 sp.), Mugilidae (19 sp.), Tetraodontidae (18 sp.) ainsi que les Ariidae, Blenniidae, Engraulidae, Haemulidae et Leiognathidae (16 sp.). Exceptées les Ariidae, ces familles sont présentes en Nouvelle-Calédonie où elles sont généralement bien représentées. Certaines espèces ont une distribution indo-pacifique large, c'est le cas de *Therapon jarbua*, recensée dans 13 des 15 sites, *Leiognathus equulus* et *Monodactylus argenteus* (11 sites) ainsi que *Gerres filamentosus* (10 sites), tout comme *Lutjanus argentimaculatus* et *Sillago sihama* (Annexe I, fig. 17).

L'identification de certaines espèces n'a pu être confirmée (Annexe I), ces dernières n'ont donc pas été intégrées à la matrice de données brutes pour laquelle 731 taxons ont été retenus. Près de 60% des espèces (426 espèces) n'ont été récoltées que sur un seul site, ce qui souligne la spécificité de chaque inventaire (fig. 17). Certaines familles présentent un fort taux d'endémisme, comme les Gobiidae et les Apogonidae. De nombreuses espèces sont restreintes à un site et peu de taxons sont largement distribués (fig. 18). En revanche, les Mugilidae, Carangidae, Lutjanidae, Leiognathidae, Engraulidae, Haemulidae, Hemiramphidae et Tetraodontidae sont représentées par des espèces peu nombreuses mais recensées dans la plupart des mangroves de l'Indo-Pacifique (fig. 18).

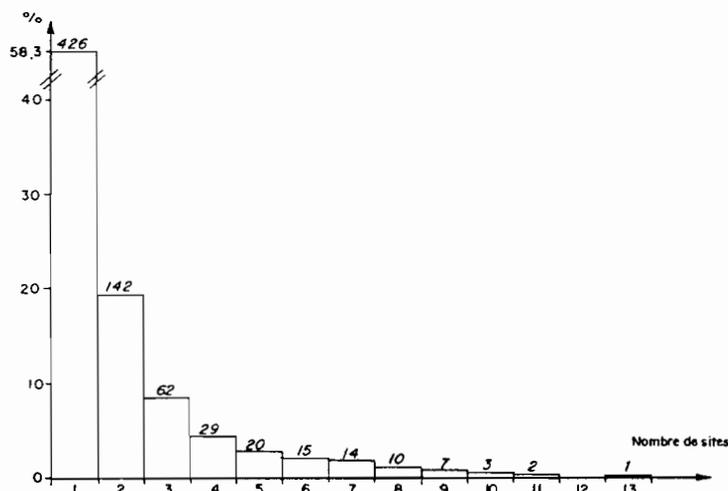


Figure 17.- Distribution par site des espèces de poissons recensées dans les mangroves de l'Indo-Pacifique (fréquence relative et nombre d'espèces).

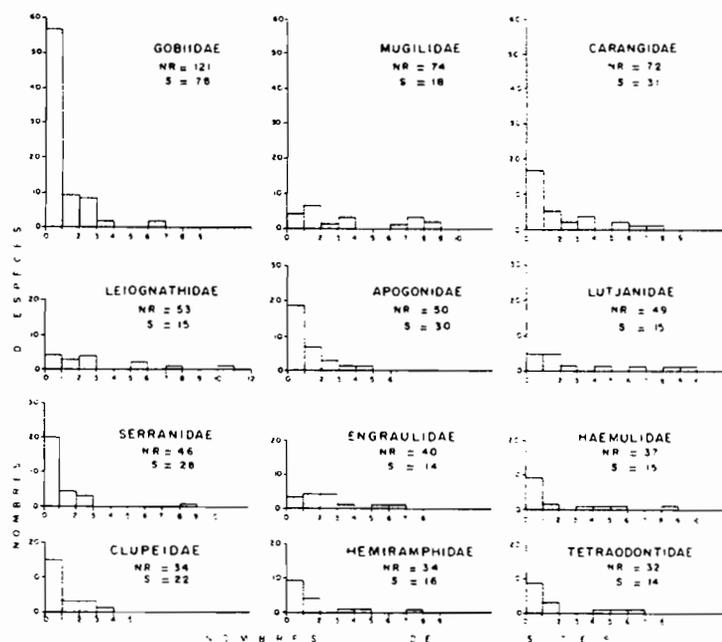


Figure 18.- Distribution par site des principales familles de poissons de mangrove de l'Indo-Pacifique (NR = nombre de recensements, S = nombre d'espèces).

3.2.2.- Analyse biogéographique

La richesse spécifique par site (diagonale de la matrice) et les nombres d'espèces communes à deux inventaires sont indiqués (tab. 15). L'un des inventaires se distingue déjà, celui du sud-est de l'Australie. Il présente une richesse spécifique faible (24 espèces) et très peu d'espèces communes aux autres études. Les valeurs du tableau 15 permettent de calculer les indices de similarité de Kulczynski entre chaque site (tab. 16). L'inventaire de Nouvelle-Calédonie présente de fortes affinités avec celui de Fidji ($I_K = 40,8\%$) et l'un de ceux des Philippines ($I_K = 31,3\%$). Sur le tableau 16, les nombres d'espèces recensés uniquement dans un site considéré sont mentionnés (diagonale de la matrice), ils confirment la spécificité des différents inventaires observée précédemment. L'effectif de ces espèces "endémiques" varie de 4 à 90 selon le site. Le groupement par liens complets de la matrice de similarité (tab. 16), permet de visualiser les affinités entre les différents inventaires (fig. 19).

Tableau 15.- Matrice des nombres d'espèces communes aux différents inventaires de poissons de mangrove de l'Indo-Pacifique et richesse spécifique de chaque site (diagonale).
Les codes correspondant aux sites et aux références ont été définis dans le tableau 13.

Site	1	2	3	4	5a	5b	5c	6	7	8	9	10	11	12	13
1	71														
2	18	221													
3	3	42	49												
4	9	26	12	51											
5a	20	48	15	20	121										
5b	34	30	8	17	39	123									
5c	11	8	4	6	16	18	34								
6	20	33	15	22	36	40	11	146							
7	1	7	5	3	3	1	1	3	24						
8	9	32	13	23	28	14	6	28	3	77					
9	5	26	11	8	26	11	3	21	3	24	77				
10	12	39	14	23	29	22	13	33	4	21	14	92			
11	29	37	14	23	31	36	12	39	5	24	18	33	115		
12	12	42	13	13	23	15	6	20	2	20	14	16	17	97	
13	19	54	18	24	48	33	9	53	5	46	32	33	41	34	210

Tableau 16.- Matrice des similarités de Kulczynski (I_K) des inventaires ichthyologiques des mangroves de l'Indo-pacifique et nombre d'espèces "endémiques" pour chaque site (diagonale).
Les codes correspondant aux sites et aux références ont été définis dans le tableau 13.

Site	1	2	3	4	5a	5b	5c	6	7	8	9	10	11	12	13
1	15														
2	16,7	90													
3	5,2	52,4	4												
4	15,2	31,4	24,0	5											
5a	22,3	30,7	21,5	27,9	20										
5b	37,8	19,0	11,4	23,6	32,0	39									
5c	23,9	13,6	10,0	14,7	30,1	33,8	6								
6	20,9	18,8	20,4	29,1	27,2	30,0	19,9	44							
7	2,8	16,2	15,5	9,2	7,5	2,5	3,5	7,3	11						
8	12,2	28,0	21,7	17,9	29,7	14,8	12,7	27,8	8,2	12					
9	6,8	22,8	18,4	13,0	27,6	11,6	6,4	20,8	8,2	31,2	24				
10	15,0	30,0	21,9	35,0	27,7	20,9	26,2	29,2	10,5	25,0	16,7	27			
11	33,0	25,1	20,4	34,0	26,3	30,3	22,9	30,3	12,6	26,0	19,5	32,3	23		
12	14,6	31,1	20,0	19,4	21,4	13,8	11,9	17,2	5,2	23,3	16,3	16,9	16,1	27	
13	17,9	25,1	22,6	29,2	31,3	21,3	15,4	30,8	11,6	40,8	28,4	25,8	27,6	25,6	79

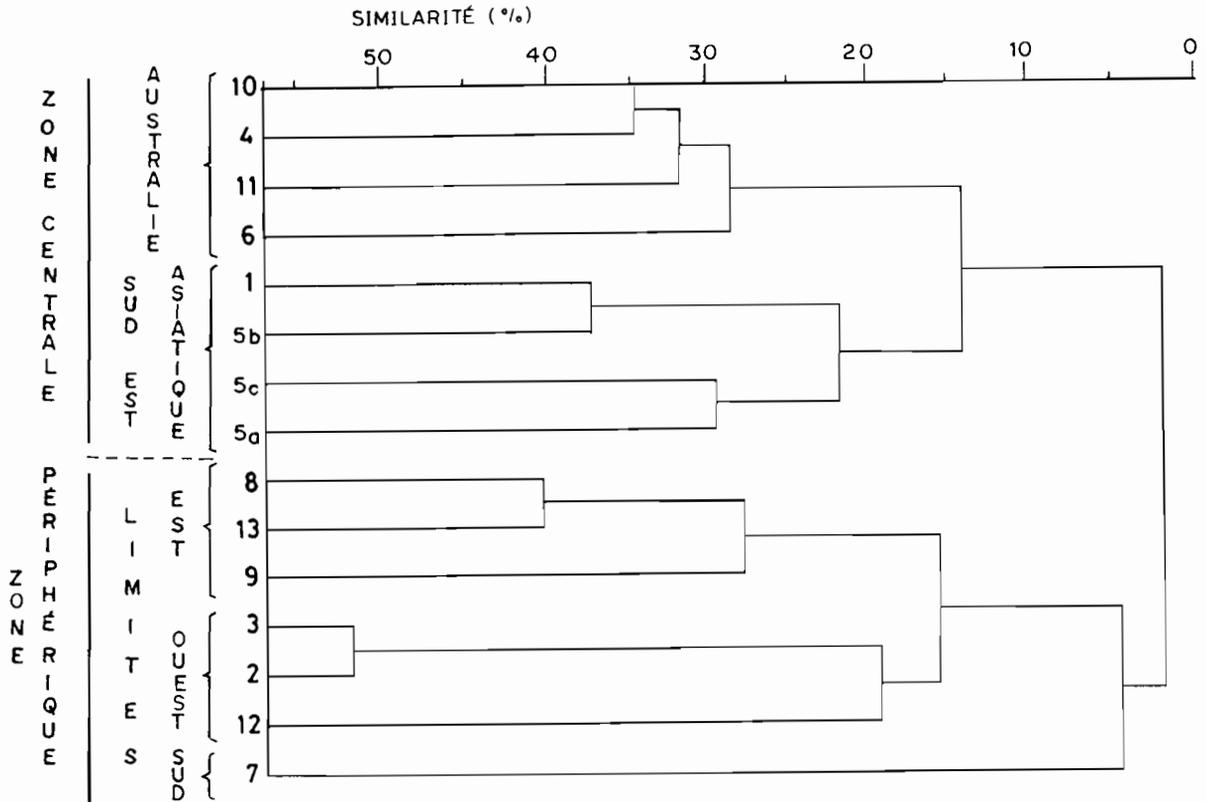


Figure 19.- Affinités biogéographiques de poissons de mangrove de l'Indo-Pacifique (groupement à liens complets des similarités selon l'indice de Kulczynski).
Les codes correspondant aux sites et aux références ont été définis dans le tableau 13.

L'affinité entre l'ichtyofaune des mangroves de Nouvelle-Calédonie et celle des Fidji apparaît clairement. Le niveau de similarité atteint par ces deux inventaires ($I_k = 40,8\%$) est proche du maximum ($I_k = 52,4\%$) observé pour le regroupement des listes faunistiques d'Afrique du Sud (tab. 16, fig. 19). Sur le dendrogramme, au noeud Nouvelle-Calédonie/Fidji vient se greffer l'étude réalisée au Vanuatu. Un ensemble géographique homogène est alors défini, il figure sous le terme de région "LIMITE EST". Celle-ci s'agrège avec les inventaires de la côte africaine (Afrique du sud et Kenya) qui constituent la "LIMITE OUEST" et la "LIMITE SUD" représentée par l'étude réalisée au sud-est de l'Australie. A l'opposé de cette branche du dendrogramme délimitant la "zone périphérique" se situent les inventaires du "SUD-EST ASIATIQUE" (Philippines, Malaisie et Singapour) et de l'"AUSTRALIE" (nord-ouest, nord et nord-est de l'Australie, plus un inventaire des Philippines). Ces deux ensembles, géographiquement homogènes à l'exception de la présence d'un inventaire des Philippines dans les relevés australiens, définissent un vaste groupe du centre de l'Indo-Pacifique : la "zone centrale" (fig. 19).

4.- DISCUSSION

4.1.- L'ICHTYOFAUNE DES MANGROVES DU LAGON SUD-OUEST

L'inventaire ichtyologique réalisé dans les mangroves du lagon sud-ouest a permis de recenser 262 espèces de poissons réparties en 64 familles. Une cinquantaine d'espèces inconnues jusqu'alors sur le Territoire ont été intégrées aux 1 759 espèces du catalogue des poissons de Nouvelle-Calédonie (RIVATON *et al.*, 1989). La plupart de ces espèces sont des Gobiidae, Blenniidae et autres espèces de petite taille. Avec 262 espèces récoltées, les mangroves abritent 14,9% des espèces actuellement recensées en Nouvelle-Calédonie, ce qui n'est pas négligeable.

Une particularité des mangroves de Nouvelle-Calédonie est la relative absence d'espèces dulçaquicoles. L'ichtyofaune des eaux douces néo-calédoniennes est encore très mal connue, elle serait représentée par un petit nombre d'espèces. Une récente mission d'échantillonnage a dénombré à peine une cinquantaine d'espèces dans les rivières de la Grande Terre, malgré l'emploi de techniques de prélèvements efficaces comme des pêches électriques et des empoisonnements à la roténone (SERET, comm. pers.). Les rivières ont un débit généralement faible mais très irrégulier pendant la saison cyclonique, ce qui rend le milieu peu hospitalier. Les familles associées aux estuaires (Elopidae, Anguillidae, Kuhliidae, Cichlidae et Centropomidae), bien que peu nombreuses, caractérisent l'inventaire réalisé dans les mangroves. En effet, ces familles sont absentes des fonds meubles et des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie. Les autres familles recensées uniquement dans les mangroves fréquentent d'autres biotopes où elles n'ont pas été inventoriées, comme les jetées portuaires et les émissaires urbains dans le cas des Monodactylidae et des Scatophagidae et les fonds meubles pour les Sparidae et les Ehippididae.

L'intrusion d'espèces récifales et de fonds meubles, également reportée à Fidji (LAL *et al.*, 1984) et au Vanuatu (DAVID, 1985), conjuguée avec la faible participation des espèces d'eau douce, confèrent à l'inventaire des poissons des mangroves néo-calédoniennes un aspect légèrement atypique. Les mangroves de la région de Dampier, au nord-ouest de l'Australie, sont peu dessalées; elles abritent des communautés de poissons qui présentent de fortes interactions avec les eaux côtières avoisinantes (BLABER *et al.*, 1985). Les caractéristiques de ces peuplements ichtyologiques sont très proches de celles des communautés de poissons des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

4.2.- BIOGEOGRAPHIE DES POISSONS DE MANGROVE DE L'INDO-PACIFIQUE

L'observation du dendrogramme (fig. 19) a permis d'isoler deux grands groupes biogéographiques, précisant ainsi les observations de BLABER (1981) et de BLABER *et al.* (1985). Ces auteurs mentionnent l'existence d'affinités entre des inventaires ichtyologiques de mangroves d'estuaires d'Afrique du Sud (BLABER, 1981) ou du nord-ouest de l'Australie (BLABER *et al.*, 1985) et l'ichtyofaune de l'Indo-Pacifique ouest, notamment en raison des faibles profondeurs de la plupart des eaux côtières de cette zone. Ces résultats acquis au cours de cette analyse confirment en partie les observations réalisées lors de l'étude préliminaire (THOLLLOT, 1987, 1988, 1989). Fidji (LAL *et al.*, 1984) et les Philippines (GOMEZ, 1980) présentent dans les deux cas les plus fortes affinités avec l'inventaire néo-calédonien. Cependant, l'analyse actuelle, basée sur un plus grand nombre d'espèces (210 contre 75), permet de déceler des liens jusqu'alors peu évidents avec le Vanuatu (DAVID, 1985).

A la zone centrale (NW, N, NE de l'Australie, Malaisie, Singapour et Philippines) s'oppose la zone périphérique fixant des limites : SUD (SE de l'Australie), EST (Nouvelle-Calédonie, Fidji et Vanuatu) et OUEST (Afrique du sud et Kenya). Cette répartition, parallèle à la distribution des mangroves (fig. 20), laisse supposer qu'il existe un centre de radiation spécifique situé dans la péninsule indo-malaise, tout comme pour les Pomacentridae (ALLEN, 1975), les Syngnathidae (DAWSON, 1985), les Antennariidae (PIETSCH & GROBECKER, 1987) et plus généralement les poissons coralliens de cette région (SALE, 1980). La distribution des espèces de poissons de mangroves ne suit pourtant pas un gradient de diversité. La région centrale regroupe 419 espèces (Australie : 244 sp., SE asiatique : 287 sp.), ce qui est inférieur aux 490 espèces inventoriées dans le reste de la zone d'étude. Cela est dû au pourcentage élevé d'espèces "endémiques" relevé dans les régions périphériques (SUD : 45,8%, OUEST : 42,9%, EST : 41,2%) par rapport à la zone centrale (SE Asiatique : 32,8% et Australie : 34,5%). Les pourcentages d'endémisme par site, sans que la corrélation de rang ne soit significative ($\alpha > 0,05$), sont plus importants dans la zone périphérique (5 points sur 7 supérieurs à la moyenne, 25,7%) que dans la zone centrale (3 points sur 8). En fait, les espèces considérées comme "endémiques" peuvent être caractéristiques d'une région donnée ou provenir de biotopes proches des mangroves (récifs coralliens, herbiers, fonds meubles et eaux douces). C'est le cas des espèces lagunaires présentes dans les mangroves de Vanuatu, de Fidji ou de Nouvelle-Calédonie. Dans cette région, les formations végétales sont fréquemment en contact avec des récifs de type frangeant, ce qui explique la présence de poissons coralliens. Plus de 75% des 79 espèces "endémiques" à la Nouvelle-Calédonie (60 sp.) fréquentent des milieux avoisinants (tab. 17) : récifs coralliens, 43 espèces (comptages : 30 sp., empoisonnements : 28 sp.), et fonds meubles, 39 espèces (chalutages : 28 sp., dragages : 16 sp.). Certaines espèces dulçaquicoles (*Ophiocara aporos*, *Ophiocara porocephala*, *Toxotes chatareus* et *Toxotes jaculator*) figurent parmi des inventaires de poissons de mangrove (CHUA, 1973; BLABER, 1980; GOMEZ, 1980; COLLETTE, 1983; DAVID, 1985).

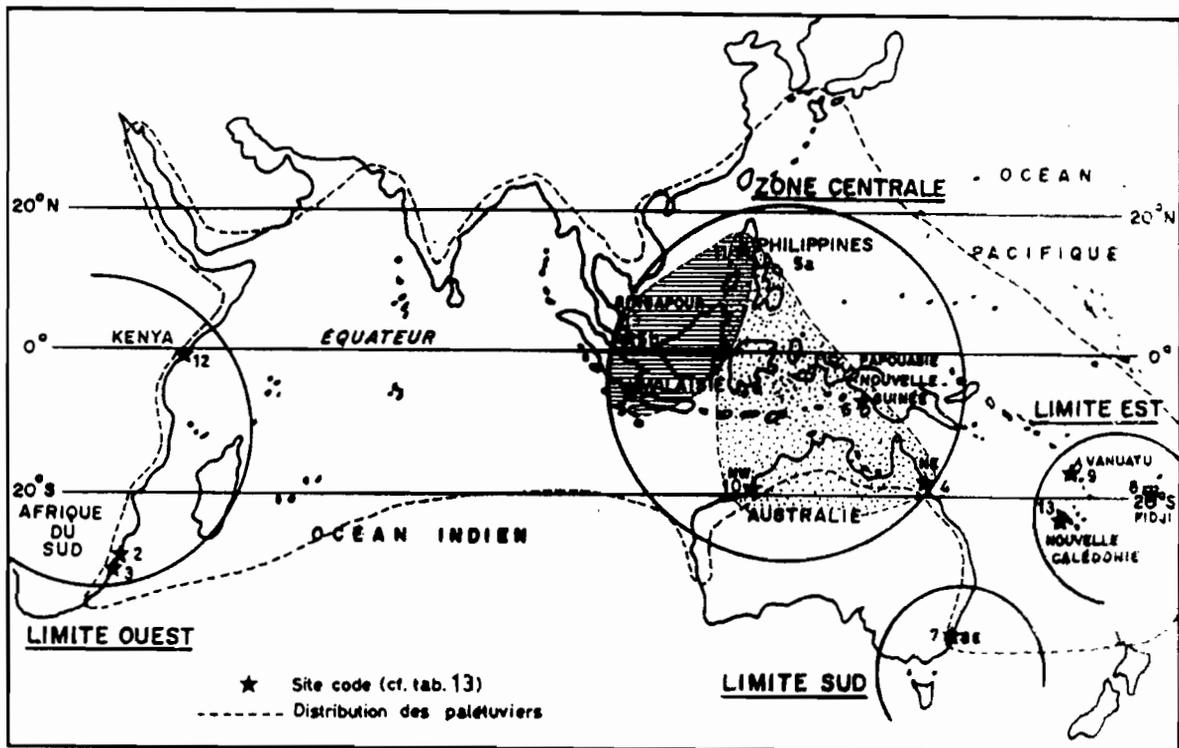


Figure 20.- Biogéographie des poissons de mangrove de l'Indo-Pacifique : représentation des ensembles d'inventaires ichthyologiques mis en évidence par le groupement à liens complets des similarités de Kulczynski.

INVENTAIRE QUALITATIF ET AFFINITES BIOGEOGRAPHIQUES

Tableau 17.- Présence sur les fonds meubles et les récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie des espèces de poissons recensées dans les mangroves du lagon sud-ouest et absentes des mangroves des régions avoisinantes.

FMC : Fonds meubles (chalut à poissons et à crevettes; KULBICKI & WANTIEZ, 1990a; WANTIEZ & KULBICKI, 1991; WANTIEZ, comm. pers.).

FMD : Fonds meubles (drague Waren; RIVATON & RICHER DE FORGES, 1990).

RCC : Récifs coralliens (comptages en plongée; KULBICKI & WANTIEZ, 1990b; WANTIEZ & KULBICKI, 1991).

RCR : Récifs coralliens (empoisonnements à la roténone; KULBICKI, comm. pers.).

Espèce	FMC	FMD	RCC	RCR	Espèce	FMC	FMD	RCC	RCR
Carcharhinidae <i>Carcharhinus melanopterus</i>			x		Carangidae <i>Caranx lugubris</i>				
Sphyrnidae <i>Sphyrna lewini</i>	x				Leiognathidae <i>Leiognathus rivulatus</i>	x		x	
Dasyatidae <i>Dasyatis sephen</i>	x				Haemulidae <i>Plectorhinchus goldmanni</i>			x	x
Muraenidae <i>Gymnothorax albimarginatus</i>	x		x		<i>Plectorhinchus obscurus</i>				x
<i>Gymnothorax fimbriatus</i>		x		x	Lethrinidae <i>Gymnocranius lethrinoides</i>	x			
<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>					<i>Lethrinus obsoletus</i>	x		x	x
<i>Gymnothorax undulatus</i>	x				<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	x		x	
<i>Siderea picta</i>	x		x		Nemipteridae <i>Scolopsis bilineatus</i>	x		x	x
Ophichthidae <i>Leiuranus semicinctus</i>		x			<i>Scolopsis trilineatus</i>				x
<i>Myrophis uropterus</i>		x			Mullidae <i>Parupeneus barberinus</i>		x	x	
Congridae <i>Conger cinereus</i>				x	<i>Parupeneus dispilurus</i>	x		x	x
<i>Muraenesox bagio</i>	x				<i>Parupeneus signatus</i>	x		x	
Clupeidae <i>Amblygaster sirm</i>	x				Pomacentridae <i>Chrysiptera biocellata</i>				x
<i>Sardinella fijiensis</i>					Mugilidae <i>Valamugil engeli</i>	x			
<i>Spratelloides gracilis</i>					Labridae <i>Halichoeres biocellatus</i>				x
Antennariidae <i>Antennarius maculatus</i>					<i>Halichoeres trimaculatus</i>			x	x
Atherinidae <i>Stenatherina panatela</i>					<i>Hemigymnus melapterus</i>			x	x
Holocentridae <i>Neoniphon argenteus</i>					<i>Stethojulis strigiventer</i>	x		x	x
<i>Neoniphon sammara</i>			x	x	Scaridae <i>Scarus chameleon</i>				x
<i>Sargocentron rubrum</i>	x		x	x	Mugiloididae <i>Parapercis cylindrica</i>	x	x	x	x
Syngnathidae <i>Corythoichthys amplexus</i>		x		x	Blenniidae <i>Petroscirtes grammistes</i>				
<i>Doryrhamphus excisus</i>				x	<i>Petroscirtes mitratus</i>			x	
<i>Hippocampus hystrix</i>	x	x			Microdesmidae <i>Parioglossus dotui</i>			x	
<i>Micrognathus andersonii</i>					<i>Parioglossus rainfordi</i>				
Synanceiidae <i>Inimicus didactylus</i>	x	x			Gobiidae <i>Amblygobius nocturnus</i>				x
Platycephalidae <i>Suggrundus staigeri</i>			x		<i>Asterropteryx semipunctatus</i>				x
Serranidae <i>Epinephelus coioides</i>	x				<i>Bathygobius albopunctatus</i>				
<i>Epinephelus cyanopodus</i>	x		x		<i>Cryptocentrus lutheri</i>				
<i>Epinephelus maculatus</i>	x	x	x	x	<i>Istigobius decoratus</i>				x
<i>Epinephelus polyphekadion</i>		x	x	x	<i>Istigobius spence</i>				
<i>Epinephelus rivulatus</i>	x		x		<i>Mahidolia duque</i>				
Apogonidae <i>Apogon fragilis</i>					<i>Oplopomus caninoides</i>		x		
<i>Apogon gilberti</i>					<i>Oplopomus oplopomus</i>				x
<i>Apogon guamensis</i>				x	<i>Ptereleotris microlepis</i>				x
<i>Apogon melas</i>				x	Acanthuridae <i>Acanthurus blochii</i>	x		x	x
<i>Apogonichthys perdix</i>					<i>Naso unicornis</i>			x	x
<i>Foa brachygramma</i>		x			Tetraodontidae <i>Arothron manillensis</i>	x	x		
<i>Fowleria abocellata</i>					Diodontidae <i>Cylichthys spilostylus</i>				
<i>Fowleria variegata</i>		x		x	<i>Diodon histrix</i>		x	x	x
Carangidae <i>Alepes vari</i>	x		x						

Le nombre d'espèces "endémiques" dépend également de la qualité et de la nature de l'échantillonnage des poissons. Ainsi, les études présentant les nombres d'espèces "endémiques" les plus élevés, c'est-à-dire l'Afrique du Sud (WALLACE, 1975a) et la Nouvelle-Calédonie, correspondent à des inventaires menés sur de longues périodes à l'aide de méthodes diversifiées (tab. 13). La récolte en Irian Jaya, en Papouasie Nouvelle-Guinée et dans le nord de l'Australie de 44 espèces absentes de toute autre étude est due à l'utilisation intensive de roténone (COLLETTE, 1983). A l'inverse, les faibles proportions d'espèces "endémiques" correspondent à des sous-échantillonnages : en Afrique du Sud (BRANCH et GRINDLEY, 1979) et dans le nord-est de l'Australie, où BLABER (1980) n'a utilisé que des filets maillants pendant trois mois (tab. 13). L'appartenance de l'inventaire réalisé aux Philippines par PINTO (1987) au groupe "AUSTRALIE", la seule exception à l'homogénéité géographique des groupements des similarités (fig. 19), est sans doute liée aux méthodes d'échantillonnage employées par cet auteur (filets maillants et chalutages).

L'homogénéité géographique des différents groupes observés et la relation étroite entre ces groupements et la distribution indo-pacifique des mangroves permettent de croire à la validité des résultats. Des comparaisons avec d'autres inventaires (provenant de régions intermédiaires comme l'Inde) pourraient affiner cette analyse et mieux définir les frontières entre les différents ensembles. Pour plus de précisions et confirmer cette répartition, il conviendrait également de définir avec précision la phylogénèse et les directions de radiation spécifique des principales familles de poissons présentes dans les mangroves.

5. CONCLUSIONS

Le recensement de l'ichtyofaune des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie a permis d'inventorier 262 espèces de poissons réparties en 64 familles (tab. 14). Les familles les mieux représentées dans notre inventaire (Gobiidae, Apogonidae, Carangidae, Serranidae, Lethrinidae, Clupeidae, Mugilidae, etc) le sont également dans les différentes listes faunistiques du reste de l'Indo-Pacifique.

L'analyse biogéographique, réalisée sur 15 sites répartis dans l'Indo-Pacifique, met en évidence les affinités existant entre l'ichtyofaune des mangroves de Nouvelle-Calédonie et celles de Fidji et du Vanuatu. Elle révèle également la présence de deux provinces biogéographiques distinctes (fig. 19) :

- une zone centrale (Asie du SE, NW et NE de l'Australie);
- une zone périphérique correspondant à trois régions extrêmes, les limites ouest (Afrique du Sud et Kenya), sud (SE de l'Australie) et est (Nouvelle-Calédonie, Fidji et Vanuatu).

Ce schéma de répartition, parallèle à celui des espèces végétales (fig. 20), ne correspond pas à un gradient de diversité spécifique comme c'est le cas pour les palétuviers. Les nombres d'espèces de poissons de mangrove de chaque région sont plus ou moins modifiés par l'intrusion d'espèces fréquentant des biotopes proches (marins ou terrestres). Ces espèces non-inféodées aux mangroves sont les plus nombreuses dans les sites de la zone périphérique, traduisant l'ampleur des interactions avec les écosystèmes avoisinants. Dans la zone centrale, les mangroves sont bien développées et, par conséquent, le milieu est très structuré (augmentation de la diversité et du nombre des niches écologiques potentielles), ce qui explique la relative homogénéité des peuplements qui interagissent de façon modérée avec les biotopes proches.

L'inventaire réalisé dans les mangroves du lagon sud-ouest présente certaines spécificités. Une famille largement répartie dans l'Indo-Pacifique, celle des Ariidae, n'existe pas en Nouvelle-Calédonie, tout comme les

Sciaenidae. Des interactions avec les habitats voisins (les récifs coralliens et surtout les fonds meubles) existent. Ces liens sont pour ainsi dire inexistantes entre les poissons de mangrove et l'ichtyofaune dulçaquicole, tout comme dans le nord-ouest de l'Australie (BLABER *et al.*, 1985, BLABER, 1986). Malgré ces particularités, les espèces les plus importantes en Nouvelle-Calédonie sont également présentes dans d'autres régions de l'Indo-Pacifique. Cela laisse présager une certaine unité dans le fonctionnement de l'écosystème. Avec les précautions nécessaires, cela permet une généralisation des résultats acquis au cours de cette étude à d'autres régions, notamment le sud-ouest du Pacifique, en particulier Fidji et Vanuatu, ainsi que le nord-ouest de l'Australie.

Quatrième chapitre

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

TABLE DES MATIERES

1.- INTRODUCTION	83
2.- MATERIEL ET METHODES	83
2.1.- ECHANTILLONNAGE.....	83
2.2.- RECOLTE DES DONNEES BIOLOGIQUES.....	84
2.3.- CARACTERISATION DES PEUPEMENTS.....	84
2.4.- COMPLEMENTARITE DES TECHNIQUES DE PECHE.....	85
3.- RESULTATS	87
3.1.- CAMPAGNE "PROSPECTION"	87
3.1.1.- Les captures des filets maillants.....	87
3.1.2.- Les empoisonnements à la roténone.....	90
3.1.3.- Complémentarité des techniques de pêche	92
3.2.- CAMPAGNE "SAINT-VINCENT"	95
3.2.1.- Les captures de la station de Bouraké.....	95
3.2.2.- Les captures de la station de la Ouenghi.....	105
4.- DISCUSSION	117
4.1.- CARACTERISTIQUES DES PEUPEMENTS ICHTYOLOGIQUES DE MANGROVE	117
4.1.1.- Richesse spécifique et diversité.....	117
4.1.2.- Les familles les plus diversifiées.....	117
4.1.3.- Les espèces principales	118
4.1.4.- Diversité et équitabilité.....	119
4.1.5.- Densité et biomasse	121
4.2.- LES CAPTURES : REFLETS D'UNE TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE.....	122
4.3.- LA MANGROVE : NURSERIE POUR LES JUVENILES DE POISSONS COTIERS	123
4.4.- LA MANGROVE : ZONE D'INTERET HALIEUTIQUE POTENTIEL	124
5.- CONCLUSIONS.....	126

1.- INTRODUCTION

L'accroissement des pressions anthropiques sur le littoral et en particulier les mangroves est un dénominateur commun à la plupart des pays tropicaux. Les conséquences de ces dégradations sur l'ichtyofaune sont encore méconnues. Les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, relativement vierges de tout impact d'activité humaine, constituent une zone d'étude privilégiée en permettant la description d'un état de référence (point zéro) de la composition, de la structure et de l'organisation des communautés de poissons.

Les poissons de mangroves constituent des communautés riches et diversifiées (WALLACE, 1975a; COLLETTE, 1983; ROBERTSON & DUKE, 1987; BLABER *et al.*, 1990a), dominées par les juvéniles et les espèces de petite taille (AUSTIN, 1971; AUSTIN & AUSTIN, 1971a; LASSERRE & TOFFART, 1977; JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY, 1980; YANEZ-ARANCIBIA *et al.*, 1980). Les juvéniles d'espèces ayant parfois un intérêt économique (KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981; LAL, 1984; LAL *et al.*, 1984; DAVID, 1985; MORTON, 1990) abondent entre les racines échasses des palétuviers où ils trouveraient abri et nourriture (BLABER & BLABER, 1980; BLABER, 1981; LOUIS & GUYARD, 1982; RUSSELL & GARRETT, 1983; BELL *et al.*, 1984; THAYER *et al.*, 1987). Dans le sud-ouest du Pacifique, les descriptions des peuplements ichtyologiques sont peu nombreuses (LAL (1984), LAL *et al.* (1984) à Fidji, DAVID (1985) à Vanuatu, BLABER & MILTON (1990) aux îles Salomon). En Nouvelle-Calédonie, cette étude est la première concernant les poissons de mangrove, excepté un échantillonnage préliminaire (THOLLOT, 1987, 1988, 1989; THOLLOT et KULBICKI, 1988).

Au cours de ce chapitre, les échantillonnages de poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie sont analysés afin de caractériser les peuplements ichtyologiques. Les structures spatio-temporelles et le fonctionnement de ces communautés seront présentés dans le chapitre V. Les principales caractéristiques de l'ichtyofaune des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie sont détaillées en terme : 1) de composition et de structure des communautés de poissons, 2) d'importance des mangroves pour les juvéniles, 3) de potentiel halieutique des mangroves.

2.- MATERIEL ET METHODES

2.1.- ECHANTILLONNAGE

Les techniques de pêche, les engins, leurs caractéristiques, les stations échantillonnées et la fréquence des prélèvements ont été présentées en détail dans le chapitre III (§ 2.1.). Deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées au cours de cette étude :

- la campagne "Prospection", inventaire des poissons de mangroves du lagon sud-ouest à l'aide de poses de filets maillants de diverses mailles (68 poses) et de dix empoisonnements à la roténone (tab. 11 et 12, fig. 8 et 15);
- la campagne "Saint-Vincent", suivi temporel des stations de Bouraké et de la Ouenghi grâce à des prélèvements mensuels au moyen de plusieurs filets maillants et de capéchades (tab. 11 et 12, fig. 8 et 15), complétés en fin d'échantillonnage par des empoisonnements à la roténone.

Les engins employés au cours de ces deux campagnes et leurs stratégies d'utilisation ont été choisis pour mettre en évidence les relations ichtyologiques entre mangrove et lagon, ce qui est l'objectif principal de ce travail. Deux types d'engins ont joué un rôle prépondérant : les filets maillants et les capéchades. Posés à l'étable de marée haute et relevés à la fin de la marée descendante, les filets maillants capturent les poissons ayant pénétré dans la mangrove avec la marée montante. D'autres mouvements de poissons, parallèles à la ligne de rivage, ont pu être détectés grâce à l'utilisation des capéchades. Les empoisonnements à la roténone, réalisés à l'étable de basse mer, ont permis de récolter des espèces qui n'entraient pas dans la gamme de sélectivité des filets maillants ni des capéchades, en raison de leur taille ou de leur comportement.

2.2.- RECOLTE DES DONNEES BIOLOGIQUES

La taille, longueur à la fourche, a été mesurée au demi-centimètre par défaut. Pour les raies, l'envergure maximale a été prise en compte. Des distributions des fréquences de longueur ont également été relevées.

Les individus ont été pesés au gramme près (poids frais), le plus tôt possible après les récoltes afin d'éviter leur déshydratation.

Le sexe et le degré de maturité sexuelle (tab. 18) ont été déterminés par analyse macroscopique des gonades. Le poids frais des gonades a été mesuré au gramme près.

Tableau 18.- Echelle macroscopique des stades de maturité sexuelle.

Stade	Mâles	Femelles
0	Filet.	Filet.
1	Gonade longue et mince.	Gonade légèrement vascularisée.
2	Ne coule pas après section.	Ovaire opaque, ovocytes non visibles.
3	Coule légèrement après section.	Ovaire à aspect granuleux.
4	Testicule coulant après section.	Oeufs commencent à se détacher.
5	Coule par pression.	Oeufs sortent par pression.

Pour déterminer avec précision la présence de juvéniles ou d'adultes d'une espèce dans un prélèvement, il est nécessaire de connaître la biologie de cette espèce pour fixer une taille seuil entre les deux stades de vie. Celle-ci peut logiquement correspondre à la taille de première maturité sexuelle. Le niveau actuel des connaissances sur la biologie des espèces tropicales et le nombre élevé d'espèces recensées ont amené à une définition empirique de cette limite pour un certain nombre d'espèces.

2.3.- CARACTERISATION DES PEUPELEMENTS

Parmi les descripteurs globaux à la disposition des écologistes pour caractériser les peuplements (LEGENDRE & LEGENDRE, 1979), trois indices sont couramment employés :

- la richesse spécifique : SR = nombre d'espèces récoltées;
- l'indice de diversité spécifique, ou indice de Shannon : H', basé sur la théorie de l'information (SHANNON & WEAVER, 1949) et exprimé en bit ("binary digit"):

$$H' = -\sum_{i=1}^{SR} p_i (\log_2 p_i)$$

où p_i est la proportion de l'espèce i dans le peuplement de richesse spécifique SR, estimée par q_i/Q , la fréquence relative de l'espèce i dans l'échantillon, avec :

q_i = effectif ou poids de l'espèce i ,
 Q = effectif total ou poids total;

- l'équitabilité, E (PIELOU, 1969), dont le calcul dérive de l'indice de Shannon :

$$E = H'/H'_{\max} = H'/\log_2 SR$$

E varie de 0 (une espèce représentant la totalité des captures) à 1 (équi-répartition des espèces). Les valeurs de l'équitabilité renseignent donc sur l'homogénéité des captures et l'équilibre du peuplement. Il est généralement admis que des valeurs inférieures à 0,80 traduisent un état de non stabilité du peuplement (DAGET, 1976).

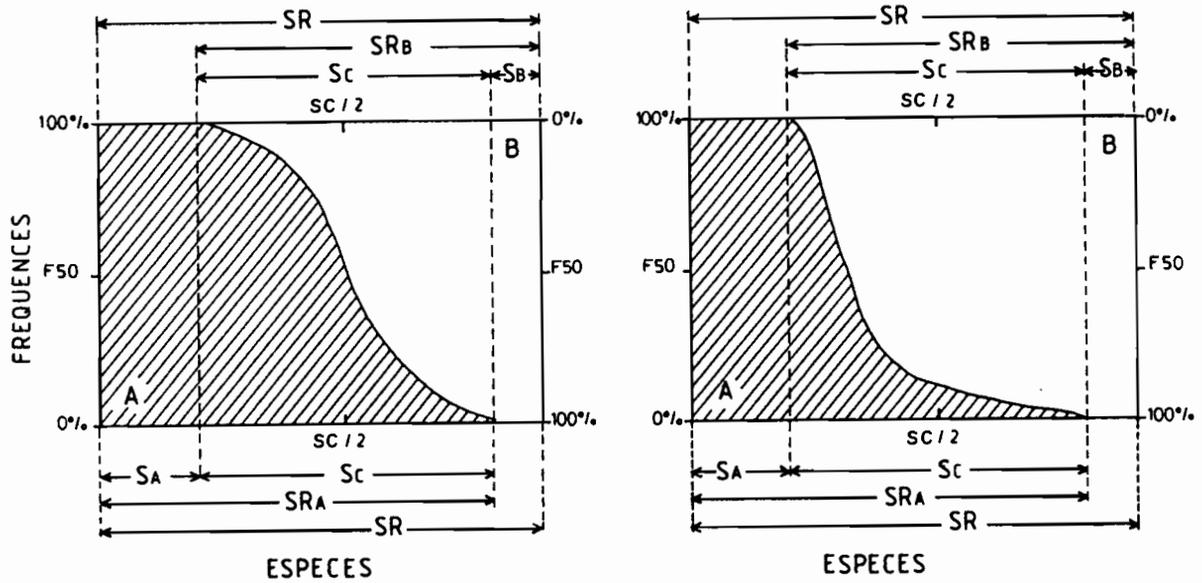
Ces indices (H' et E) peuvent être calculés en utilisant les fréquences relatives en termes d'effectif ou de poids. Les indices correspondants ont été notés H'_n , E_n (effectif) et H'_w , E_w (poids). Ils autorisent des comparaisons dans le temps et dans l'espace (analyses de variance, test t de Student et test w de Wilcoxon-Mann-Whitney). Le principe, les conditions d'emploi et la mise en oeuvre de ces tests courants figurent dans les ouvrages de SOKAL & ROHLF (1981) et de SIEGEL & CASTELLAN (1988).

2.4.- COMPLEMENTARITE DES TECHNIQUES DE PECHE

L'échantillonnage des poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie a nécessité la mise en oeuvre de plusieurs techniques de prélèvements (cf. § 2.1. et Chapitre III § 2.1.). Les récoltes comparables dans l'espace ou dans le temps et provenant de différentes méthodes de pêche ont été analysées afin de définir la complémentarité de l'échantillonnage. D'une part les résultats généraux (richesse spécifique, effectif et poids des captures) et les indices globaux (diversité spécifique et équitabilité) ont été confrontés. D'autre part, les compositions spécifiques et les structures des prises en nombre et en poids ont été comparées à l'aide d'une méthode graphique qui permet de distinguer les différentes composantes d'un peuplement. Les effectifs des espèces recensées grâce à l'une ou l'autre des techniques de pêche ont été classés par ordre d'abondance relative. Un diagramme espèce / fréquence relative a alors été tracé. Pour deux prélèvements A et B, il met en évidence (fig. 21) :

- la richesse spécifique, des échantillons A (SR_A) et B (SR_B) et de l'ensemble des récoltes (SR);
- les nombres d'espèces présentes uniquement dans les captures de A (S_A) et de B (S_B) ainsi que le nombre d'espèces communes aux deux récoltes (S_C).

Cette représentation graphique permet également de visualiser la transition entre les composantes du peuplement ichthyologique. L'aspect de la courbe et la projection de deux points particuliers (F50, le niveau de fréquence relative égale à 50%, et $S_C/2$, la moitié des espèces communes aux récoltes) caractérisent le passage d'une composante à l'autre. Cette transition est progressive quand la courbe est régulière et que F50 et $S_C/2$ se projettent sur un même point de la sigmoïde (fig. 21a). Dans le cas contraire, F50 et $S_C/2$ ne coïncident pas et la courbe est dissymétrique (fig. 21b). Il est alors nécessaire de définir la nature du déséquilibre et les capacités respectives des différentes méthodes de captures pour échantillonner la communauté de poissons.



SR = Richesse spécifique de l'intégralité du peuplement
 SR_A = Richesse spécifique de la composante A du peuplement
 SR_B = Richesse spécifique de la composante B du peuplement

S_A = Nombre d'espèces présentes uniquement dans la composante A du peuplement
 S_B = Nombre d'espèces présentes uniquement dans la composante B du peuplement

S_C = Nombre d'espèces communes aux deux composantes du peuplement
 S_C/2 = Moitié du nombre d'espèces communes aux deux composantes du peuplement

F50 = Fréquence relative égale à 50%

Figure 21.- Diagramme schématisant la complémentarité des captures effectuées à l'aide de différentes techniques de pêche. Les composantes du peuplement sont mises en évidence ainsi que leur accessibilité aux engins de capture : a) égale, b) inégale.

3.- RESULTATS

Les échantillonnages de poissons se sont déroulés au cours des campagnes "Prospection" et "Saint-Vincent". Elles correspondent respectivement à l'inventaire et au suivi des structures spatio-temporelles des peuplements ichtyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Les démarches suivies et les techniques de prélèvement employées étant différentes, leurs résultats sont analysés séparément.

3.1.- CAMPAGNE "PROSPECTION"

Les récoltes de poissons réalisées à l'aide de filets maillants et d'empoisonnements à la roténone dans des mangroves situées le long du littoral sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (fig. 8 et 15), ont fourni les résultats suivants :

- 180 espèces de poissons recensées;
- 12 483 individus capturés pour un poids total de 848,9 kg.

Chaque technique de pêche fournissant une image différente des peuplements ichtyologiques observés, les captures qui en résultent sont présentées séparément. La complémentarité des méthodes de prélèvement fera l'objet d'une analyse particulière (§ 3.1.3.).

3.1.1.- Les captures des filets maillants

Analyse générale

Au cours de cette campagne de prospection, 68 poses de filets maillants de diverses mailles ont été réalisées (cf. § 2.1.). L'identification des récoltes a permis de recenser 126 espèces de poissons réparties en 48 familles (7 470 individus pour un poids de 801,9 kg). Les familles les mieux représentées sont les Mugilidae (3 genres : *Liza*, *Mugil* et *Valamugil*, 9 espèces), les Carangidae (4 genres : *Alepes*, *Caranx*, *Gnathanodon* et *Scomberoides*, 8 espèces), les Apogonidae (3 genres : *Apogon*, *Cheilodipterus* et *Sphaeramia*, 7 espèces), les Leiognathidae (3 genres : *Gazza*, *Leiognathus* et *Secutor*, 7 espèces), les Serranidae (un seul genre : *Epinephelus*, 6 espèces) et les Mullidae (3 genres : *Mulloidis*, *Upeneus* et *Parupeneus*, 6 espèces). A l'opposé, 25 familles ne sont représentées que par une seule espèce. L'évolution du nombre d'espèces recensées au cours de l'échantillonnage est illustrée dans la figure 22. La richesse spécifique (SR) croît avec le nombre de poses de filets maillants, l'augmentation rapide du début de la courbe se stabilisant progressivement. Ce diagramme peut être décomposé en trois phases, deux paliers étant situés aux environs de la 20^{ème} et de la 40^{ème} pose. A la fin de la campagne de prélèvements, la richesse spécifique atteint 126 espèces. L'aspect de cette courbe et la présence de paliers sont caractéristiques de changements d'échelle d'intégration. L'échantillonnage a permis d'accéder à différentes composantes spatio-temporelles des peuplements. Compte-tenu du nombre total d'espèces recensées, le plus grand nombre possible d'espèces accessibles aux filets maillants semble avoir été récolté.

L'Annexe IIa présente en détail les contributions en nombre, en poids et les occurrences (nombre de prélèvements où l'espèce était présente) des 126 espèces recensées grâce aux filets maillants. Les prises sont caractérisées par l'importance d'un nombre réduit d'espèces alors que de nombreuses espèces sont présentes de façon accidentelle. Cela se traduit par une grande variabilité des nombres d'individus capturés d'une espèce à l'autre. Trente espèces sont représentées par un seul individu alors que *Gerres ovatus* est l'espèce la plus

abondante avec 1 385 individus capturés. Près de 70% des espèces recensées n'ont été capturées que de façon occasionnelle (moins de 7 fois, soit 10% de l'effort d'échantillonnage). Parmi celles-ci, 39 espèces ne sont que présentes dans un seul des 68 prélèvements. A l'inverse, un petit nombre d'espèces fréquemment récoltées apparaissent dans l'Annexe IIa (*Liza macrolepis* et *Lutjanus argentimaculatus* : 48 occurrences, *G. ovatus* : 41 occurrences).

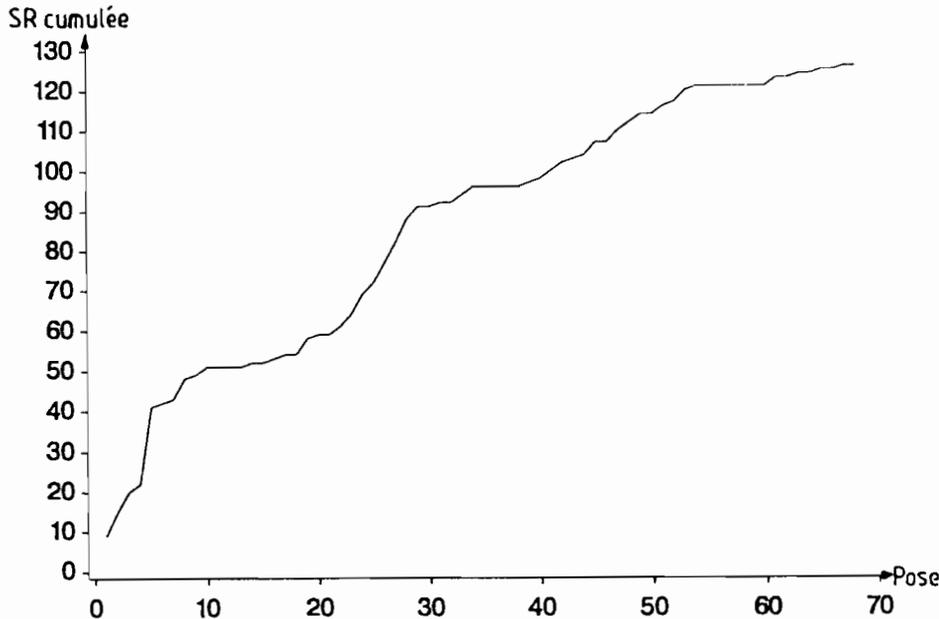


Figure 22.- Richesse spécifique cumulée au cours des 68 poses de filets maillants de la campagne "Prospection".

L'effectif des prises est très nettement dominé par *Gerres ovatus* et dans une moindre mesure par *Anodontostoma chacunda* et *Liza macrolepis* (tab. 19). Les 10 espèces les plus abondantes représentent à elles-seules 69% de l'effectif total. Elle se déplacent généralement en bancs de taille variable. Les bancs les plus importants sont ceux de *Plotosus lineatus*, *G. ovatus* et *A. chacunda*. *Siganus lineatus* et *Pomadasys argenteus* ne présentent pas un comportement grégaire aussi développé que ces espèces et que les Mugilidae ou les Leiognathidae. En revanche, des concentrations de juvéniles ont pu être observées. La répartition des poids des prises est également déséquilibrée (Annexe IIa), les 10 espèces les plus importantes constituant plus de 61% du poids total des captures (tab. 19). La plupart de ces espèces possèdent des effectifs abondants, *Lutjanus argentimaculatus* et *Liza* spp. étant les deux seules exceptions. Ainsi, les fortes participations au poids total des prises correspondent soit à la capture de nombreux individus de poids moyen modeste (*A. chacunda*, *S. lineatus*, *L. macrolepis*, etc), soit à des récoltes irrégulières de gros spécimens (*P. argenteus*, *L. argentimaculatus* et *Liza* spp.).

L'hétérogénéité des captures s'observe également au niveau des poids moyens des prises. Quelques espèces de petite taille (*Hippocampus hystrix*, *Secutor ruconius* et *Stenatherina panatela*), figurent aux côtés d'espèces de grande taille (*Carcharhinus limbatus*, *Dasyatis benetti*, *Dasyatis sephen*, *Epinephelus cyanopodus*, *Negaprion acutidens*, *Plectorhinchus obscurus*, *Sphyrnaena putnamiae*, *Thyrsoidea macrura*, etc). Les filets maillants, de maille étirée supérieure ou égale à 35 mm, ont permis de récolter de gros poissons. Plus de 51% des espèces échantillonnées ont un poids moyen individuel supérieur à 100 g.

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

Tableau 19.- Principales espèces, en effectif et en poids, récoltées à l'aide des filets maillants lors de la campagne "Prospection".

° : espèce exploitée localement. + : espèce exploitée ailleurs dans la région.

Espèce	Effectif (%)	Espèce	Poids (g) (%)
<i>Gerres ovatus</i> °	1385 (18,5)	<i>Anodontostoma chacunda</i> +	93416 (11,7)
<i>Anodontostoma chacunda</i> +	796 (10,7)	<i>Siganus lineatus</i> °	72345 (9,0)
<i>Liza macrolepis</i> °	641 (8,6)	<i>Pomadasys argenteus</i> °	66135 (8,2)
<i>Siganus lineatus</i> °	498 (6,7)	<i>Liza macrolepis</i> °	62342 (7,8)
<i>Plotosus lineatus</i> +	421 (5,6)	<i>Lutjanus argentimaculatus</i> °	56633 (7,1)
<i>Leiognathus splendens</i> +	360 (4,8)	<i>Gerres ovatus</i> °	35390 (4,4)
<i>Liza melinoptera</i> °	312 (4,2)	<i>Mugil cephalus</i> °	35097 (4,4)
<i>Valamugil buchanani</i> °	269 (3,6)	<i>Valamugil buchanani</i> °	25943 (3,2)
<i>Leiognathus equulus</i> °	265 (3,5)	<i>Plotosus lineatus</i> +	22885 (2,9)
<i>Pomadasys argenteus</i> °	212 (2,8)	<i>Liza spp.</i> °	20852 (2,6)
Sous-total	5159 (69,1)	Sous-total	491038 (61,2)
116 espèces restantes	2311 (30,9)	116 espèces restantes	310808 (38,8)
TOTAL	7470 (100,0)	TOTAL	801846 (100,0)

Caractéristiques écologiques du peuplement.

Les fluctuations de la richesse spécifique (SR), de l'effectif, du poids, de la diversité spécifique (H') et de l'équitabilité (E) sont importantes (tab. 20). Les fortes variations de la diversité spécifique et de l'équitabilité traduisent l'hétérogénéité des prises.

Tableau 20.- Richesse spécifique (SR), effectif (N), poids des prises (W en g), indices de diversité et équitabilités associées (H' en bit et E) par pose de filets maillants lors de la campagne "Prospection".

IC = intervalle de confiance (95%) de la moyenne. Le nombre de prélèvements est égal à 68.

	minimum	maximum	moyenne ±	IC
SR	3	33	13,8 ±	1,6
N	3	716	109,9 ±	33,5
H' _n	0,84	4,19	2,70 ±	0,17
E _n	0,24	1,00	0,76 ±	0,04
W	242	83541	11792 ±	3520
H' _w	1,11	3,79	2,66 ±	0,16
E _w	0,30	0,98	0,74 ±	0,03

L'hétérogénéité des captures en nombre (7 valeurs de E_n sont inférieures à 0,5) est généralement due à la présence sur les lieux de pêche de bancs de *Gerres ovatus* (en six occasions : entre 131 et 205 individus, soit 65,6 à 88% de l'abondance par pose) ou de *Plotosus lineatus* (381 individus, soit 81,4% du total). L'équitabilité numérique moyenne des poses de filets maillants (0,76) n'est pas significativement différente de 0,8. La répartition pondérale des prises (E_w) ne présente que deux valeurs inférieures à 0,5. L'une est liée à la récolte de deux gros spécimens de *Lethrinus harak* (1,1 kg, 73,8% du poids récolté), l'autre à celle de nombreux *P. lineatus* (21,5 kg, 82% du total). Cependant, la moyenne de E_w (0,74) indique une forte variabilité des captures en poids (E_w < 0,8 : test t, α ≤ 0,001). Cela souligne la relative homogénéité des prises en nombre d'individus, malgré des captures accidentelles d'espèces grégaires (*G. ovatus* et *P. lineatus*) et la présence de poissons de tailles très variables.

Présence de juvéniles et d'adultes

Les espèces capturées uniquement au stade adulte sont les mieux représentées avec 64 espèces recensées (Annexe IIa). Deux cas peuvent être distingués : celui des espèces de petite taille (Apogonidae, etc), dont seuls les adultes entrent dans la gamme de sélectivité des filets de petites mailles, et celui des espèces de grande taille qui sont le plus souvent des piscivores (Belonidae, Sphyrnaidae, etc). Les espèces présentes à la fois à l'âge juvénile et adulte constituent une part importante des espèces recensées (40 espèces, soit 31,7%) et correspondent souvent aux espèces capturées fréquemment et en grand nombre. Les espèces dont seuls les juvéniles ont été capturés (22 espèces) sont pour la plupart des espèces de grande taille (Carangidae, Carcharhinidae, Sphyrnidae), à l'exception de quelques taxons dont *Plotosus lineatus*.

Espèces d'intérêt économique

Les espèces commercialisables sont nombreuses. Quarante-neuf espèces sont pêchées localement, le plus souvent de façon artisanale, et 20 espèces sont exploitées ailleurs dans la région (Annexe IIa). Plus de la moitié de ces espèces (35 espèces) ont été capturées aux différents stades de leur vie alors que 18 espèces ne sont présentes qu'au stade adulte et 13 espèces uniquement au stade juvénile. Des espèces d'intérêt économique figurent aux premiers rangs des prises (tab. 19). En nombre, ces ressources totalisent 94,6% de l'effectif (66,8% pour les espèces pêchées localement et 27,8% pour les autres) et 90% du poids des captures (66,5 et 23,5%)

3.1.2.- Les empoisonnements à la roténone

Analyse générale

Les 10 empoisonnements à la roténone, bien que moins nombreux que les poses de filets maillants (68 récoltes), ont permis la collecte de 114 espèces de poissons appartenant à 43 familles (5 013 individus pour un poids de 47,1 kg). La densité et la biomasse par site varient fortement (entre 0,13 et 12,87 individu.m⁻² et entre 0,74 et 73,51 g.m⁻²), leurs moyennes étant respectivement de 2,13 individu.m⁻² et 19,58 g.m⁻². La famille la mieux représentée est celle des Gobiidae, avec plus de 10 genres et 18 espèces recensées, suivie des Mugilidae, Serranidae (7 espèces) et des Carangidae, Lutjanidae et Mullidae (5 espèces). A l'opposé, plus de 40% des familles (17 familles) ne sont représentées que par une seule espèce.

Le détail des captures (Annexe IIa) révèle l'importance quantitative d'un petit nombre d'espèces. L'espèce la plus abondante, *Ambassis myops*, présente un effectif total de 1 718 individus, plus de 34% du total. En revanche, 32 espèces (28% du total) possèdent un effectif minimum (un individu capturé). L'hétérogénéité des prises est également sensible en observant les poids moyens des prises. La plupart des espèces (63 espèces) présentent un poids moyen inférieur à 10 g ce qui traduit l'efficacité de cette technique de pêche pour échantillonner les poissons de petite taille, généralement très abondants. A l'opposé, 23 espèces seulement ont un poids moyen supérieur à 50 g. Celles-ci, notamment *Anyperodon leucogrammicus*, *Hemigymnus melapterus* et *Arothron hispidus*, sont présentes en faible nombre, généralement quelques poissons isolés, surpris dans leurs abris au cours de l'empoisonnement. En terme d'occurrence, les espèces les plus fréquemment rencontrées sont *Apogon lateralis* et *Gerres ovatus* (capturées dans 7 stations), ainsi que *Arothron manillensis*, *Liza melinoptera*, *Lutjanus fulviflammus* et *Therapon jarbua* (6 stations). Dans la plupart des cas (35 espèces, soit 57% de la richesse spécifique), les espèces ont été recensées une seule fois.

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

Les espèces les plus importantes, en abondance et en poids, sont présentées dans le tableau 21. *Ambassis myops* (1 718 individus) et dans une moindre mesure *Atherinomorus lacunosus* (687 individus) dominent les prises en nombre avec d'autres espèces de petite taille, exceptée *Liza melinoptera*. Ces espèces se déplacent habituellement en bancs (Atherinidae, Clupeidae, Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae). Dans le cas de *Arothron manillensis*, ce sont essentiellement des juvéniles qui forment d'importantes concentrations. La structure des captures en poids est plus équilibrée (10 espèces fournissant 54,1% des prises) qu'en abondance (10 espèces représentant 82% des prises). Aucune espèce ne domine nettement la composition pondérale des récoltes. *Thryssina baelama*, *Leiognathus equulus* et *A. lacunosus*, figurant aux trois premiers rangs des prises, ne représentent que 23,8% du poids total des prélèvements. Les espèces les plus importantes en poids sont généralement peu abondantes mais possèdent un poids moyen élevé (compris entre 80 et 499 g).

Tableau 21.- Principales espèces, en effectif et en poids, récoltées par empoisonnement à la roténone lors de la campagne "Prospection".

° : espèce exploitée localement. + : espèce exploitée ailleurs dans la région.

Espèce	Effectif (%)	Espèce	Poids (g) (%)
<i>Ambassis myops</i>	1718 (34,3)	<i>Thryssina baelama</i> °	3834 (8,1)
<i>Atherinomorus lacunosus</i> °	687 (13,7)	<i>Leiognathus equulus</i> °	3727 (8,0)
<i>Apogon lateralis</i>	350 (7,0)	<i>Atherinomorus lacunosus</i> °	3645 (7,7)
<i>Thryssina baelama</i> °	344 (6,9)	<i>Lutjanus argentimaculatus</i> °	2909 (6,2)
<i>Leiognathus equulus</i> °	343 (6,8)	<i>Siganus lineatus</i> °	2568 (5,5)
Gobiidae spp.	310 (6,2)	<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> °	2376 (5,0)
<i>Arothron manillensis</i>	144 (2,9)	<i>Liza melinoptera</i> °	1878 (4,0)
<i>Gerres ovatus</i> °	76 (1,5)	<i>Sphyraena barracuda</i> +	1531 (3,3)
<i>Liza melinoptera</i> °	76 (1,5)	<i>Arothron hispidus</i>	1498 (3,2)
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i> °	64 (1,3)	<i>Ambassis myops</i>	1485 (3,2)
Sous-total	4112 (82,0)	Sous-total	25451 (54,1)
104 espèces restantes	901 (12,0)	104 espèces restantes	21615 (45,9)
TOTAL	5013 (100,0)	TOTAL	47066 (100,0)

Caractéristiques écologiques du peuplement

La richesse spécifique, l'effectif et le poids des empoisonnements à la roténone sont indiqués dans le tableau 22, ainsi que la diversité spécifique (H'_n et H'_w) et l'équitabilité (E_n et E_w). Les captures présentent une richesse spécifique moyenne élevée (SR = 23,3 ± 7,7 espèces, moyenne ± intervalle de confiance à 95%). Le nombre de poissons récoltés et leurs poids varient fortement d'un prélèvement à l'autre, les valeurs maximales pouvant être 100 fois plus importantes que les valeurs minimales (tab. 22). Certaines récoltes ont été particulièrement efficaces, notamment celles de la baie de Déama (SR = 26 espèces, N = 2 575 individus, W = 14,7 kg), de la baie de Prony (SR = 32 espèces, N = 680 individus, W = 4,7 kg) et de la presqu'île Lebris (SR = 44 espèces, N = 409 individus, W = 8,4 kg). A l'inverse trois prélèvements ont été infructueux, l'un dans la baie de Prony (SR = 10 espèces, N = 30 individus, W = 0,15 kg), l'autre dans la mangrove de Bouraké (SR = 10 espèces, N = 27 individus, W = 2,8 kg) et le dernier à Téremba (SR = 12 espèces, N = 33 individus, W = 0,78 kg). Ces variations traduisent sans doute une forte hétérogénéité du milieu et de la distribution des espèces (phénomènes de microrépartition) amplifiée par des modifications de l'efficacité des méthodes de pêche dues aux courants et à la turbidité de l'eau.

Tableau 22.- Richesse spécifique (SR), effectif (N), poids des prises (W en g), indices de diversité et équitabilités associées (H' en bit et E) par empoisonnement à la roténone lors de la campagne "Prospection".
IC = intervalle de confiance (95%) de la moyenne. Le nombre de prélèvements est égal à 10.

	minima	maxima	moyenne	±	IC
SR	10	44	23,3	±	7,7
N	27	2575	768,7	±	549,9
H' _n	1,79	4,12	2,83	±	0,48
E _n	0,38	0,90	0,66	±	0,12
W	148	14702	4707	±	3020
H' _w	2,27	4,18	3,07	±	0,49
E _w	0,47	0,86	0,70	±	0,07

Un nombre réduit d'espèces de petite taille (*Ambassis myops*, *Thryssina baelama* et des Gobiidae indéterminés) dominent largement les captures (Annexe IIa et tab. 21). Les valeurs de l'équitabilité dépassent rarement 0,8 (deux fois pour E_n et une fois pour E_w) et leurs moyennes sont significativement inférieures à cette valeur (test *t*, $\alpha \leq 0,01$), ce qui souligne l'hétérogénéité des empoisonnements à la roténone.

Présence de juvéniles et d'adultes

Les espèces recensées uniquement au stade juvénile sont les plus nombreuses (55 espèces), 33 espèces étant rencontrées à l'âge adulte et 26 espèces aux stades adulte et juvénile (Annexe IIa). Les juvéniles "stricts" appartiennent dans leur majorité à des espèces de grande taille (Carangidae, Lethrinidae, Lutjanidae, Mugilidae et Serranidae). Quelques adultes de grande taille (*Anyperodon leucogrammicus*, *Arothron hispidus*) ont été empoisonnés mais leur présence reste exceptionnelle. Généralement, les adultes capturés ont de petites tailles (Gobiidae, Blennidae, Syngnathidae, etc). Les espèces recensées à la fois aux stades adulte et juvénile ont souvent été récoltées en grande quantité, c'est le cas de 8 des 10 espèces les plus abondantes (tab. 21).

Espèces d'intérêt économique

Le nombre d'espèces d'intérêt commercial est peu élevé, 39 espèces étant exploitées localement et 10 autres ailleurs dans la région (Annexe IIa). Le nombre élevé de petites espèces comme les Gobiidae explique cette faible proportion (43% du nombre total d'espèces). Les espèces commercialisables présentent le plus souvent des effectifs élevés, comme celles utilisables comme appâts-vivants (Atherinidae, Clupeidae et Engraulidae) mais ne totalisent que 42,3% de l'effectif total (39,7% correspondent aux espèces pêchées localement). Elles constituent 71,2% du poids total des prises, les poissons d'intérêt économique local représentant 63,2% de ce total (Annexe IIa et tab. 21). La plupart des espèces commercialisables de grande taille (Carangidae, Lutjanidae, etc), ne sont présentes qu'au stade juvénile (Annexe IIa).

3.1.3.- Complémentarité des techniques de pêche

Les prélèvements réalisés au cours de la campagne "Prospection", d'une part à l'aide de filets maillants et d'autre part grâce à l'utilisation de roténone, ont permis de récolter respectivement :

- 126 espèces, soit 7 470 individus pour un poids de 801,8 kg;
- 114 espèces, soit 5 013 individus pour un poids de 47,1 kg.

Les filets maillants, utilisés plus fréquemment (68 poses contre 10 empoisonnements), ont permis la capture du plus grand nombre d'espèces et d'individus et ont fourni le poids des prises le plus élevé.

Cependant, malgré des récoltes pondérales 20 fois moins importantes, la richesse spécifique et les effectifs échantillonnés par les empoisonnements sont proches de ceux obtenus avec les filets maillants. Les moyennes par prélèvement de la richesse spécifique, de l'effectif et du poids des prises de ces deux techniques de pêche présentent des tendances identiques (tab. 20 et 22). L'hétérogénéité des données ne permet généralement pas de les valider statistiquement. Seules les moyennes des richesses spécifiques des empoisonnements à la roténone sont significativement plus élevées que celles des pêches des filets maillants (test w , $\alpha \leq 0,05$).

Le nombre total d'espèces recensées lors de la campagne de "Prospection" est de 180 espèces, 60 espèces sont communes aux récoltes des filets maillants et de la roténone (Annexe IIa). Parmi les espèces capturées à l'aide d'une seule technique de pêche figurent des composantes importantes des peuplements : *Anodontostoma chacunda* et *Plotosus lineatus* pour les filets maillants (tab. 19), *Ambassis myops* et des Gobiidae indéterminés pour la roténone (tab. 21). Ainsi, l'emploi d'une seule technique de pêche aurait sans aucun doute mené à une description incomplète du peuplement ichthyologique.

Pour que la comparaison de ces deux techniques de pêche ait plus de valeur, il est préférable de confronter les résultats des poses diurnes de filets maillants et des empoisonnements à la roténone réalisés sur les mêmes sites. Les captures des filets maillants (28 poses) fournissent alors 95 espèces (2 973 individus pour un poids de 293,4 kg), celles des empoisonnements restant inchangées. Dans ce cas, 43 espèces sont communes aux deux techniques de prélèvement (fig. 23). Numériquement, la transition des espèces capturées uniquement à l'aide des filets maillants aux espèces empoisonnées est progressive, la projection des points de référence, F50 et $S_c/2$, coïncide (fig. 23a). En terme d'abondance, les captures des espèces communes aux deux méthodes de pêche sont globalement accessibles de la même façon aux deux méthodes de prélèvements. Ce n'est pas le cas pondéralement (fig. 23b). Les filets maillants récoltent principalement de gros individus (plus de la moitié du poids de 75% des espèces communes étant récoltés par les engins dormants), ce qui explique l'aspect dissymétrique de la courbe (fig. 23b).

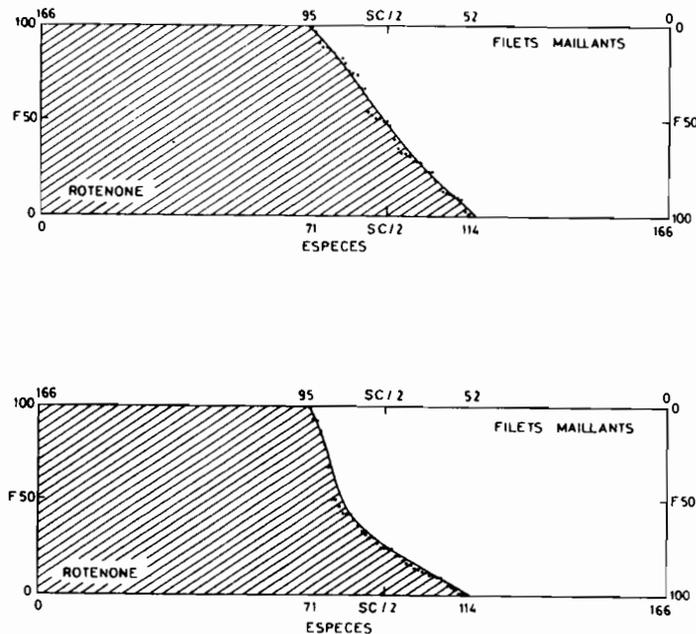


Figure 23.- Complémentarité des techniques de pêche (filets maillants et roténone) utilisées au cours de la campagne "Prospection" : a) en effectif, b) en poids.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

L'utilisation de filets maillants et d'empoisonnements à la roténone au cours de la campagne "Prospection" a permis une description relativement complète et précise des communautés ichtyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (tab. 23). Les peuplements étudiés sont caractérisés par l'importance des Mugilidae, des Gerreidae, des Clupeidae, des Siganidae et des Haemulidae. Ces familles de poissons de moyenne et de grande tailles apparaissent essentiellement parmi les récoltes des filets maillants, généralement à l'âge adulte. A l'inverse, la roténone échantillonne de petits individus, parfois très abondants. Ce sont des juvéniles (Lutjanidae, Leiognathidae) ou des adultes d'espèces de petite taille : soit pélagiques ou necto-benthiques (Centropomidae, Atherinidae, Engraulidae), soit vivant dans des terriers ou cryptiques (Gobiidae, Blenniidae, etc).

Tableau 23.- Familles de poissons récoltées dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie au cours de la campagne "Prospection".

Selon la technique de prélèvement, SR (richesse spécifique), N (effectif) et W (poids frais, en g) sont indiqués. Les 5 plus fortes contributions (SR, N et W) sont mentionnées (valeurs en gras), pour chaque technique de pêche.

Famille	Filets maillants			Roténone			Famille	Filets maillants			Roténone		
	SR	N	W (g)	SR	N	W (g)		SR	N	W (g)	SR	N	W (g)
Carcharhinidae	2	6	9965				Gerreidae	3	1445	39552	2	95	703
Sphyrnidae	1	8	5380				Haemulidae	5	222	74743	1	5	20
Dasyatidae	3	4	6620				Sparidae	1	106	16806	1	13	928
Elopidae	1	24	3362	1	4	527	Lethrinidae	5	63	20430	4	28	656
Megalopidae	1	20	5465				Nemipteridae	2	2	75			
Muraenidae	3	9	15331	4	16	1469	Mullidae	6	52	7326	5	57	1366
Ophichthidae				2	10	67	Monodactylidae	1	80	2290	1	13	216
Congridae	2	9	8590	1	2	265	Ephippidae	1	1	890			
Clupeidae	4	873	95766	2	89	428	Scatophagidae	1	17	7766	1	3	519
Engraulidae	1	9	81	2	376	4005	Chaetodontidae	2	4	256	1	1	1
Chirocentridae	1	3	1810				Cichlidae	1	15	505			
Chanidae	1	18	3298				Pomacentridae				2	39	55
Plotosidae	1	421	22885				Mugilidae	9	1655	171817	7	154	3456
Synodontidae	1	5	135	1	9	162	Sphyraenidae	4	85	27517	2	16	1557
Hemiramphidae	1	20	4455	3	11	32	Polynemidae	1	28	2970			
Belonidae	4	28	7032	1	1	126	Labridae				3	3	691
Atherinidae	3	12	134	1	687	3645	Scaridae	1	14	2835	1	1	93
Holocentridae	3	33	2988				Blenniidae				4	13	29
Syngnathidae	1	1	1	2	4	2	Eleotrididae				1	4	11
Platycephalidae	1	3	210				Microdesmidae				1	1	1
Centropomidae	1	4	32	2	1719	1489	Gobiidae				18	460	449
Serranidae	7	55	23516	7	23	4789	Acanthuridae	3	4	852	1	3	26
Teraponidae	1	54	1885	1	23	1357	Siganidae	2	639	88314	2	81	3607
Kuhliidae	1	5	323	1	24	276	Trichiuridae	1	4	1030			
Apogonidae	7	55	1399	4	373	1639	Bothidae	1	6	56	1	3	55
Sillaginidae	3	181	17379	2	41	1286	Soleidae	1	2	165	1	1	1
Carangidae	8	80	5991	5	11	653	Tetraodontidae	1	12	929	2	147	2304
Leiognathidae	7	691	17466	4	400	4097	Diodontidae				1	1	1
Lutjanidae	4	383	76628	5	48	4006							

3.2.- CAMPAGNE "SAINT-VINCENT"

Réalisée au cours de l'année 1989, la campagne "Saint-Vincent" correspond au suivi temporel des peuplements ichthyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi (fig. 8 et 15). Ces deux stations ont été échantillonnées régulièrement, toutes les quatre semaines, à l'aide de filets maillants et de capéchades (cf. § 2.1. et Chapitre III § 2.1.2.).

3.2.1.- Les captures de la station de Bouraké

Les pêches aux filets maillants

Analyse générale

Les prises cumulées des 47 poses de filets maillants (une pose du cycle annuel n'a pu être réalisée en juillet, en raison de conditions météorologiques défavorables), se répartissent en 75 espèces appartenant à 37 familles, soit 2 753 individus pour un poids de 309,7 kg (Annexe IIb). Les familles les plus diversifiées sont les Serranidae (6 espèces) ainsi que les Lethrinidae et les Mugilidae (5 espèces). La richesse spécifique cumulée croît avec l'échantillonnage puis se stabilise (fig. 24). Malgré une légère augmentation à la fin de la période de récolte, la plupart des espèces présentes sur le site et accessibles aux filets maillants semblent avoir été inventoriées. L'échantillonnage de cette station paraît satisfaisant. La variabilité inter-échantillon des captures (fig. 24) est en partie liée à une diminution de l'efficacité des récoltes au cours des poses successives de filets maillants. Un effet de réplicat est particulièrement sensible pour les pêches diurnes, les moyennes de SR , H_n , W et H'_w lors de la 1^{ère} pose étant significativement supérieures à celles du 2^{ème} prélèvement (test w , $\alpha \leq 0,05$). De nuit, seul H'_n diffère selon le réplicat ($\alpha \leq 0,05$).

Le détail des captures révèle une grande hétérogénéité des données (Annexe IIb). L'importance des espèces, en terme d'effectif, de poids, de poids moyen ou d'occurrence est très variable. Les dix taxons les plus importants en nombre constituent 85,3% des captures (tab. 24). L'espèce la plus abondante est *Gerres ovatus*, dont les 1 145 individus représentent près de la moitié des poissons récoltés (41,6%), en raison de son comportement grégaire. En poids, les contributions des espèces principales sont assez équilibrées, aucun taxon ne dominant nettement les prises. L'importance pondérale d'une espèce corallienne, *Scarus ghobban* (33,7 kg, soit le 1^{er} rang des prises), est due à la proximité de formations récifales dans la mangrove de Bouraké. Pour la plupart, les espèces capturées en grand nombre fournissent des récoltes en poids élevées. Les seules exceptions sont *Valamugil buchani* (12 individus de poids moyen supérieur à 1 kg) et, dans une moindre mesure, *Epinephelus malabaricus* et *Parupeneus indicus*.

Un empoisonnement à la roténone (52 espèces, 833 individus pour un poids de 5 107 g, soit une densité de 2,78 individu.m⁻² et une biomasse de 17,02 g.m⁻²) réalisé sur le même site, a permis la récolte d'espèces inaccessibles aux filets maillants. Trente huit espèces (73% des espèces empoisonnées représentant 68,4% de l'effectif et 65,9% du poids récolté) s'ajoutent ainsi aux espèces récoltées grâce aux filets maillants (tab. 25). La famille la mieux représentée est celle des Gobiidae (9 espèces), suivie des Muraenidae, des Serranidae, des Apogonidae et des Labridae (3 espèces). Trois espèces sont présentes en quantité abondante et totalisent 34,9% des poissons empoisonnés : *Asterropteryx semipunctatus* (131 individus, 0,44 individu.m⁻²), *Istigobius decoratus* (109 individus, 0,36 individu.m⁻²) et *Stethojulis strigiventer* (51 individus, 0,17 individu.m⁻²). Les espèces répertoriées uniquement par empoisonnement sont de petite taille. Leur poids moyen est 5,9 g, ce qui explique leur absence dans les récoltes des filets maillants. Dans certains cas, le comportement de l'espèce doit également être pris en compte, notamment pour les espèces vivant dans des terriers (Gobiidae, Blenniidae, Muraenidae, Ophichthidae, etc).

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

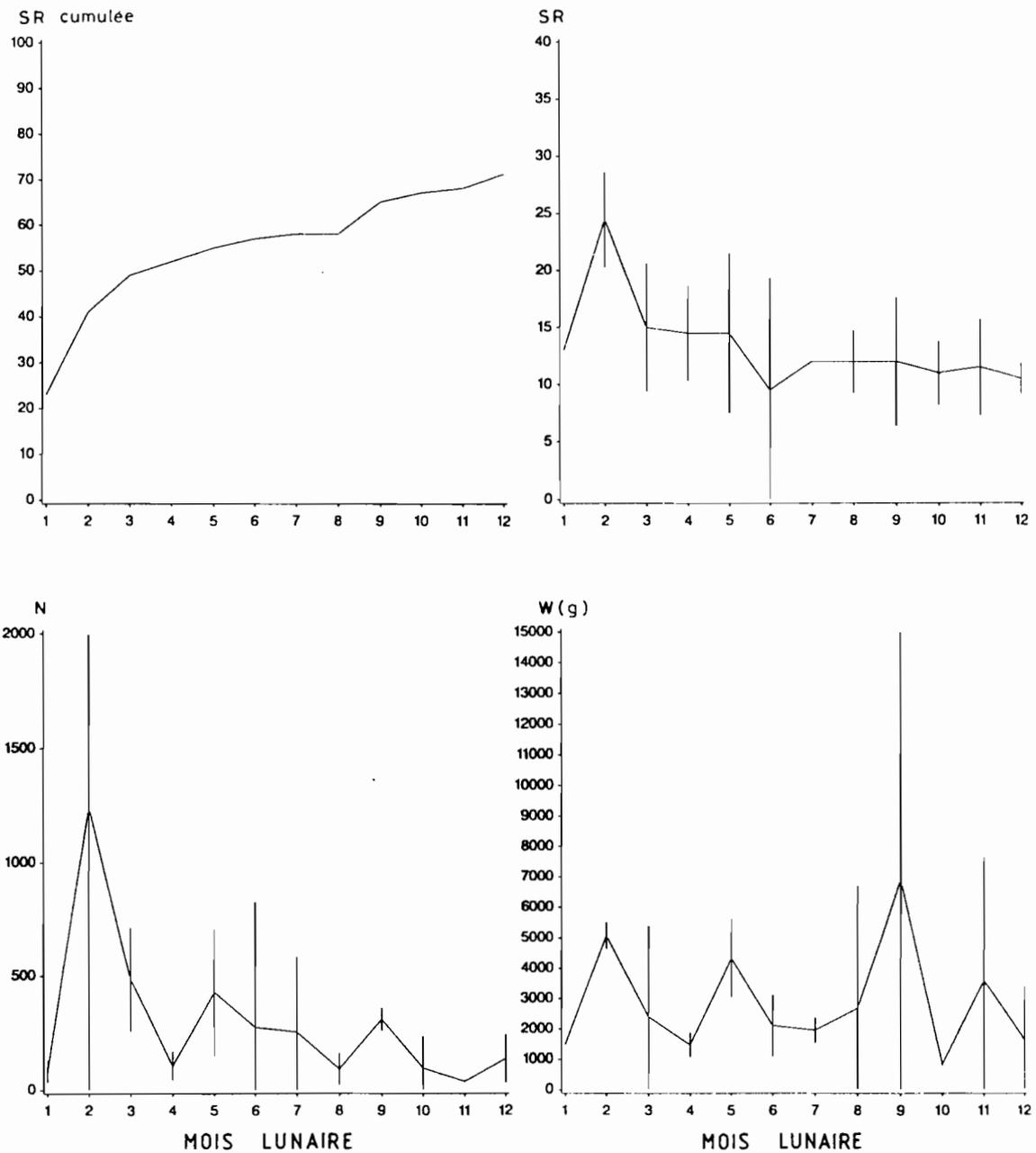


Figure 24.- Richesse spécifique cumulée et variations temporelles des moyennes mensuelles (± 2 erreurs standard), de janvier à décembre, de la richesse spécifique (SR), de l'effectif (N), du poids des prises (W en g), des indices de diversité et d'équitabilités associées (H' en bit et E) des poses de filets maillants dans la mangrove de Bouraké au cours de la campagne "Saint-Vincent".

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

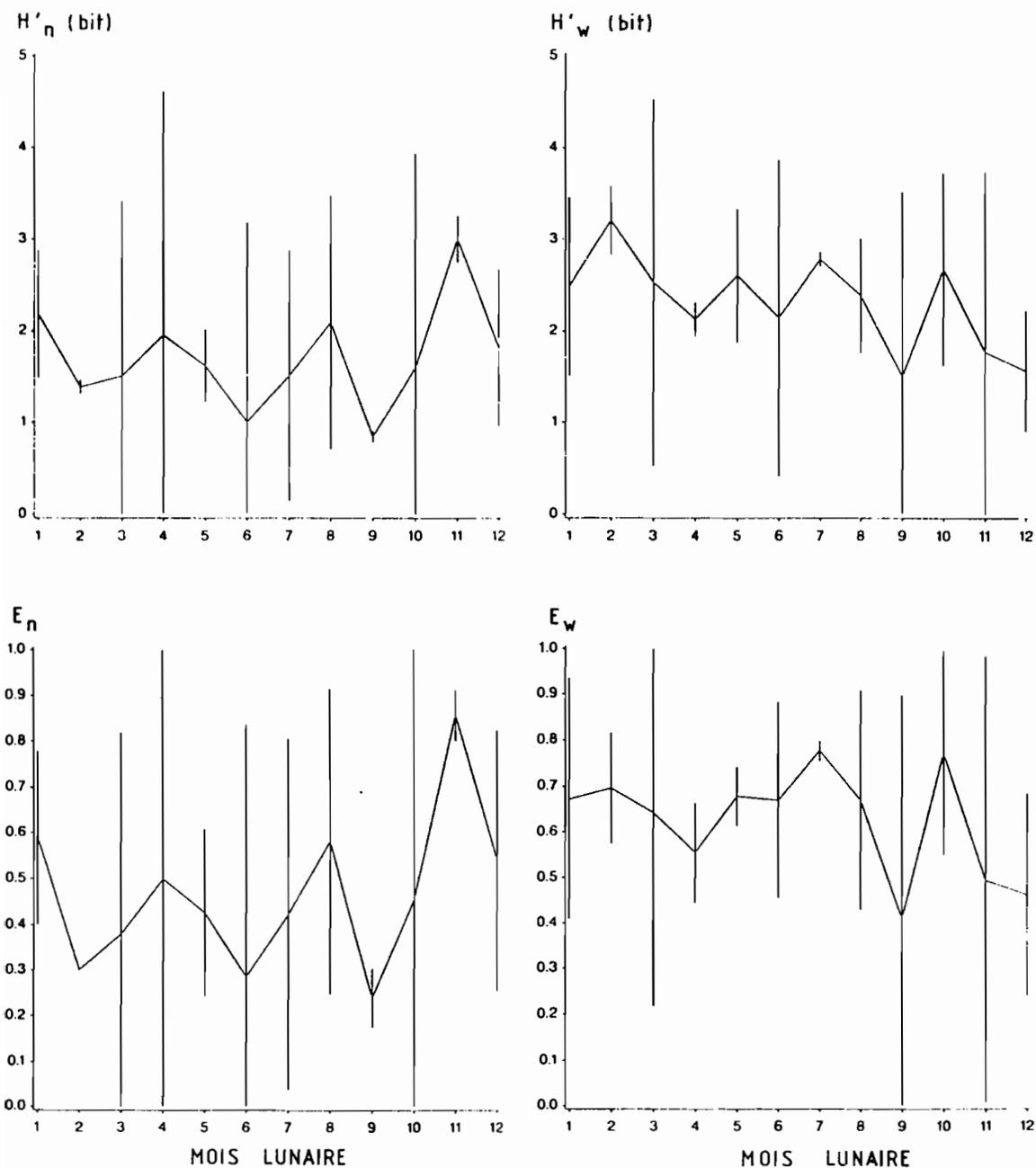


Figure 24.- Suite.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 24.- Principales espèces, en nombre et en poids, récoltées à l'aide des filets maillants dans la mangrove de Bouraké lors de la campagne "Saint-Vincent".

° : espèce exploitée localement. + : espèce exploitée ailleurs dans la région.

Espèce	Effectif (%)	Espèce	Poids (g) (%)
<i>Gerres ovatus</i> °	1145 (41,6)	<i>Scarus ghobban</i> °	33738 (10,9)
<i>Siganus lineatus</i> °	313 (11,4)	<i>Siganus lineatus</i> °	30505 (9,8)
<i>Liza macrolepis</i> °	226 (8,2)	<i>Acanthopagrus berda</i> °	26942 (8,7)
<i>Siganus canaliculatus</i> °	177 (6,4)	<i>Gerres ovatus</i> °	26325 (8,5)
<i>Liza melinoptera</i> °	152 (5,5)	<i>Liza macrolepis</i> °	23375 (7,5)
<i>Scarus ghobban</i> °	120 (4,4)	<i>Siganus canaliculatus</i> °	20604 (6,7)
<i>Acanthopagrus berda</i> °	79 (2,9)	<i>Valamugil buchanani</i> °	14065 (4,5)
<i>Lutjanus fulvus</i> +	60 (2,2)	<i>Lutjanus fulvus</i> +	13828 (4,5)
<i>Monodactylus argenteus</i>	40 (1,5)	<i>Epinephelus malabaricus</i> °	12226 (3,9)
<i>Sillago ciliata</i> °	34 (1,2)	<i>Parupeneus indicus</i> °	12176 (3,9)
Sous-total	2346 (85,2)	Sous-total	213784 (69,0)
65 espèces restantes	407 (14,8)	65 espèces restantes	95918 (31,0)
TOTAL	2753 (100,0)	TOTAL	309702 (100,0)

Caractéristiques écologiques du peuplement

Les variations temporelles de l'effectif, du poids des prises, et de leurs indices associés (H'_n , E_n , H'_w et E_w) sont importantes, notamment les fluctuations intra-échantillons (fig. 24). Une tendance générale semble indiquer que les récoltes ont été les plus efficaces, en nombre d'espèces, en effectif et en poids, au début du cycle de prélèvement. Ce phénomène correspond à la capture aux mois de janvier et de février de bancs de *Gerres ovatus* (respectivement 206 et 609 individus) qui se traduisent par de faibles valeurs de l'équitabilité (fig. 24). Les fluctuations de H'_n et de H'_w sont relativement réduites. Les moyennes de l'équitabilité, en nombre (0,774) et en poids (0,778), ne sont pas significativement différentes de 0,8 (test t , $\alpha > 0,05$), ce qui confirme une relative stabilité globale du peuplement, malgré une forte variabilité. Par pose de filets maillants, la richesse spécifique est de $10,7 \pm 1,6$ espèces (moyenne \pm intervalle de confiance à 95%), pour $58,6 \pm 32,7$ individus capturés soit un poids de $6,6 \pm 2,3$ kg ($H'_n = 2,477 \pm 0,194$ bit et $H'_w = 2,504 \pm 0,187$ bit).

Présence de juvéniles et d'adultes

Les adultes constituent une part importante des captures (Annexe IIb). Plus de 42% des espèces recensées sont présentes au cours de cette période de leur vie (32 espèces), contre 18 espèces (24%) au stade juvénile. Les principales espèces sont généralement présentes aux différents stades de leur vie (25 espèces). La prépondérance des adultes dans les récoltes est due au choix des mailles des filets maillants (40, 60 et 80 mm de maille étirée). Ces mailles importantes favorisent la capture d'individus de grande taille et donc d'adultes.

Espèces d'intérêt économique

Près de la moitié des espèces (37 sur 75) possède un intérêt économique (Annexe IIb). Ce sont principalement des juvéniles et des espèces accomplissant leur cycle de vie sur place. Les poissons commercialisables présents uniquement au stade adulte sont faiblement représentés (15 espèces, soit 31,2% de ces espèces). Onze espèces ne sont pas exploitées localement mais ailleurs dans l'Indo-Pacifique (Annexe IIb). Les espèces d'intérêt économique dominent les captures, elles totalisent 93,3% de l'effectif et 86,9% du poids des prises des filets maillants (tab. 24).

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

Tableau 25.- Les espèces additionnelles recensées par empoisonnement à la roténone sur les sites des poses des filets maillants et de la capéchade dans la mangrove de Bouraké.

Seules les espèces jusqu'alors inaccessibles aux engins de pêche utilisés sur le site de Bouraké sont mentionnées.
Effectif : Nombre d'individus empoisonnés. Poids : Poids frais (en gramme).

Espèce	Filets maillants		Capéchade		
	Effectif	Poids (g)	Effectif	Poids (g)	
Muraenidae	<i>Gymnothorax fimbriatus</i>	1	3		
	<i>Gymnothorax undulatus</i>	28	620		
	<i>Gymnothorax</i> sp. 1			1	20
	<i>Gymnothorax</i> sp. 2	1	10		
	<i>Uropterygius</i> sp.			1	10
Ophichthidae	<i>Leiuranus semicinctus</i>	2	15		
	<i>Muraenichthys</i> sp.	5	25		
Congridae	<i>Conger cinereus</i>	19	460		
Clupeidae	<i>Spratelloides delicatulus</i>	4	2		
Synodontidae	<i>Saurida gracilis</i>			11	75
Syngnathidae	<i>Hippocampus</i> sp.	1	10		
	<i>Micrognathus andersonii</i>	4	2		
Synanceiidae	<i>Inimicus didactylus</i>	1	10		
Serranidae	<i>Epinephelus lanceolatus</i>	1	15		
	<i>Epinephelus maculatus</i>	1	5		
	<i>Epinephelus rivulatus</i>	3	45		
Apogonidae	<i>Apogon</i> sp.			8	15
	<i>Apogonichthys perdix</i>	1	2		
	<i>Foa brachygramma</i>	1	3		
	<i>Fowleria variegata</i>	43	155	5	7
Nemipteridae	<i>Scolopsis</i> spp.	3	5		
Mullidae	<i>Parupeneus barberinus</i>	3	5		
Pomacentridae	<i>Chrysiptera biocellatus</i>	12	190		
Labridae	<i>Halichoeres bimaculatus</i>	1	1		
	<i>Halichoeres trimaculatus</i>	11	161		
	<i>Stethojulis strigiventer</i>	51	200		
Scaridae	<i>Scarus</i> sp.	2	2		
Mugiloididae	<i>Parapercis cylindrica</i>	39	460		
Tripterygiidae	<i>Enneapterygius</i> sp.			11	
Blenniidae	<i>Istiblennius edentulus</i>	3	25		
	<i>Omobranchus</i> sp.		2	1	
	<i>Omox biporos</i>		1	1	
	<i>Petroscirtes mitratus</i>	11	32		
Callionymidae	<i>Calliurichthys</i> sp.	1	1		
Gobiidae	Gobiidae spp.			2	1
	<i>Amblygobius albimaculatus</i>	45	165	1	5
	<i>Amblygobius nocturnus</i>			29	25
	<i>Asterropteryx semipunctatus</i>	131	145	17	15
	<i>Gnatholepis</i> sp.	2	5		
	<i>Istigobius decoratus</i>	109	155		
	<i>Istigobius ornatus</i>	3	15		
	<i>Istigobius spence</i>			5	15
	<i>Oplopomus oplopomus</i>	1	3	2	5
	<i>Ptereleotris microlepis</i>	16	20		
	<i>Valenciennesa longipinnis</i>	2	35		
	<i>Vanderhorstia</i> sp. aff. <i>lanceolata</i>	1	2		
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>	2	70		
	<i>Arothron manillensis</i>	5	285		
Sous-total		570	3364	86	196
Autres espèces		263	1743	3129	10716
TOTAL		833	5107	3215	10906

Les pêches de la capéchade

Analyse générale

Lors des 24 poses de capéchade, 71 espèces réparties en 30 familles (soit 7 114 individus pour un poids de 69,1 kg) ont été recensées (Annexe IIb). Les familles les mieux représentées sont les Apogonidae, les Clupeidae, les Lethrinidae et les Serranidae (5 espèces). L'évolution chronologique de la richesse spécifique globale est illustrée par la figure 25. Dans un premier temps, l'accroissement de la richesse spécifique est important, puis il se stabilise (SR = 58 espèces en août). Au cours des derniers mois la richesse spécifique augmente à nouveau légèrement, indiquant l'arrivée d'espèces additionnelles sur le site de pêche à cette époque de l'année. L'effet de réplicat, observé pour les pêches aux filets maillants, est confirmé par les différences significatives des moyennes de H'_n et de E_n selon le numéro de pose. Les premières pêches fournissent des échantillons de diversité spécifique en nombre ($\alpha \leq 0,01$) et d'équitabilité numérique ($\alpha \leq 0,05$) plus élevés que leurs réplicats. Le poids moyen des captures ($\alpha \leq 0,05$) suit la même tendance que ces deux paramètres.

Le détail des captures réalisées à l'aide de la capéchade dans la station de Bouraké est indiqué dans l'Annexe IIb. L'hétérogénéité des prises est particulièrement évidente, tant en effectif qu'en poids (poids total ou poids moyen) et en occurrence, un petit nombre d'espèces dominant les récoltes. *Atherinomorus endrachtensis* est l'espèce la plus abondante (4 749 individus) et représente à elle seule 66,8% de l'effectif total capturé (tab. 26). Les espèces les plus abondantes sont de petite taille, *Gerres ovatus* présentant le poids moyen le plus élevé (15,3 g). Ce sont pour la plupart des petits pélagiques (Atherinidae, Clupeidae). La répartition des prises en poids ne met pas en évidence d'espèce nettement dominante. Les dix espèces les plus importantes représentent tout de même 73,7% du total du poids récolté. *Epinephelus lanceolatus* figure au premier rang des prises, un individu pesant 10,7 kg ayant été exceptionnellement capturé. *A. endrachtensis* et *G. ovatus* exceptées, les espèces ayant fourni de fortes contributions en poids sont des espèces de grande taille et d'effectif réduit.

Tableau 26.- Principales espèces, en nombre et en poids, récoltées à l'aide de la capéchade dans la mangrove de Bouraké lors de la campagne "Saint-Vincent".

° : espèce exploitée localement. + : espèce exploitée ailleurs dans la région.

Espèce	Effectif (%)	Espèce	Poids (g) (%)
<i>Atherinomorus endrachtensis</i> °	4749 (66,8)	<i>Epinephelus lanceolatus</i> °	10700 (15,5)
<i>Spratelloides delicatulus</i> °	477 (6,7)	<i>Atherinomorus endrachtensis</i> °	9652 (14,0)
<i>Apogon lateralis</i>	404 (5,7)	<i>Pomadasys argenteus</i> °	8948 (13,0)
<i>Spratelloides gracilis</i> °	318 (4,5)	<i>Siganus lineatus</i> °	5793 (8,4)
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i> °	171 (2,4)	<i>Epinephelus polyphekadion</i> °	3204 (4,6)
<i>Gerres ovatus</i> °	155 (2,2)	<i>Epinephelus malabaricus</i> °	3094 (4,5)
<i>Apogon leptacanthus</i>	142 (2,0)	<i>Plectorhinchus obscurus</i>	2853 (4,1)
<i>Ambassis myops</i>	115 (1,6)	<i>Gerres ovatus</i> °	2378 (3,4)
<i>Leiognathus fasciatus</i> +	71 (1,0)	<i>Lethrinus nebulosus</i> °	2261 (3,3)
<i>Apogon fragilis</i> - <i>Thryssina baelama</i> °	56 (0,8)	<i>Siganus canaliculatus</i> °	1993 (2,9)
Sous-total	6714 (94,4)	Sous-total	50876 (73,7)
60 espèces restantes	400 (5,6)	61 espèces restantes	18200 (26,3)
TOTAL	7114 (100,0)	TOTAL	69076 (100,0)

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

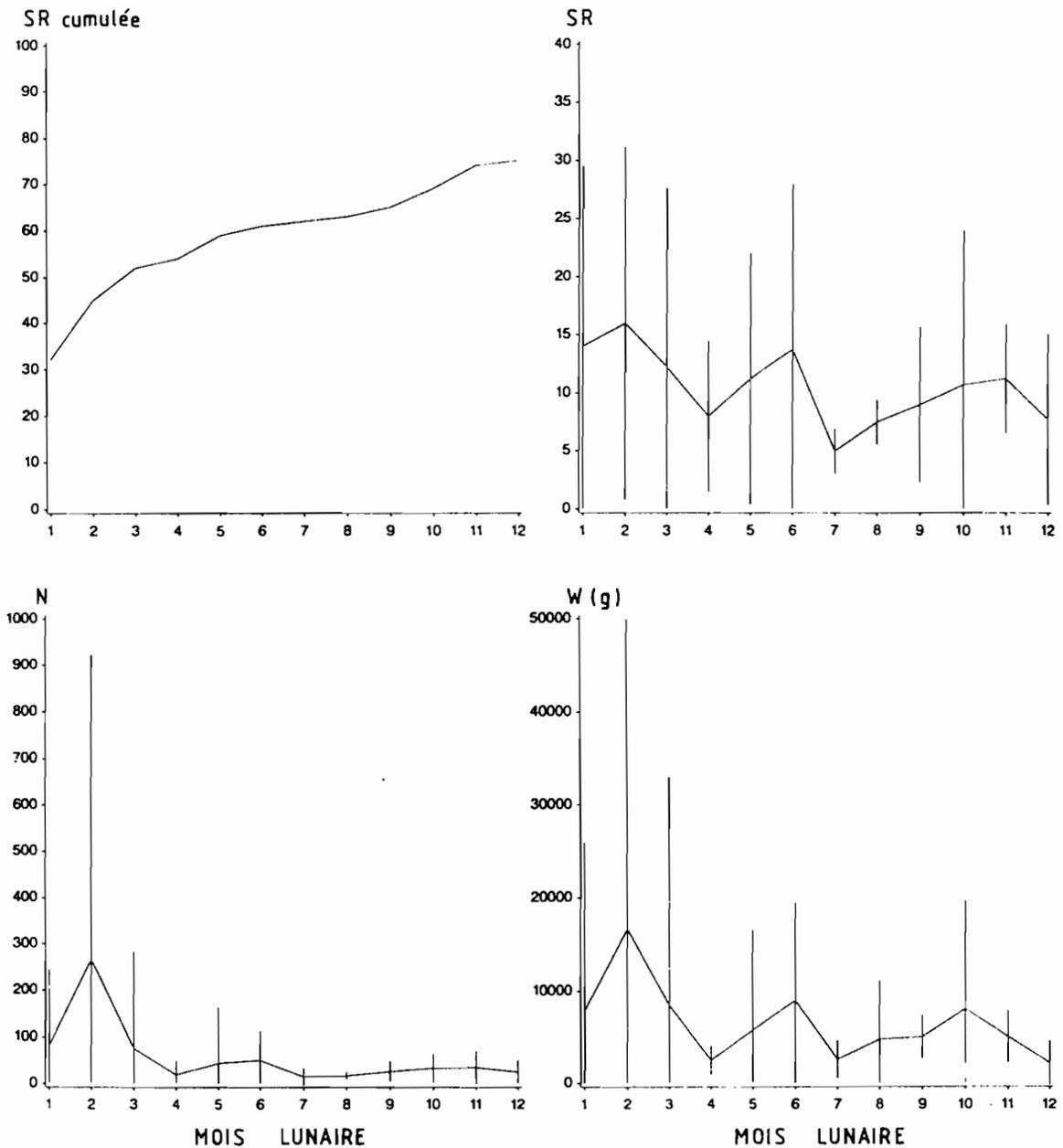


Figure 25.- Richesse spécifique cumulée et variations temporelles des moyennes mensuelles (± 2 erreurs standard), de janvier à décembre, de la richesse spécifique (SR), de l'effectif (N), du poids des prises (W en g), des indices de diversité et d'équitabilité associées (H' en bit et E) des poses de capéchade dans la mangrove de Bouraké au cours de la campagne "Saint-Vincent".

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

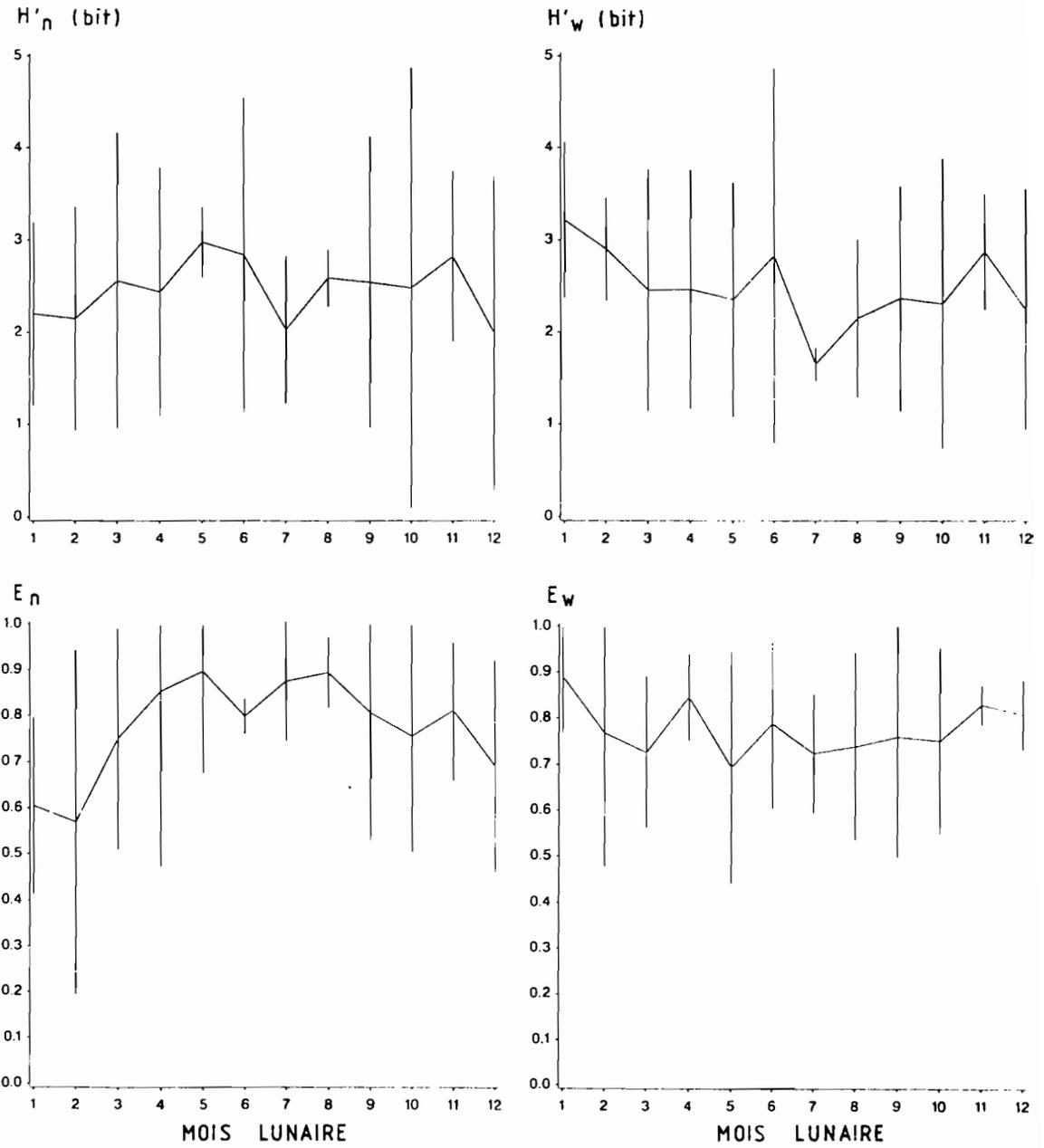


Figure 25.- Suite.

La comparaison des résultats d'un empoisonnement à la roténone effectué sur le site de la capéchade (34 espèces, 3 215 individus pour un poids de 10 906 g, soit une densité de 16,07 individu.m⁻² et une biomasse de 54,53 g.m⁻²) et des récoltes de cet engin est présentée dans le tableau 25. Le nombre d'espèces additionnelles est réduit (14 espèces, soit 41,2% de la richesse spécifique de l'empoisonnement) et celles-ci ne représentent qu'une fraction négligeable de l'empoisonnement (2,8% de l'effectif et 1,8% du poids). Cela était prévisible, la sélectivité de la capéchade permettant la capture d'individus de petite taille tout comme la roténone. Seuls les poissons très petits ou vivant dans des terriers, notamment les Gobiidae (6 espèces), n'apparaissent pas dans les récoltes de la capéchade et ont pu être empoisonnés.

Caractéristiques écologiques du peuplement

Les fluctuations temporelles des divers indices écologiques (N, W, H' et E) sont illustrées dans la figure 25. La variabilité intra-échantillon est élevée (le nombre de prélèvements est réduit, 2 poses par mois) et aucune tendance saisonnière n'est évidente. Les nombres d'espèces et d'individus sont très élevés au début de l'année, surtout en février, mais ceci n'apparaît pas pour les autres indices écologiques (fig. 25). L'hétérogénéité de la composition des prises (Annexe IIb) est confirmée par les faibles valeurs de la diversité spécifique et de l'équitabilité, notamment en nombre (fig. 25). Les moyennes annuelles de E_n et de E_w (respectivement 0,464 et 0,625) sont significativement inférieures à 0,8 (test t , $\alpha \leq 0,001$). Le nombre élevé d'espèces compense en partie le déséquilibre des prises, ce qui se traduit par des valeurs relativement élevées de l'indice de diversité spécifique H'_n ($1,709 \pm 0,326$ bit, moyenne \pm intervalle de confiance à 95%) et surtout H'_w ($2,315 \pm 0,285$ bit). Par pose de capéchade, la richesse spécifique est de 13,3 espèces ($\pm 1,8$), pour 296,4 ($\pm 155,1$) individus et un poids de 2,9 ($\pm 1,0$) kg.

Présence de juvéniles et d'adultes

Les espèces présentes au stade adulte (25 espèces) et celles récoltées au stade juvénile (28 espèces) ont été capturées en nombre comparable (Annexe IIb). En revanche, les taxons présents aux différents stades de leur vie sont faiblement représentés (18 espèces). Les adultes correspondent pour leur grande majorité à des espèces de petite taille, souvent abondantes, alors que les juvéniles atteignent au stade adulte des longueurs importantes. Cela traduit la sélectivité de cet engin de pêche, particulièrement adapté à la capture de nombreuses espèces de petite taille et de juvéniles. Les espèces présentes aux différents stades de leur vie figurent généralement parmi les taxons capturés fréquemment et en grand nombre.

Espèces d'intérêt économique

Les espèces d'intérêt économique sont essentiellement des appâts vivants et des juvéniles d'espèces de grande taille (36 espèces, soit plus de 50% des espèces recensées, cf. Annexe IIb). De plus, 8 espèces possèdent une importance commerciale secondaire et sont exploitées ailleurs dans la région. Les espèces d'intérêt économique figurent parmi les espèces les plus importantes des prélèvements (tab. 26). Elles constituent 88,6% de l'effectif capturé et 84,4% du poids des prises, la plus grande partie correspondant aux espèces exploitées localement.

Complémentarité des techniques de pêche

Les récoltes effectuées à l'aide des filets maillants (47 poses) et de la capéchade (24 poses) sur le site de Bouraké ont fourni les résultats suivants :

- 75 espèces, soit 2 753 individus pour un poids de 309,7 kg grâce aux filets;
- 71 espèces, soit 7 114 individus pour un poids de 69,1 kg grâce à la capéchade.

Le nombre d'espèces recensées par ces engins de pêche est comparable, contrairement à l'effectif et au poids des prises. Les capéchades, malgré un nombre de poses réduit, ont permis de récolter de nombreux individus. En revanche, les prélèvements les plus efficaces en poids ont eu lieu grâce aux filets maillants. Le poids moyen des poissons échantillonnés est de 112,5 g avec les filets maillants contre 9,7 g avec la capéchade. Ces différences sont validées statistiquement (tests t ou w , selon les variables et l'homogénéité des variances). Les captures des filets maillants sont moins riches mais plus homogènes que celles de la capéchade. En effet, les moyennes de la richesse spécifique et de l'effectif par pose de capéchade sont les plus élevées ($\alpha \leq 0,001$). Cela se traduit par un déséquilibre des prises en nombre : H'_n , E_n et E_w des capéchades étant plus faibles que leurs homologues des filets maillants ($\alpha \leq 0,001$). Le poids des prises est le plus important lors des récoltes des filets maillants ($\alpha \leq 0,01$).

Les récoltes obtenues à l'aide de ces deux méthodes de pêche possèdent 42 espèces communes (40,4% de la richesse spécifique globale : 104 espèces). Ces espèces représentent 83,3% de l'effectif et 73,3% du poids des prises, tous engins confondus. Toutefois, certains taxons importants ne figurent pas parmi les espèces communes aux deux types de relevé. C'est le cas de *Scarus ghobban*, de *Valamugil buchanani* et de *Parupeneus indicus* qui figurent aux 1^{er}, 7^{ème} et 10^{ème} rangs en poids des prélèvements des filets maillants. De même, 7 des 10 espèces les plus abondantes de la capéchade (*Spratelloides delicatulus*, *Spratelloides gracilis*, *Herklotsichthys quadrimaculatus*, *Apogon leptacanthus*, *Apogon fragilis*, *Ambassis myops* et *Thryssina baelama*) n'ont été capturées qu'avec cet engin de pêche.

La distribution des espèces selon la technique de prélèvement est illustrée dans la figure 26. Les 42 espèces communes aux deux engins matérialisent la transition d'une composante du peuplement à l'autre. Celle-ci est régulière en nombre, la concordance entre F50 et SC/2 étant parfaite (fig. 26a). Numériquement, les espèces communes aux deux engins de pêche sont capturées "équitablement" par les filets maillants et la capéchade. En revanche, les espèces capturées présentent un poids plus important dans les prises des filets maillants (adultes et individus de grande taille) que dans celles de la capéchade (fig. 26b).

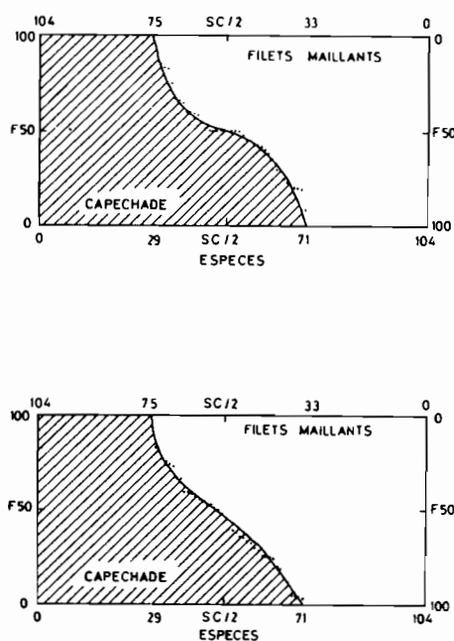


Figure 26.- Complémentarité des techniques de pêche (filets maillants et capéchade) utilisées dans la mangrove de Bouraké au cours de la campagne "Saint-Vincent" : a) en effectif, b) en poids.

Au total, 38 espèces additionnelles ont été empoisonnées à l'endroit des poses de filets maillants et 14 sur le lieu de pêche de la capéchade. Globalement, 44 espèces supplémentaires ont été recensées (tab. 25) et la richesse spécifique de la mangrove de Bouraké, tous engins confondus, atteint 148 espèces. La communauté ichthyologique de cette mangrove est caractérisée par la présence d'espèces récifales (Scaridae, Holocentridae, Labridae) et l'importance des Gerreidae, des Siganidae et des Mugilidae parmi les espèces de grande taille récoltées à l'aide des filets maillants (tab. 27). Les espèces de petite taille et les juvéniles sont bien représentées dans les captures de la capéchade. Cette composante du peuplement est essentielle en raison de l'abondance de certaines espèces (*Atherinomorus endrachtensis*, *Spratelloides delicatulus*, *Apogon lateralis* et *Spratelloides gracilis*). Une autre partie du peuplement, composée d'espèces vivant dans des terriers ou dans les anfractuosités du substrat (Gobiidae, Blenniidae, Muraenidae, etc), n'est accessible qu'aux empoisonnements à la roténone (tab. 27). Aucune de ces espèces additionnelles n'est présente en quantité importante (tab. 25), il semble donc que l'utilisation des filets maillants et de la capéchade autorise une description relativement fiable des communautés ichthyologiques de la mangrove de Bouraké.

3.2.2.- Les captures de la station de la Ouenghi

Les pêches aux filets maillants

Analyse générale

Les prélèvements réalisés dans la station de la Ouenghi ont permis l'identification de 53 espèces réparties en 33 familles et la récolte de 1 516 individus pour un poids de 438,9 kg (Annexe IIc et tab. 28). Les familles les mieux représentées sont les Mugilidae (5 espèces), les Carangidae, les Leiognathidae et les Lutjanidae (4 espèces). L'échantillonnage paraît satisfaisant, l'augmentation de la richesse spécifique au cours du temps se stabilisant progressivement pour atteindre 53 espèces (fig. 27). Toutes les espèces accessibles à ces engins de pêche semblent avoir été récoltées. Les paramètres présentant les plus fortes fluctuations intra- et inter-échantillon (fig. 27), la richesse spécifique, l'effectif et le poids des prises, sont sensibles à un effet de réplicat. De jour, le poids récolté au cours du 1^{er} prélèvement est supérieur à celui de la 2^{ème} pose ($\alpha \leq 0,05$), il en est de même lors de pêches nocturnes pour la richesse spécifique et l'effectif des captures ($\alpha \leq 0,05$).

Les contributions des espèces les plus importantes à l'effectif et au poids des captures indiquent que les prises sont fortement déséquilibrées (tab. 28). Les dix taxons dominant numériquement les récoltes représentent 77,1% de l'effectif total, les deux espèces les plus abondantes *Anodontostoma chacunda* et *Liza melinoptera* constituant 29,8 et 12,8% du total. En terme de poids, c'est un Mugilidae figurant au 4^{ème} rang des prises en nombre, *Valamugil buchani*, qui domine les captures (147,2 kg, soit 33,5% du total). Globalement, les dix espèces pondéralement les plus importantes représentent 82,6% du poids des prises, ce qui est considérable. *Thyrsoidea macrura*, *Epinephelus malabaricus* et dans une moindre mesure *Trichiurus lepturus* sont caractérisées par un effectif réduit et un poids moyen élevé.

La présence de 20 espèces non accessibles aux filets maillants a été révélée par un empoisonnement à la roténone sur le même site (37 espèces, 598 individus pour un poids de 4 067 g, soit une densité de 1,49 individu.m⁻² et une biomasse de 10,17 g.m⁻²). Ces espèces "nouvelles" constituent 54,1% de la richesse spécifique, 45,3% de l'effectif et 41,4% du poids de l'empoisonnement (tab. 29). Onze familles sont représentées dont les Gobiidae (9 espèces) et les Eleotridae (2 espèces). La plupart de ces espèces sont de petite taille (poids moyen : 6,2 g) et habitent des terriers (Gobiidae, Blenniidae, Ophichthidae, etc). De ce fait, elles ne pouvaient être récoltées à l'aide des filets maillants.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 27.- Ichtyofaune récoltée dans la mangrove de Bouraké au cours de la campagne "Saint-Vincent".
SR : richesse spécifique, N : effectif, W : poids frais (g). Les 5 plus fortes contributions sont mentionnées en gras.

Famille	Filets maillants (47 poses)			Capéchade (24 poses)			Roténone (2 empoisonnements)		
	SR	N	W	SR	N	W	SR	N	W
Carcharhinidae	1	1	1230						
Dasyatidae	1	1	303						
Elopidae	1	1	95						
Megalopidae	1	1	1066						
Muraenidae				2	2	1820	5	32	663
Ophichthidae							2	7	40
Congridae							1	19	460
Clupeidae	1	4	273	5	972	1043	2	239	1172
Engraulidae				2	57	257			
Chirocentridae	1	3	2018						
Chanidae				1	1	103			
Synodontidae	2	3	47				2	70	595
Antennariidae				1	1	10			
Hemiramphidae				1	6	60			
Belonidae	2	8	1435	1	3	332			
Atherinidae	2	12	68	2	4794	9856	2	2732	6975
Holocentridae	2	21	2302	2	7	522	1	1	1
Syngnathidae				1	1	5	2	5	12
Synanceiidae							1	1	10
Platycephalidae	1	9	5718	1	2	1043			
Centropomidae				1	115	85			
Serranidae	6	28	13719	5	12	17568	4	6	370
Teraponidae	1	1	45						
Apogonidae	3	11	113	5	605	1409	5	151	552
Sillaginidae	2	39	6468	2	5	713			
Carangidae	3	29	6277	4	25	181	1	1	10
Leiognathidae	3	4	156	4	111	2523	1	2	15
Lutjanidae	4	106	21065	4	23	1328	3	14	315
Gerreidae	2	1148	26436	2	184	3080	1	74	500
Haemulidae	4	39	22518	3	25	12106			
Sparidae	1	79	26942	1	4	270			
Lethrinidae	5	23	9564	5	8	2500	2	19	225
Nemipteridae							1	3	5
Mullidae	3	47	14080	2	5	421	3	30	60
Monodactylidae	1	40	1569	1	40	1350	1	2	5
Scatophagidae	1	4	1528						
Chaetodontidae	1	29	1712	1	1	112	2	17	25
Cichlidae	1	1	7						
Pomacentridae	1	1	18				1	12	190
Mugilidae	6	394	45444	3	14	850			
Sphyraenidae	2	33	5921	2	5	1287	1	5	75
Labridae							3	63	362
Scaridae	1	120	33738				1	2	2
Mugiloididae							1	39	460
Tripterygiidae							1	1	1
Blenniidae							4	17	59
Callionymidae							1	1	1
Gobiidae				2	2	8	13	376	621
Acanthuridae	3	13	1165	3	22	448	1	41	195
Siganidae	2	490	51109	2	62	7786	2	52	1455
Bothidae	1	6	307				1	7	230
Soleidae	1	2	236						
Tetraodontidae	1	1	900				2	7	355
Diodontidae	1	1	4050						

Caractéristiques écologiques du peuplement

Les variations inter-échantillons des différents indices écologiques sont importantes et ne permettent pas d'extraire de tendance saisonnière (fig. 27). L'hétérogénéité des captures en poids est confirmée par les valeurs de l'équitabilité. La moyenne de E_w (0,716) est inférieure à 0,8 ($\alpha \leq 0,001$), contrairement à celle de E_n (0,832). La richesse spécifique moyenne est de 10,3 espèces ($\pm 1,3$, intervalle de confiance à 95%), pour 31,7 ($\pm 7,4$) individus capturés soit un poids de 9,2 ($\pm 2,9$) kg.

Tableau 28.- Principales espèces, en nombre et en poids, récoltées à l'aide des filets maillants dans la mangrove de la Ouenghi lors de la campagne "Saint-Vincent".

° : espèce exploitée localement. + : espèce exploitée ailleurs dans la région.

Espèce	Effectif (%)	Espèce	Poids (%) (g)
<i>Anodontostoma chacunda</i> +	454 (29,8)	<i>Valamugil buchanani</i> °	147219 (33,5)
<i>Liza melinoptera</i> °	194 (12,8)	<i>Anodontostoma chacunda</i> +	65325 (14,9)
<i>Valamugil engeli</i> °	137 (9,0)	<i>Mugil cephalus</i> °	37600 (8,6)
<i>Valamugil buchanani</i> °	89 (5,9)	<i>Thyrsoidea macrura</i>	22287 (5,1)
<i>Leiognathus equulus</i> °	71 (4,7)	<i>Trichiurus lepturus</i>	18182 (4,1)
<i>Liza macrolepis</i> °	65 (4,3)	<i>Pomadasys argenteus</i> °	17053 (3,9)
<i>Pomadasys argenteus</i> °	50 (3,3)	<i>Lutjanus argentimaculatus</i> °	16936 (3,9)
<i>Mugil cephalus</i> °	45 (3,0)	<i>Valamugil engeli</i> °	14896 (3,4)
<i>Lutjanus argentimaculatus</i> °	35 (2,3)	<i>Epinephelus malabaricus</i> °	11950 (2,7)
<i>Gerres filamentosus</i> °	31 (2,0)	<i>Liza macrolepis</i> °	10958 (2,5)
Sous-total	1171 (77,2)	Sous-total	362406 (81,5)
43 espèces restantes	345 (22,8)	43 espèces restantes	76965 (17,5)
TOTAL	1516 (100,0)	TOTAL	439371 (100,0)

Présence de juvéniles et d'adultes

Les juvéniles sont faiblement représentés avec 11 espèces seulement, les adultes (18 espèces) et les espèces fréquentant la zone aux différents stades de leur vie (24 espèces) constituant les deux principaux groupes d'espèces (Annexe IIc). Tout comme pour les prélèvements de Bouraké (l'échantillonnage étant identique), les récoltes reflètent la sélectivité des filets maillants et les tailles des mailles employées.

Espèces d'intérêt économique

Plus de 70% des espèces recensées dans l'estuaire de la Ouenghi présentent un intérêt économique (Annexe IIc). La plupart d'entre-elles, 24 espèces soit 45,3% de la richesse spécifique, sont exploitées en Nouvelle-Calédonie, les 13 autres espèces étant considérées comme des ressources en poissons dans d'autres pays de la région. Un grand nombre d'espèces dominant les captures possèdent un intérêt économique (tab. 28). Elles constituent environ 90% des prises (92,5% de l'effectif et 86,7% du poids). Les espèces inexploitées en Nouvelle-Calédonie sont particulièrement importantes (36,1% de l'effectif et 18,3% du poids des prises) en raison de l'abondance d'*Anodontostoma chacunda* et des *Leiognathidae* dans l'estuaire. Deux tiers des ressources fréquentent le milieu pendant tout leur cycle de vie (20 espèces) ou uniquement au stade juvénile (6 espèces). La contribution des taxons présents uniquement à l'âge adulte aux espèces d'intérêt économique est réduite : 29,7% (Annexe IIc).

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

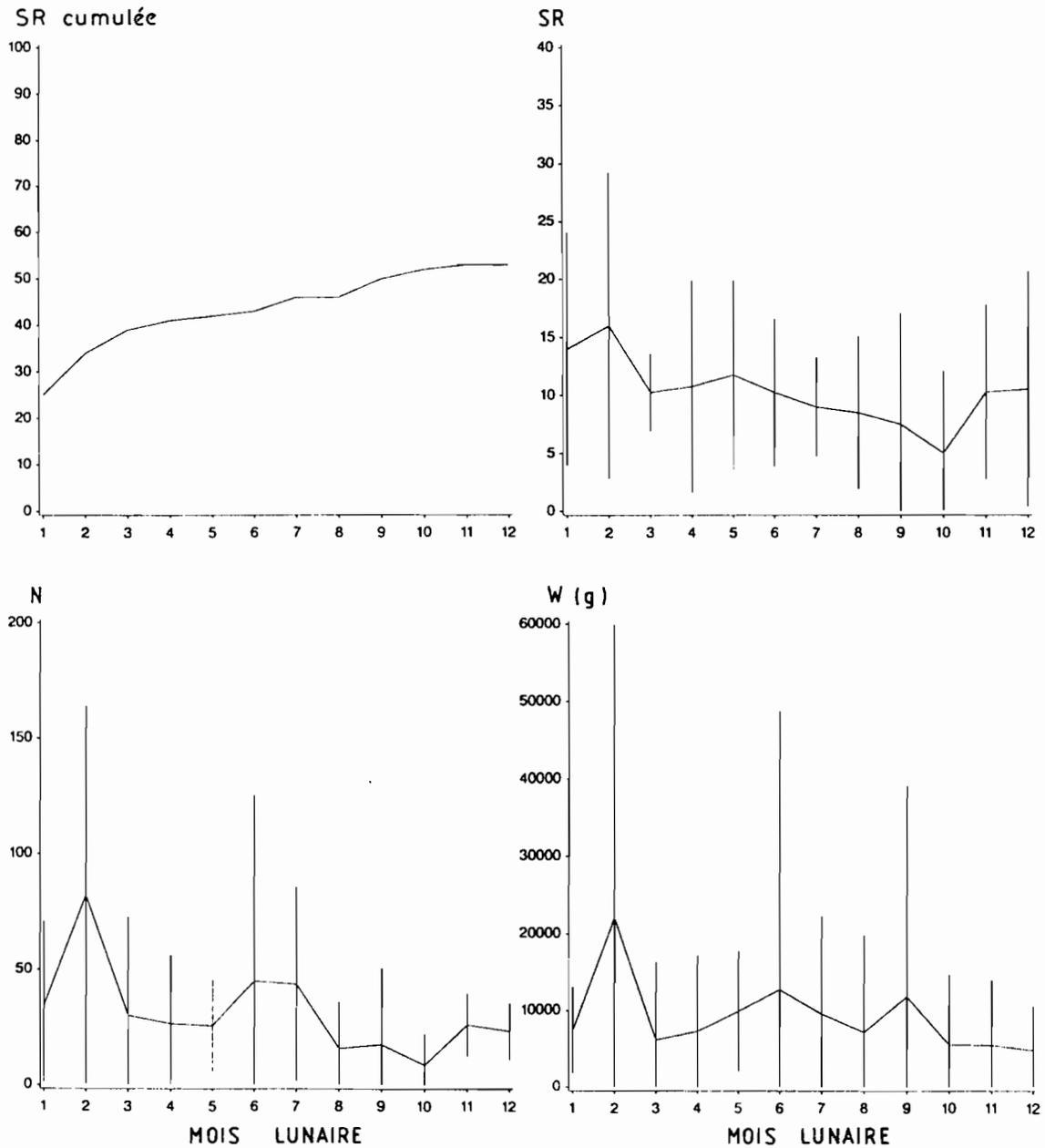


Figure 27.- Richesse spécifique cumulée et variations temporelles des moyennes mensuelles (± 2 erreurs standard), de janvier à décembre, de la richesse spécifique (SR), de l'effectif (N), du poids des prises (W en g), des indices de diversité et équitabilité associées (H' en bit et E) des poses de filets maillants dans la mangrove de la Ouenghi au cours de la campagne "Saint-Vincent".

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

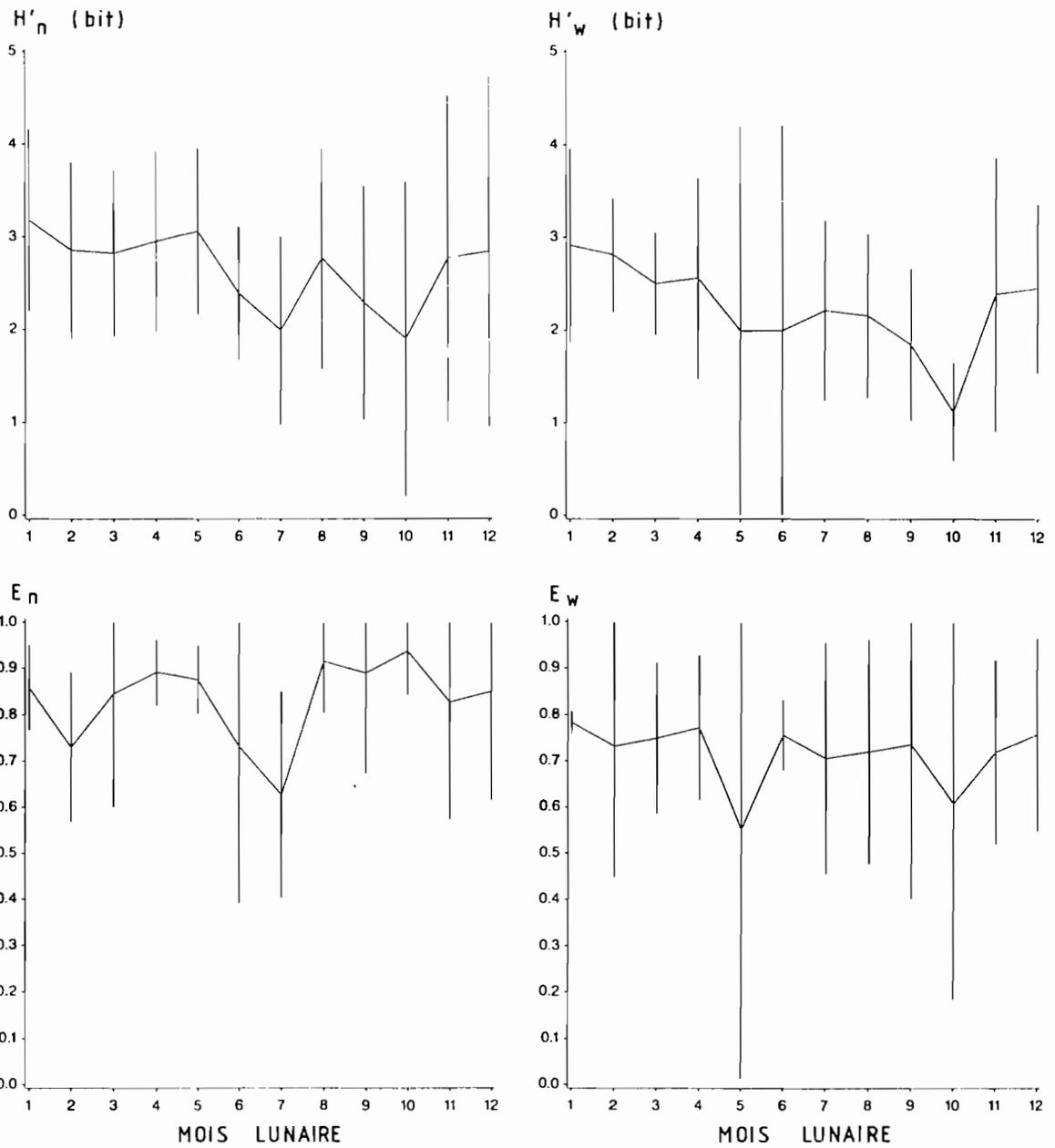


Figure 27.- Suite.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 29.- Les espèces additionnelles recensées par empoisonnement à la roténone sur les sites des poses des filets maillants et de la capéchade dans la mangrove de la Ouenghi.

Seules les espèces jusqu'alors inaccessibles aux engins de pêche utilisés sur le site de la Ouenghi sont mentionnées.

Effectif : Nombre d'individus empoisonnés. Poids : Poids frais (en gramme).

Espèce	Filets maillants		Capéchade		
	Effectif	Poids (g)	Effectif	Poids (g)	
Ophichthidae <i>Muraenichthys</i> sp.	1	4	1	5	
Synodontidae <i>Saurida gracilis</i>	1	11	3	80	
Centropomidae <i>Ambassis myops</i>	120	137			
Serranidae <i>Epinephelus lanceolatus</i>	1	164			
Teraponidae <i>Therapon jarbua</i>			1	45	
Apogonidae <i>Apogon lateralis</i>	73	282			
Gerreidae <i>Gerres ovatus</i>	3	22			
Cichlidae <i>Oreochromis mossambicus</i>			1	4	
Pomacentridae <i>Neopomacentrus taeniurus</i>	6	13			
Blenniidae <i>Omox biporos</i>	1	2			
Eleotrididae	<i>Eleotris</i> sp. aff. <i>melanosoma</i>	4	15		
	<i>Eleotris</i> sp. aff. <i>oxycephala</i>	2	13		
Microdesmidae <i>Parioglossus dotui</i>	1	1			
Gobiidae <i>Gobiidae</i> spp.			1	1	
	<i>Acentrogobius</i> sp. aff. <i>audax</i>	2	2		
	<i>Amblygobius</i> sp. aff. <i>nocturnus</i>	8	21		
	<i>Butis amboinensis</i>	10	36		
	<i>Cryptocentrus lutheri</i>	2	4		
	<i>Exyrias puntang</i>	17	83	1	11
	<i>Glossogobius</i> sp.	5	52		
	<i>Istigobius decoratus</i>			2	2
	<i>Mahidolia duque</i>	6	12	2	3
	<i>Redigobius</i> sp.	4	6		
	<i>Yongeichthys nebulosus</i>	4	11	15	37
	<i>Yongeichthys</i> sp. aff. <i>pavidus</i>			1	6
Sous-total	271	891	28	193	
Autres espèces	327	3176	184	3344	
TOTAL	598	4067	212	3537	

Les pêches de la capéchade

Analyse générale

Les prélèvements réalisés dans l'estuaire de la Ouenghi à l'aide d'une capéchade ont permis la récolte de 22 594 individus pour un poids de 199 kg, 87 espèces (41 familles) étant identifiées (Annexe IIc et tab. 30). Les familles les mieux représentées sont les Carangidae (7 espèces), les Engraulidae et les Leiognathidae (6 espèces). Les captures sont caractérisées par la présence de nombreuses espèces de petite taille (60,9% des espèces ont un poids moyen inférieur à 50 g), le plus souvent très abondantes (Centropomidae, Atherinidae, Leiognathidae). Le nombre d'espèces recensées augmente rapidement, puis se stabilise vers 78 espèces (fig. 28). Au cours des deux derniers mois, la richesse spécifique dépasse légèrement ce palier et atteint 87 espèces. Contrairement aux précédentes observations (filets maillants et capéchades à Bouraké, filets maillants à la Ouenghi), les poses de capéchades dans l'estuaire ne présentent aucune différence significative des caractéristiques des prélèvements (SR, N, H_n, E_n, W, H_w, E_w ainsi que le poids moyen des poses) selon le répliquat. Cela est probablement dû à la très forte variabilité des données.

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

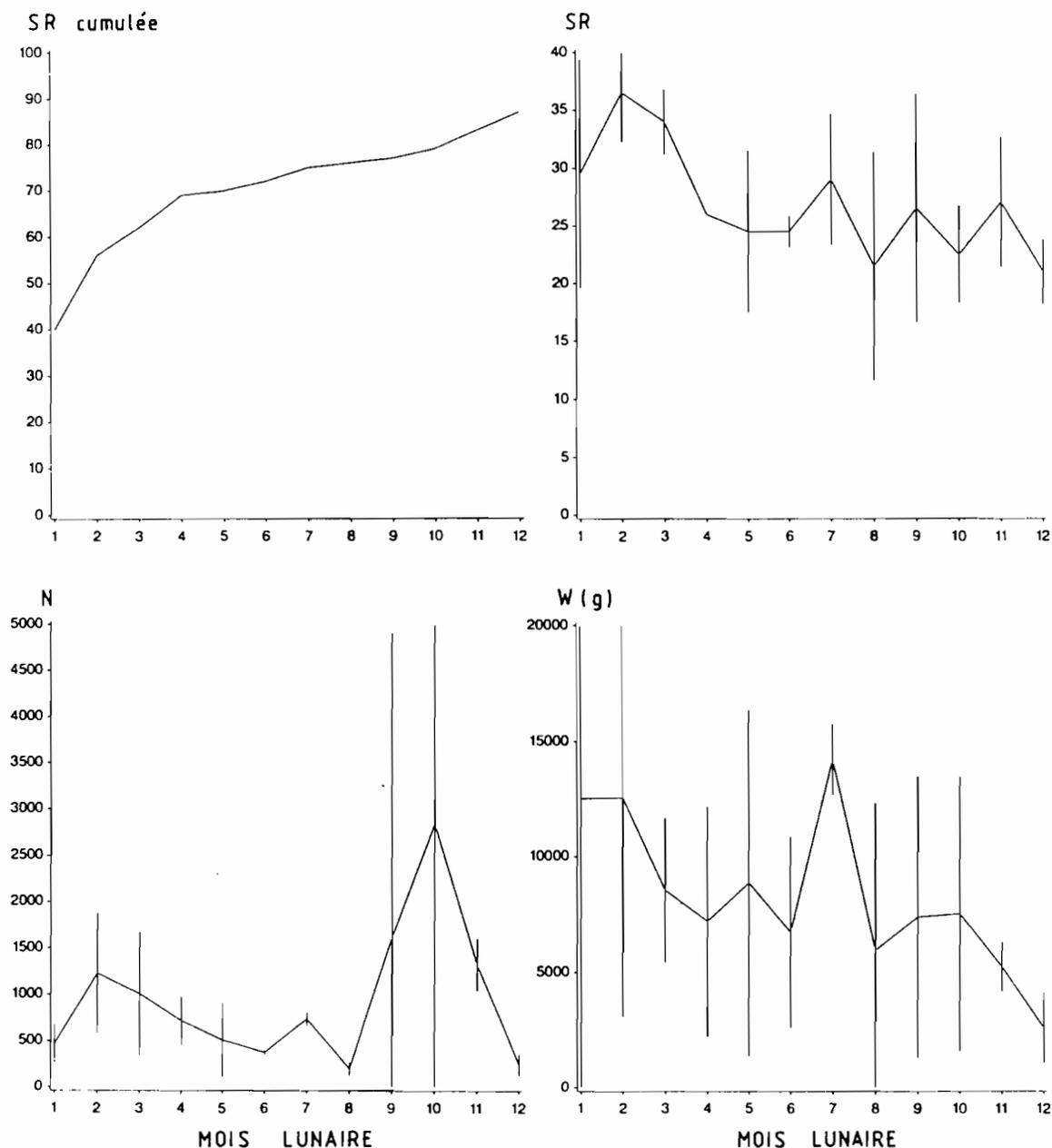


Figure 28.- Richesse spécifique cumulée et variations temporelles des moyennes mensuelles (± 2 erreurs standard), de janvier à décembre, de la richesse spécifique (SR), de l'effectif (N), du poids des prises (W en g), des indices de diversité et équitabilité associées (H' en bit et E) des poses de capéchade dans la mangrove de la Ouenghi au cours de la campagne "Saint-Vincent".

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

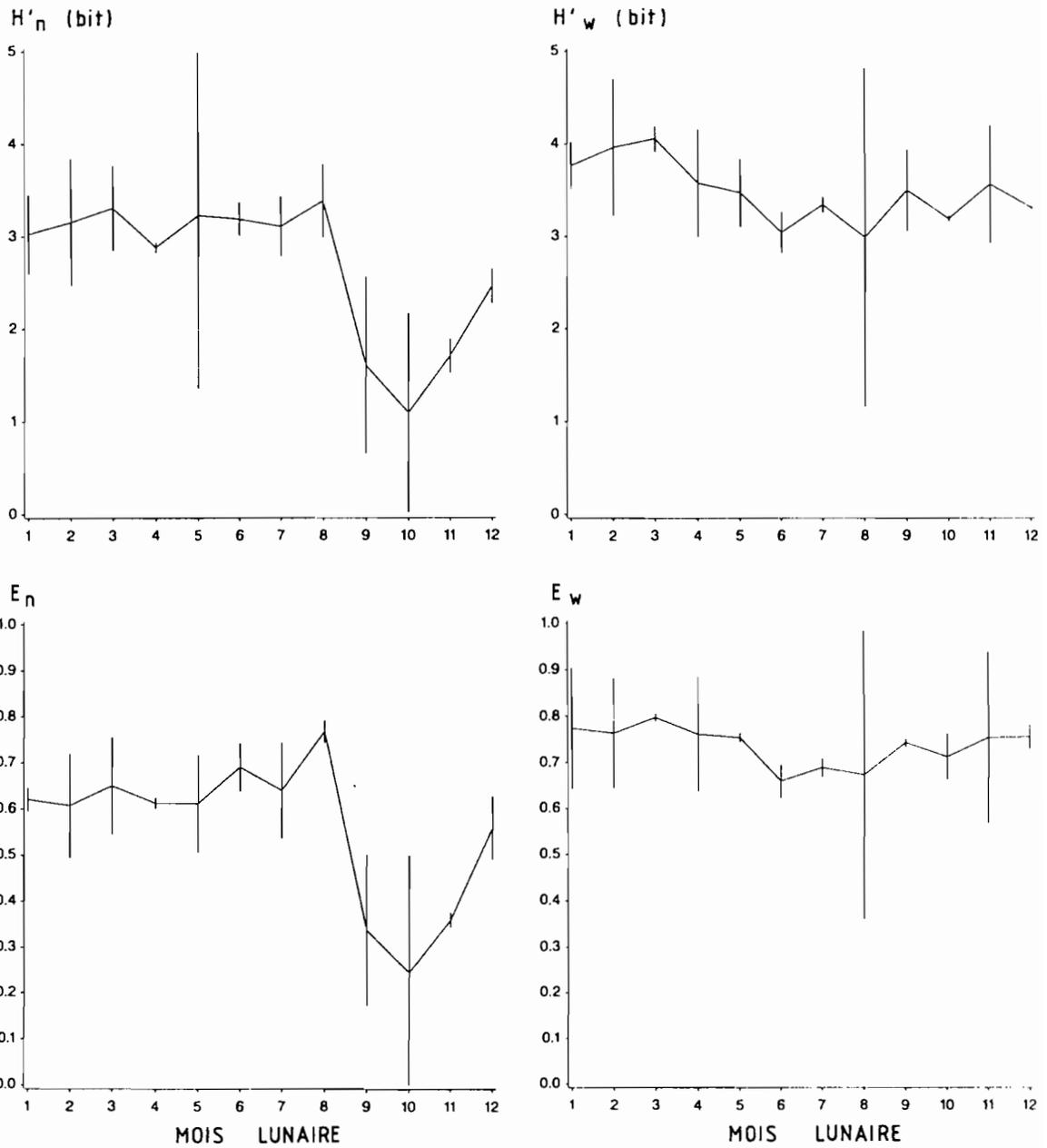


Figure 28.- Suite.

ANALYSE QUANTITATIVE DES PECHES

Tableau 30.- Principales espèces, en nombre et en poids, récoltées à l'aide de la capéchade dans la mangrove de la Ouenghi lors de la campagne "Saint-Vincent".

° : espèce exploitée localement. + : espèce exploitée ailleurs dans la région.

Espèce	Effectif (%)	Espèce	Poids (g) (%)
<i>Ambassis myops</i>	9594 (42,5)	<i>Anodontostoma chacunda</i> +	25770 (12,9)
<i>Atherinomorus endrachtensis</i> °	4534 (20,1)	<i>Pomadasys argenteus</i> °	17742 (8,9)
<i>Leiognathus equulus</i> °	1848 (8,2)	<i>Leiognathus equulus</i> °	11816 (5,9)
<i>Apogon lateralis</i>	1719 (7,6)	<i>Atherinomorus endrachtensis</i> °	9927 (5,0)
<i>Leiognathus fasciatus</i> +	1224 (5,4)	<i>Siganus lineatus</i> °	9512 (4,8)
<i>Leiognathus splendens</i> +	754 (3,3)	<i>Trichiurus lepturus</i>	9264 (4,7)
<i>Gerres ovatus</i> °	411 (1,8)	<i>Thyrsoidea macrura</i>	9078 (4,6)
<i>Stolephorus heterolobus</i> °	404 (1,8)	<i>Ambassis myops</i>	9033 (4,5)
<i>Anodontostoma chacunda</i> +	316 (1,4)	<i>Valamugil engeli</i> °	6536 (3,3)
<i>Leiognathus leuciscus</i> +	232 (1,0)	<i>Leiognathus fasciatus</i> +	6290 (3,2)
Sous-total	21036 (93,1)	Sous-total	114968 (57,8)
77 espèces restantes	1558 (6,9)	77 espèces restantes	84075 (42,2)
TOTAL	22594 (100,0)	TOTAL	199043 (100,0)

Numériquement, les prises sont fortement dominées par deux espèces : *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis* (respectivement 42,5 et 20,1% de l'effectif total). Au total, les dix espèces les plus abondantes constituent plus de 93% de l'effectif récolté (tab. 30). Ces espèces sont de petite taille et ont un poids moyen inférieur à 10 g, exceptée *Anodontostoma chacunda* (poids moyen : 81,5 g). Cette espèce figure au premier rang des captures en poids avec *Pomadasys argenteus* (tab. 30). Les contributions au poids des prises sont plus équilibrées qu'en effectif, les dix taxons les plus importants ne constituant que 57,8% du poids total. En plus des petites espèces très abondantes (*Leiognathus equulus*, *A. endrachtensis*, *A. myops* et *Leiognathus fasciatus*), les espèces principales en poids présentent un poids moyen élevé (supérieur à 100 g, sauf *Valamugil engeli* : 76 g). Parmi ces espèces de grande taille figurent de grands piscivores, notamment *Thyrsoidea macrura* avec un poids moyen supérieur à 1,5 kg.

L'empoisonnement à la roténone réalisé sur le site de la capéchade (21 espèces, 212 individus pour un poids de 3 537 g, soit une densité de 0,71 individu.m⁻² et une biomasse de 11,79 g.m⁻²) a permis de recenser 10 espèces supplémentaires (47,6% de la richesse spécifique de l'empoisonnement, cf. tab. 29). La contribution des ces espèces "nouvelles" est minime : 8,5% de l'effectif et 5,5% du poids récolté. Leur poids moyen est relativement élevé (10,8 g) en raison de la présence de deux espèces : *Therapon jarbua* et *Saurida gracilis*. Les autres espèces sont de très petite taille et se déplacent peu, comme les Gobiidae qui constituent la famille la mieux représentée (6 espèces).

Caractéristiques écologiques du peuplement

L'évolution temporelle des différents indices écologiques utilisés pour caractériser le peuplement est illustrée dans la figure 28. Les variations intra- et inter-échantillons sont importantes ce qui souligne la variabilité des captures. Toutefois, aucune tendance saisonnière n'apparaît. Le peuplement semble être en permanence modifié en fonction des variations d'abondance de nombreuses espèces. En terme d'effectif, les prises sont maximales en septembre, octobre et novembre. Cette période correspond à des captures très abondantes des deux espèces principales : *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis*. Ces deux espèces dominant fortement les prises à cette époque de l'année (81,9 à 96,9% du total mensuel) ce qui se traduit par

une baisse des valeurs de H'_n et de E_n . Près de 75% de l'abondance annuelle de ces espèces a été récolté au cours de ces trois mois (respectivement 73,9 et 74,7%). L'augmentation du poids des récoltes observée en juillet correspond à la capture de quelques individus de grande taille, notamment des piscivores (*Thyrsoidea macrura* et *Trichiurus lepturus*). Les faibles valeurs de l'équitabilité en nombre et en poids (de moyennes respectives 0,559 et 0,736) confirment l'hétérogénéité des prises. Leurs moyennes sont significativement inférieures à 0,8 (test t , $\alpha \leq 0,001$), considérée comme la valeur minimale pour qu'un peuplement soit équilibré.

Présence de juvéniles et d'adultes

Les espèces représentées uniquement par des adultes sont les plus nombreuses (31 espèces), suivies des espèces présentes à plusieurs stades de leur vie (30 espèces) et des juvéniles (26 espèces). Les adultes correspondent le plus souvent à des espèces de petite taille contrairement aux juvéniles. Les espèces identifiées aux différents stades de leur vie figurent parmi les espèces les plus abondantes et fréquemment capturées (Annexe IIc).

Espèces d'intérêt économique

Les espèces d'intérêt économique sont nombreuses, 36 espèces étant exploitées localement et 18 autres espèces ailleurs dans la région (Annexe IIc). Ces espèces sont généralement présentes au début de leur cycle de vie. Les trois-quarts d'entre-elles ont été recensées au stade juvénile (17 espèces) ou à la fois en tant que juvéniles et adultes (23 espèces). L'importance de ces ressources halieutiques apparaît dans le tableau 30. Leur effectif reste modeste (mais non négligeable : 48,6% du total), *Ambassis myops* l'espèce la plus abondante ne présentant aucun intérêt commercial. En poids, l'ensemble des ressources représente 74,9% des prises de la capéchade.

Complémentarité des techniques de pêche

Les récoltes effectuées à l'aide des filets maillants (47 poses) et de la capéchade (24 poses) sur le site de la Ouenghi ont fourni les résultats suivants :

- filets : 53 espèces, soit 1 521 individus pour un poids de 439,4 kg;
- capéchade : 87 espèces, soit 22 594 individus pour un poids de 199 kg.

L'efficacité de la capéchade, malgré un nombre de poses réduit, est mise en évidence, particulièrement en terme de nombre d'espèces recensées et d'effectif récolté. Le poids moyen des poissons échantillonnés est de 91,6 g pour les filets maillants contre 8,8 g pour la capéchade, ce qui est proche des observations effectuées dans la station de Bouraké (112,5 et 9,7 g). Ces différences sont validées statistiquement. La richesse spécifique, l'effectif et H'_w ($\alpha \leq 0,001$) sont plus élevés dans les récoltes de la capéchade que dans celles des filets maillants. C'est l'inverse pour le poids des prises ($\alpha \leq 0,01$). Les captures de la capéchade sont diversifiées et constituées de nombreux individus de petite taille alors que les filets maillants capturent de gros spécimens. Les effectifs relevés à l'aide de la capéchade ainsi que le nombre d'espèces recensées sont particulièrement importants. Ce phénomène semble lié aux conditions de pêche et aux facteurs du milieu. Ces paramètres paraissent agir sur la composition tant qualitative que quantitative de la communauté des poissons accessibles à l'engin de pêche.

Quarante six espèces (46,9% de la richesse spécifique globale : 94 espèces) sont communes aux deux engins. Ces espèces ne représentent que 24,4% de l'effectif pour 68,3% du poids des prises, tous engins confondus. Cette faible proportion en nombre est due à l'absence de 6 des 10 espèces les plus abondantes

parmi les captures de la capéchade, dont *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis* qui constituent 58,6% de l'effectif total de cette station. A l'inverse, les taxons figurant aux 10 premiers rangs numériques des captures des filets maillants appartiennent tous à ces espèces communes. Néanmoins, *Valamugil buchanani*, l'espèce pondéralement la plus importante des prises aux filets maillants (23% du poids total), est un élément majeur de la communauté de poissons dont la présence a été révélée uniquement à l'aide de cet engin de pêche.

La transition entre les espèces capturées à l'aide des filets maillants et celles qui ont été récoltées avec la capéchade est illustrée dans la figure 29. La distribution numérique des 46 espèces communes aux deux engins est inhabituelle et fortement dissymétrique. F50 et $SC/2$ ne concordent pas, ce qui indique une meilleure représentation des espèces dans les captures en nombre de la capéchade. Trente quatre espèces, soit 73,4% des espèces communes aux deux techniques de pêche, possèdent une fréquence numérique relevée avec la capéchade supérieure ou égale à 50% (fig. 29a). En revanche, la transition entre les différentes catégories d'espèces (capéchade, communes et filets maillants) est très régulière en terme de fréquence pondérale (fig. 29b). Globalement, le poids des captures des espèces accessibles aux deux engins sont analogues.

Des empoisonnements à la roténone révèlent la présence de 20 espèces n'étant récoltées, ni par les filets maillants, ni par la capéchade (tab. 29). La richesse spécifique globale dans l'estuaire de la Ouenghi augmente donc de 94 à 114 espèces. L'ichtyofaune est caractérisée par l'importance des espèces estuariennes de grande taille (Mugilidae, Clupeidae : *Anodontostoma chacunda*, Muraenidae : *Thyrsoidea macrura*) échantillonnées grâce aux filets maillants (tab. 31). Les espèces les plus abondantes (Centropomidae, Atherinidae, Leiognathidae et Apogonidae) sont récoltées avec la capéchade. La diversité spécifique des Gobiidae semble être sous-estimée par un échantillonnage basé sur l'utilisation de filets maillants et de capéchades, tout comme les familles d'espèces vivant dans des terriers : Blenniidae, Eleotrididae, etc (tab. 31). L'importance numérique et pondérale de ces espèces est réduite (tab. 29), les captures des filets maillants et de la capéchade semblent donc être représentatives de la communauté de poissons de la mangrove de la Ouenghi.

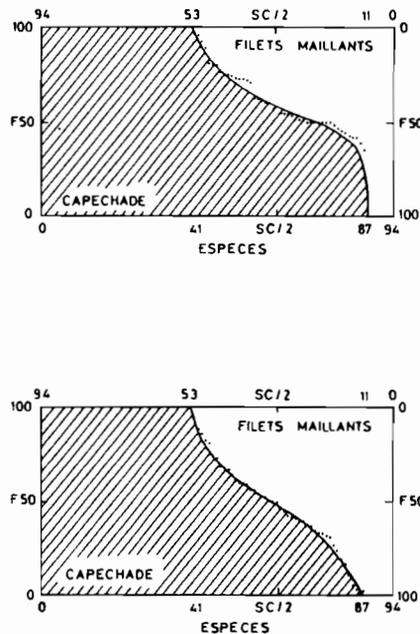


Figure 29.- Complémentarité des techniques de pêche (filets maillants et capéchade) utilisées dans la mangrove de la Ouenghi au cours de la campagne "Saint-Vincent" : a) en effectif, b) en poids.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 31.- Ichtyofaune récoltée dans la mangrove de la Ouenghi au cours de la campagne "Saint-Vincent".
SR : richesse spécifique, N : effectif, W : poids frais (g). Les 5 plus fortes contributions sont mentionnées en gras.

Famille	Filets maillants (47 poses)			Capéchade (24 poses)			Roténone (2 empoisonnements)		
	SR	N	W	SR	N	W	SR	N	W
Carcharhinidae	1	1	5020						
Dasyatidae				1	4	4004			
Elopidae	1	4	546	1	2	133			
Megalopidae	1	9	2596	1	4	594			
Anguillidae				1	1	311			
Muraenidae	1	11	22287	2	7	9395	1	1	30
Ophichthidae							1	2	9
Clupeidae	1	454	65325	3	348	26543			
Engraulidae	1	1	14	6	512	929			
Chirocentridae	1	3	2034	1	2	1112			
Chanidae	1	4	918	1	5	888			
Synodontidae				1	1	27	1	4	91
Antennariidae				1	1	1			
Hemiramphidae	2	2	11	2	4	45	1	4	6
Belonidae	1	6	982	3	19	26999			
Atherinidae				2	4535	9934			
Syngnathidae				1	1	1			
Centropomidae	1	3	19	2	9600	9054	2	280	877
Serranidae	3	23	13513	2	9	5834	3	3	1401
Teraponidae							1	1	45
Kuhliidae	1	4	668						
Apogonidae	1	28	1207	4	1723	3440	2	82	509
Sillaginidae	1	21	1528	2	88	9818	1	54	933
Carangidae	4	30	12204	7	137	4938	2	2	22
Leiognathidae	4	84	5480	6	4323	30011	2	28	86
Lutjanidae		485	21659	4	68	4501	4	13	129
Gerreidae	1	31	2881	4	537	5987	1	3	22
Haemulidae	3	56	19407	2	136	17763			
Sparidae	1	15	2771	1	27	955	1	14	187
Lethrinidae	1	1	604	1	1	286			
Mullidae	1	13	2023	2	46	2594	1	2	43
Monodactylidae	1	12	99	1	84	1765			
Ephippidae	1	2	2593	1	4	3727			
Platacidae				1	6	991			
Scatophagidae	1	15	5555	1	7	3224			
Cichlidae							1	1	4
Pomacentridae				1	6	8	1	7	33
Mugilidae	5	530	221116	5	174	10144	1	90	2478
Sphyraenidae	2	14	4004	4	30	6039			
Polynemidae	1	3	456	1	9	1562			
Blenniidae							1	1	2
Eleotrididae							2	6	28
Microdesmidae							1	1	1
Gobiidae	1	1	12	2	3	3	12	80	287
Acanthuridae				1	2	2			
Siganidae	2	26	3643	2	87	9522	2	3	177
Trichiuridae	1	28	18182	1	16	9264			
Tetraodontidae	1	1	14	2	25	1001	1	128	204

4.- DISCUSSION

4.1.- CARACTERISTIQUES DES PEUPELEMENTS ICHTHYOLOGIQUES DES MANGROVES DE NOUVELLE-CALEDONIE

4.1.1.- Richesse spécifique et diversité

Au cours de l'étude de l'ichtyofaune des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, 262 espèces de poissons ont été recensées. L'ampleur de l'échantillonnage, mené sur près de 4 ans et mettant en oeuvre des engins et des techniques de pêche diversifiées, explique le nombre élevé d'espèces inventoriées. La plupart des inventaires faunistiques réalisés dans la région ont dénombré entre 80 et 150 espèces de poissons (CHUA, 1973; LIEM & HAINES, 1977; BLABER & CYRUS, 1981; KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981; LAL *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985; DAVID, 1985; PINTO, 1987; LITTLE *et al.*, 1988; BLABER & MILTON, 1990; ROBERTSON & DUKE, 1990). Les études les plus complètes sont celles de WALLACE (1975a) qui a réalisé des prélèvements à l'aide de plusieurs filets maillants dans plusieurs lagunes et estuaires d'Afrique du Sud pendant 5 ans (232 espèces). COLLETTE (1983) a récolté 204 espèces de poissons au cours de 14 empoisonnements à la roténone en deux mois dans le nord de l'Australie, en Irian Jaya et en Papouasie Nouvelle-Guinée. ROBERTSON & DUKE (1987), échantillonnant 4 estuaires du Queensland (Australie) pendant 13 mois à l'aide de sennes de plage et de filets de mailles très fines ont, pour leur part, recensé 203 espèces. BLABER *et al.* (1990a) ont par ailleurs identifié 197 espèces dans l'estuaire de l'Embley (Queensland). Ces auteurs ont utilisé des techniques de prélèvement diverses : filets maillants, sennes de plage, chaluts à perche et roténone. A l'opposé de ces travaux exhaustifs, quelques études présentent des peuplements ichtyologiques de mangrove possédant une richesse spécifique faible, en raison, soit d'un sous-échantillonnage (BLABER, 1980; QUINN & KOJIS, 1985, 1986, 1987), soit de la latitude sub-tropicale de la mangrove étudiée (BRANCH & GRINDLEY, 1979; BELL *et al.*, 1984; MORTON *et al.*, 1987; MORTON, 1990).

Le nombre d'espèces de poissons recensées dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie est très important. Cela ne signifie pas pour autant que l'ichtyofaune des mangroves néo-calédoniennes soit la plus riche de l'Indo-Pacifique. En fait, la richesse spécifique élevée de cet inventaire traduit la diversité et l'efficacité des engins utilisés et de l'intensité de l'échantillonnage. Par exemple, les capéchades sont des engins méditerranéens efficaces mais habituellement peu employés dans la région, seuls MORTON *et al.* (1987) en ont également utilisé. Les espèces auxquelles nous nous sommes particulièrement intéressées en mettant au point l'échantillonnage ne sont pas les poissons de mangroves *sensu stricto* comme les périophthalmes, qui d'ailleurs n'ont pas été récoltés, mais les espèces susceptibles de participer à des échanges ichtyologiques entre le lagon et la mangrove. La présence de ces espèces caractérise notre inventaire, elle explique en partie la valeur élevée de la richesse spécifique observée.

4.1.2.- Les familles les plus diversifiées

L'une des familles recensées présente une importance particulière, il s'agit des Gobiidae. La récolte de ces espèces de petite taille, vivant le plus souvent dans des terriers, est difficile voire impossible avec des engins dormants classiques. Les filets maillants ont recensé un seul Gobiidae (*Pleurosycia* sp., un individu pesant 12 g) et les capéchades quatre Gobiidae (*Butis amboinensis*, *Exyrias puntang*, *Oplopomus caninoides* et *Yongeichthys nebulosus*). Les empoisonnements à la roténone ont révélé la présence de 37 espèces supplémentaires. Avec 42 espèces identifiées, les Gobiidae constituent la famille de poissons la plus diversifiée des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. La plupart des études réalisées dans la région confirment l'importance de cette famille dans les mangroves de l'Indo-Pacifique (CHUA, 1973; GOMEZ,

1980; COLLETTE, 1983; BELL *et al.*, 1984; PINTO, 1987; LITTLE *et al.*, 1988; BLABER *et al.*, 1990a). Les Mugilidae, les Carangidae, les Leiognathidae et les Lutjanidae sont également représentés par un nombre élevé d'espèces, notamment lorsque les échantillonnages ont été réalisés à l'aide de filets maillants (CHUA, 1973; LIEM & HAINES, 1977; BLABER, 1980; GOMEZ, 1980; BLABER & CYRUS, 1981; KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981; HUTOMO & DJAMALI, 1984; LAL *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985; DAVID, 1985; PINTO, 1987; BLABER & MILTON, 1990; BLABER *et al.*, 1990a).

Habituellement, les Apogonidae sont recensées en petit nombre dans les mangroves. Cette famille figure pourtant au 2^{ème} rang de notre inventaire avec 17 espèces identifiées. COLLETTE (1983) a effectué les mêmes observations en récoltant 12 espèces grâce à des empoisonnements à la roténone au nord de l'Australie et en Papouasie Nouvelle-Guinée. La faible représentation de cette famille dans les autres listes ichthyofaunistiques est en partie due à l'emploi de filets maillants par la plupart des auteurs, ces engins de pêche sous-échantillonnant généralement les espèces de petite taille. En Nouvelle-Calédonie, la proximité de formations coralliennes où abondent ces poissons est sans doute une cause non négligeable de l'importance des Apogonidae dans les mangroves.

4.1.3.- Les espèces principales

Les espèces dominant les captures varient en fonction de la technique de prélèvement. *Gerres ovatus*, dans les mangroves de bordure côtière proches des fonds sableux que cette espèce affectionne, et *Anodontostoma chacunda*, dans les mangroves estuariennes, représentent les plus forts effectifs récoltés à l'aide des filets maillants. A ces espèces il faut ajouter des Mugilidae dont les plus importants sont *Liza macrolepis*, *Liza melinoptera* et *Valamugil buchanani*, généralement les plus abondants dans les estuaires tout comme les Leiognathidae. Les poses de capéchades et les empoisonnements à la roténone sont eux largement dominées par des Atherinidae (*Atherinomorus endrachtensis* et *Atherinomorus lacunosus*¹) et un Centropomidae (*Ambassis myops*). Toutes ces espèces sont caractérisées par un comportement grégaire qui facilite la capture d'un grand nombre d'individus. Certaines constituent des composantes importantes des peuplements de poissons de mangrove dans le reste de l'Indo-Pacifique. C'est le cas pour *L. macrolepis* en Afrique du Sud (WALLACE, 1975a), *G. ovatus* (BLABER & BLABER, 1980), *V. buchanani* (BLABER *et al.*, 1985) et *A. endrachtensis* (ROBERTSON & DUKE, 1987) au Queensland et *A. chacunda* aux îles Salomon (BLABER & MILTON, 1990). En revanche, *A. myops* apparaît rarement dans les mangroves (GOMEZ, 1980; PINTO, 1987). Elle est remplacée par des espèces congénériques telles *A. natalensis* (WALLACE, 1975a), *A. kopsi* (PINTO, 1987) ou *A. gymnocephalus* (BLABER *et al.*, 1985; ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990), voire un autre Centropomidae : *Velambassis jacksoniensis* (BELL *et al.*, 1984).

Quelques espèces constituent la majeure partie des prises. Cela est plus sensible numériquement pour les empoisonnements à la roténone et pour les poses de capéchades (10 espèces = 82 à 94,4% de l'effectif) que pour les filets maillants (10 espèces = 69,1 à 85,2% de l'effectif). En poids, les 10 espèces principales représentent des pourcentages comparables : 54,1 à 73,7% dans un cas et 61,2 à 81,5% dans l'autre. La prépondérance d'un nombre réduit d'espèces dominant l'effectif des captures est couramment décrit dans les communautés ichthyologiques de mangrove (WARBURTON, 1978; BELL *et al.*, 1984; LITTLE *et al.*, 1988; MORTON, 1990). Il arrive même qu'une seule espèce domine la totalité des prises en nombre : *Leiognathus equulus* (60,1 à 78,8%) dans des chalutages en Papouasie Nouvelle-Guinée (QUINN & KOLIS, 1985), *Ambassis gymnocephalus* (67,4% à Alligator Creek) et *Encrasicholina devisi* (78,3 à 81% à McIvor Creek),

1 Il semblerait que ces espèces aient été mal identifiées. Seule *A. endrachtensis* serait très abondante dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

probablement mal identifiée dans un premier temps sous le nom de *Stolephorus indicus*, au Queensland (ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990). *Atherinomorus endrachtensis* est l'espèce présentant la plus forte contribution individuelle aux captures de poissons dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (66,8% des individus capturés avec la capéchade sur le site de Bouraké).

4.1.4.- Diversité et équitabilité des peuplements ichtyologiques de mangrove

L'indice de diversité de Shannon (SHANNON & WEAVER, 1949) permet de décrire de façon synoptique un peuplement en tenant compte du nombre d'espèces qui le composent et de leurs importances relatives. Certains considèrent que cet indice ne caractérise pas assez précisément les communautés, notamment du fait que le nombre total d'espèces qui le constitue est rarement connu (cf. DAGET (1976) ainsi que LEGENDRE & LEGENDRE (1979)). La diversité spécifique de Shannon peut sans contrainte être employée pour comparer la structure d'un peuplement dans l'espace ou dans le temps. La seule précaution, qui n'est malheureusement pas toujours respectée, est de préciser la base du logarithme utilisé pour calculer H' . Dans le cadre de la théorie de l'information, celle-ci est la base 2 (DAGET, 1976). Si ce n'est pas le cas (logarithme népérien ou décimal), les valeurs doivent être corrigées, ce qui a été fait pour composer un tableau comparatif (tab. 32).

La plupart des auteurs traitent la diversité spécifique en utilisant l'abondance relative des espèces (tab. 32). A peine 3 études sur 13 emploient le poids ou la biomasse dans leurs calculs de la diversité spécifique (GALZIN *et al.*, 1981; LOUIS & LASSERRE, 1982; PHILLIPS, 1983). Il est vrai que H'_n et H'_w peuvent parfois fournir des informations redondantes et qu'en poids ou en biomasse ce calcul n'est pas basé sur une probabilité de captures. L'utilisation conjointe de ces deux paramètres permet toutefois une description assez fine des communautés de poissons. Ainsi, les empoisonnements à la roténone (campagne "Prospection") et les poses de capéchades (campagne "Saint-Vincent") sont plus diversifiées en poids qu'en nombre (tab. 32). L'homogénéité des tailles des poissons récoltés et l'abondance de quelques espèces dominantes dans les captures de la roténone et des capéchades sont responsables de ce phénomène. L'homogénéité pondérale des captures est relative puisque les moyennes de E_w (tout comme celles de E_n) sont significativement inférieures à 0,8, valeur considérée par DAGET (1976) comme le seuil d'un peuplement équilibré. En ce qui concerne les prises des filets maillants, seules les moyennes de E_w de la campagne "Prospection" et de la station de la Ouenghi (campagne "Saint-Vincent") sont significativement inférieures à 0,8. Cela est dû à la présence accidentelle d'individus de poids nettement supérieurs à la moyenne ou des bancs de *Gerres ovatus*, *Anodontostoma chacunda*, *Plotosus lineatus* ou d'autres espèces grégaires (Mugilidae, Siganidae, etc). Globalement, la richesse spécifique est élevée ce qui compense les faibles valeurs de l'équitabilité, notamment pour les capéchades et la roténone. Les poissons de mangroves de Nouvelle-Calédonie constituent donc des communautés riches et hétérogènes.

Les valeurs de la diversité spécifique et de l'équitabilité de l'ichtyofaune des mangroves néo-calédoniennes sont proches de celles qui peuvent être observées dans la littérature, en nombre comme en poids (tab. 32). H'_n est faible dans la région sub-tropicale du sud-est de l'Australie (BELL *et al.*, 1984), dans une crique intertidale d'un marais salé du sud du Queensland où 19 espèces seulement ont pu être recensées (MORTON *et al.*, 1987) et au Kenya (LITTLE *et al.*, 1988). Par contre, la diversité spécifique maximale en nombre est observée en Malaisie (ONG & SASEKUMAR, 1984; THONG & SASEKUMAR, 1984). Ce gradient de diversité spécifique est conforme à la notion de centre d'origine des espèces dans l'ouest de l'Indo-Pacifique (BRIGGS, 1984, 1985, 1987, *in prep.*). Il convient toutefois de noter que le nombre d'études considéré est faible et que certains échantillonnages sont très ponctuels : 3 et 4 prélèvements (ONG & SASEKUMAR, 1984; THONG & SASEKUMAR, 1984). L'équitabilité des communautés de poissons de mangrove est généralement faible. La gamme de variation la plus large de ces indices écologiques correspond à des prélèvements réalisés au cours de la présente étude (tab. 32). En conséquence, les peuplements de poissons de mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie peuvent être définis comme des communautés diversifiées, composées d'individus de tailles variables et dominées par un petit nombre d'espèces.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 32.- Diversité spécifique et équitabilité des peuplements ichthyologiques de mangroves de différentes régions du globe.

La moyenne (*en italique*) et la gamme de variation (minimum - maximum) des indices écologiques, calculés en nombre (indice numérique : H'_n et E_n) ou en poids (indice pondéral : H'_w et E_w) sont indiquées, dans la mesure où les valeurs étaient disponibles. Les prélèvements de la campagne "Saint-Vincent" figurent sous les abréviations BFM (Bouraké, filets maillants), BCAP (Bouraké, capéchade), OFM (Ouenghi, filets maillants) et OCAP (Ouenghi, capéchade).

Site	Indice numérique		Indice pondéral		Références
	H'_n	E_n	H'_w	E_w	
Amérique Centrale et Caraïbes					
Mexique	(1,85-3,63)	---	---	---	AMEZCUA-LINARES & YANEZ-ARANCIBIA (1980) YANEZ-ARANCIBIA (1981)
	<i>2,96</i>	<i>0,64</i>	---	---	
	(2,44-3,65)	(0,57-0,78)	---	---	
Guadeloupe	---	---	2,05	---	GALZIN <i>et al.</i> (1981)
	---	---	(0,86-3,16)	---	
	---	---	2,31	0,60	LOUIS & LASSERRE (1982)
	---	---	(1,07-3,12)	(0,28-0,78)	
Salvador	2,45	0,64	---	---	PHILLIPS (1981)
	(0,87-3,55)	(0,19-0,87)	---	---	
Cuba	(2,50-3,78)	---	---	---	VALDES-MUNOZ (1981)
Costa Rica	---	---	3,22	---	PHILLIPS (1983)
	(2,45-3,75)	---	(2,16-3,90)	---	
Indo-Pacifique					
Australie	1,33	0,51	---	---	BELL <i>et al.</i> (1984)
	1,36	0,76	---	---	MORTON <i>et al.</i> (1987)
	(0,41-2,89)	(0,41-0,99)	---	---	
	2,58	---	---	---	MORTON (1990)
	(1,10-3,77)	---	---	---	
Malaisie	3,62	---	---	---	ONG & SASEKUMAR (1984)
	(3,36-3,87)	---	---	---	
	3,13	0,69	---	---	THONG & SASEKUMAR (1984)
	(2,25-3,88)	(0,55-0,79)	---	---	
Kenya	1,71	0,66	---	---	LITTLE <i>et al.</i> (1988)
	(1,58-1,80)	(0,62-0,71)	---	---	
Nouvelle-Calédonie					
"Prospection"					
Filets maillants	2,69	0,76	2,66	0,74	Présente étude
	(0,84-4,19)	(0,24-1,00)	(1,11-3,79)	(0,30-0,98)	
Roténone	2,83	0,66	3,07	0,70	Présente étude
	(1,79-4,12)	(0,38-0,90)	(2,27-4,18)	(0,47-0,86)	
"Saint-Vincent"					
BFM	2,48	0,77	2,50	0,78	Présente étude
	(0,92-3,86)	(0,33-1,00)	(1,28-3,85)	(0,51-0,94)	
BCAP	1,71	0,46	2,31	0,62	Présente étude
	(0,23-3,09)	(0,09-0,87)	(0,79-3,34)	(0,24-0,85)	
OFM	2,65	0,83	2,29	0,72	Présente étude
	(1,00-3,90)	(0,49-1,00)	(0,72-3,35)	(0,24-0,94)	
OCAP	2,68	0,56	3,48	0,74	Présente étude
	(0,71-3,90)	(0,16-0,78)	(2,34-4,23)	(0,56-0,82)	

4.1.5.- Densité et biomasse des poissons de mangrove

Les engins dormants employés au cours de cette étude (filets maillants et capéchades) rendent impossibles les calculs de densité et de biomasse des poissons de mangrove. Les filets maillants pêchent passivement au cours de la marée descendante et la capéchade pendant tout le cycle de marée. C'est au cours de leurs déplacements que les poissons se maillent ou sont piégés dans les poches de la capéchade. Ils peuvent aussi bien vivre à proximité des filets qu'effectuer de longs trajets. Il est donc impossible de déterminer précisément la surface concernée par les opérations de pêche. ROBERTSON & DUKE (1990) proposent une solution alternative tenant compte du volume d'eau filtré. Cette approche n'évitant pas les biais liés à l'efficacité des engins et au comportement des espèces n'a pas été retenue. Les résultats des empoisonnements à la roténone fournissent directement des estimations de la densité et de la biomasse des poissons récoltés. Certes, les valeurs obtenues sont sans aucun doute inférieures aux densités et aux biomasses "réelles" en raison de l'évitement de nombreuses espèces, souvent de poids moyens importants. En revanche, elles peuvent être directement comparées aux données analogues de la littérature.

La densité des poissons récoltés au cours des 14 empoisonnements à la roténone (campagnes "Prospection" et "Saint-Vincent") varie entre 0,13 et 16,07 individu.m⁻² pour une moyenne (\pm intervalle de confiance à 95%) de 3,02 (\pm 2,97) individu.m⁻². Ces valeurs sont légèrement inférieures à celles relevées par THAYER *et al.* (1987)² en Floride (5,97 \pm 2,99 individu.m⁻²) où la densité de poissons peut atteindre 86,6 individu.m⁻². Leurs données sont corrigées en fonction de la capturabilité des espèces par la roténone (estimée par marquage-recapture et variant selon les espèces de 58 à 75%). Ce type de correction n'a pu être réalisé dans le cadre de cette étude qui fournit donc des sous-estimations de la densité et de la biomasse. Globalement, ces valeurs (mêmes sous-estimées) sont comparables à celles de THAYER *et al.* (1987) et les moyennes ne sont pas significativement différentes. Les fluctuations de la biomasse sont plus importantes (le minimum étant de 0,74 g.m⁻² et le maximum de 73,51 g.m⁻²) que celles de la densité. Elles sont directement liées à la capture accidentelle d'espèces de grande taille. De telles variations de biomasse sont également reportées par THAYER *et al.* (1987) ainsi que BLABER & MILTON (1990) dans leurs empoisonnements (respectivement entre 0,20 et 108,10 g.m⁻² et entre 2,83 et 43,79 g.m⁻²). Les moyennes des biomasses des poissons de mangroves échantillonnés avec de la roténone sont similaires (pas de différence significative) : 13,26 (\pm 5,20) g.m⁻² en Floride (THAYER *et al.*, 1987), 8,20 g.m⁻² au Queensland (BLABER *et al.*, 1989), 11,60 (\pm 9,86) g.m⁻² aux îles Salomon (BLABER & MILTON, 1990) et 20,67 (\pm 11,94) g.m⁻² en Nouvelle-Calédonie.

Les densités des poissons de mangroves figurent parmi les plus fortes concentrations relevées dans la baie de Saint-Vincent. Sur les fonds durs, les densités moyennes diminuent de la barrière récifale aux récifs frangeants (2,85 à 1,06 individu.m⁻²), la valeur la plus élevée étant observée à proximité de la passe de Saint-Vincent (KULBICKI *et al.*, sous presse a). Bien que sous-estimée par des empoisonnements à la roténone du fait de l'échappement d'espèces très mobiles (KULBICKI, 1991), la densité des poissons coralliens est du même ordre de grandeur que celles ayant été observées dans les mangroves (3,02 individu.m⁻²). Les fonds meubles de la baie abritent des peuplements démersaux-benthiques moins denses³. Des chalutages, réalisés au cours de l'année 1989, décrivent les communautés ichtyologiques des baies nord et sud de Saint-Vincent, leur densité moyenne étant de 1,17 individu.m⁻² (WANTIEZ, 1990). La biomasse globale est de 22,93 g.m⁻² (WANTIEZ,

2 Thayer *et al.* (1987) présentent des moyennes géométriques de la densité (8 individu.m⁻²) et de la biomasse (15 g.m⁻²). Les moyennes arithmétiques ont été recalculées en fonction des données disponibles (62 valeurs sur 64 mesures).

3 KULBICKI & WANTIEZ (1990b) ont déterminé l'efficacité des chaluts à crevettes qu'ils utilisaient en comparant leur prises avec les résultats de comptages en plongée. Densité et biomasse sont sous-estimées par les chalutages selon un facteur 9,74 et 9,10. Les évaluations mentionnées par la suite ont été extraites de Wantiez (1990) et tiennent compte de ces facteurs correctifs. Ceux-ci n'ayant pas été définis pour les chaluts à poissons, les résultats de cet engin ne sont pas indiqués.

1990), valeur légèrement supérieure à celle obtenue dans les mangroves (20,67 g.m⁻²). Les biomasses les plus élevées correspondent aux formations coralliennes éloignées du trait de côte : 151,30 g.m⁻² à la passe de Saint-Vincent (KULBICKI *et al.*, sous presse a). Ces résultats, mettant en évidence la forte densité et la faible biomasse des poissons dans les mangroves, confirment l'importance des espèces de petite taille et des juvéniles, souvent représentés par de nombreux individus.

4.2.- LES CAPTURES : REFLETS D'UNE TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE

L'échantillonnage des poissons de mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie a tenté de tenir compte des diverses contraintes rencontrées par l'écologiste voulant décrire au mieux les communautés de poissons littoraux (cf. Chapitre III § 2.1.). La méthode utilisée, notamment la sélectivité et la période d'utilisation des engins, de même que le comportement des espèces conditionnent l'image disponible du peuplement, les captures constituant des reflets des techniques d'exploitation (LASSERRE, 1976; BACH, 1985). L'analyse de la richesse spécifique, des familles et des espèces principales, l'examen des caractéristiques écologiques (diversité et équitabilité) confirme l'influence de la technique de prélèvement adoptée sur la nature des résultats (ce phénomène reste d'ailleurs vrai pour les analyses ultérieures). Ceci explique pour beaucoup les différences observées au sein d'une même étude ou lors de comparaisons de différentes observations (COLLETTE, 1983; STONER, 1986; MORTON *et al.*, 1987; MURDY, 1987; THAYER *et al.*, 1987; LITTLE *et al.*, 1988). Il convient donc de détailler au mieux les modalités de l'échantillonnage et d'en tenir compte lors de l'analyse des résultats.

MORTON (1990) constate que la plupart des études des communautés ichtyologiques des mangroves sont incomplètes et ne décrivent qu'une partie des peuplements : les démersaux (chalutages) ou les juvéniles (sennes de plage, filets maillants de petites mailles et autres méthodes). L'utilisation d'engins de sélectivité complémentaire et de différentes méthodes de pêche favorise la capture du plus grand nombre possible d'espèces et d'individus. Les filets maillants récoltent des espèces pélagiques et necto-benthiques (Mugilidae, Carangidae, Belonidae, Leiognathidae, Mullidae, Sillaginidae, etc) de grande taille (poids moyen : 107,3 à 288,9 g). Les capéchades prélèvent certaines espèces démersales (Dasyatidae, Bothidae et Soleidae) et surtout de petites espèces (poids moyen : 8,8 à 9,7 g). Les individus de petite taille (poids moyen : 9,4 g) sont très sensibles aux empoisonnements à la roténone qui, de plus, permettent la récolte d'espèces cryptiques ou vivant dans des terriers (Gobiidae, Blenniidae, Ophichthidae, etc). La complémentarité (qualitative et quantitative) des engins et des techniques de pêche employées permet l'accès à différentes composantes des peuplements ichtyologiques, fournissant ainsi une image assez complète, bien que difficilement synthétisable, des communautés de poissons.

Un effet de réplicat a pu être observé pour des poses de filets maillants et de capéchades de la campagne "Saint-Vincent", il représente sans doute une forte source de la variabilité intra-échantillon qui est très sensible au cours de cette étude. Cet effet, basé sur des comparaisons de séries appariées de pêches, est plus ou moins sensible selon les engins et les conditions (diurnes ou nocturnes) de pêche. A l'exception des prélèvements de la capéchade à la Ouenghi (trop forte variabilité des données pour valider statistiquement des différences), les résultats des premières poses diffèrent de leurs réplicats. Les paramètres choisis pour caractériser les captures sont les plus élevés lors de la première récolte, ce qui traduit une plus grande efficacité des moyens de prélèvements au début de la série d'échantillonnage. MORTON (1990), observant un phénomène similaire pour les réplicats de pêches avec un filet barrage, attribue ces différences à des modifications du substrat entraînant une augmentation de la teneur en substances toxiques (H₂S). Cependant, l'intervalle de temps séparant les réplicats (25 h pour Morton et 12 h dans notre cas) semble *a priori* suffisant, compte-tenu des mouvements de marée, pour que ces perturbations physico-chimiques dues aux récoltes (corde plombée, traces de pas, etc) n'affectent plus les poissons. La pauvreté des populations des espèces cibles peut également être envisagée, la

taille des stocks n'étant pas suffisante pour résister à la pression de pêche exercée (MORTON, 1990). Ceci peut être vrai pour les espèces rares mais semble peu probable pour le reste de la communauté ichthyologique. Une diminution de l'efficacité de la technique de pêche paraît plus probable. Les mangroves possèdent des eaux riches en particules en suspension et les marées descendantes charrient d'importantes quantités de feuilles mortes et de branchages. La salissure des filets rendant ces derniers plus visibles qu'auparavant, les poissons peuvent détecter à temps les filets maillants ou les capéchades. Ils tentent alors de les éviter, avec plus ou moins de réussite selon la hauteur d'eau, les passages disponibles et leur capacité à sauter hors de l'eau.

4.3.- LA MANGROVE : NURSERIE POUR LES JUVENILES DE POISSONS COTIERS

L'abondance des juvéniles dans les mangroves a souvent été évoquée pour attribuer à cet écosystème le rôle de nurserie pour de nombreuses espèces de poissons. C'est le cas dans les Caraïbes (AUSTIN, 1971; AUSTIN & AUSTIN, 1971a, 1971b; AMEZCUA-LINARES, 1977; LASSERRE & TOFFART, 1977; YANEZ-ARANCIBIA, 1978; AMEZCUA-LINARES & YANEZ-ARANCIBIA, 1980; LOUIS & LASSERRE, 1982; LOUIS, 1983; PHILLIPS, 1983; LOUIS *et al.*, 1985; STONER, 1986; THAYER *et al.*, 1987). Ce phénomène est également évoqué dans l'Indo-Pacifique (WALLACE & VAN DER ELST, 1975; BLABER, 1980; BLABER & BLABER, 1980; JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY, 1980; DAY *et al.*, 1981; BELL *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985; DAVID, 1985; MORTON *et al.*, 1987; ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990; LITTLE *et al.*, 1988; BLABER & MILTON, 1990; MORTON, 1990). En revanche, il est peu probable que les mangroves constituent des frayères pour de nombreuses espèces, les oeufs ne résistant généralement pas à de brusques et importantes variations de salinité, habituelles dans les mangroves (WHITFIELD *et al.*, 1981). Certes, des oeufs d'au moins 7 espèces ont été identifiés en Inde (KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981). Cependant, la majeure partie des poissons quittent la mangrove pour pondre en pleine eau et même à l'extérieur du récif barrière (JOHANNES, 1978, 1981; WHITFIELD *et al.*, 1981). Peu d'individus gravides ont été récoltés au cours de cette étude, à l'exception de Mugilidae en saison hivernale (juillet à septembre). Des récoltes expérimentales d'ichtyoplancton ont été inefficaces, les principales difficultés rencontrées étant la faible profondeur et la turbidité de l'eau (colmatage des mailles de 200 µm, filet type WP2). Elles n'ont pas permis la récolte d'oeufs ni de larves. KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN (1981), KURIAN (1984) ont récolté des larves de quelques espèces de poissons, dont *Elops machnata*, *Chanos chanos*, *Therapon jarbua*, *Pomadasys argenteus*, *Drepane punctata*, *Scatophagus argus* et *Mugil cephalus*. La majorité des espèces pénètre dans les mangroves après leur vie larvaire (LITTLE *et al.*, 1988), à une taille comprise entre 2 et 4 cm (WALLACE & VAN DER ELST, 1975; DAY *et al.*, 1981). Le rôle de nurserie des mangroves concerne donc des post-larves et surtout des juvéniles de poissons.

Dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, des poissons présents uniquement au stade juvénile ou au stade adulte ainsi que des espèces présentes à ces deux stades de leur vie ont été récoltés. Les proportions de ces différentes catégories varient selon la technique de pêche et la fréquence des prélèvements sur un même site. En moyenne, elles sont réparties équitablement (37,7% au stade adulte, 30,1% au stade juvénile et 32,2% à la fois aux stades juvénile et adulte). La proportion d'espèces utilisant la mangrove comme nurserie correspond à ce qui est généralement décrit dans la littérature, 23,3 à 36,5% des espèces étant recensées au stade juvénile (WALLACE & VAN DER ELST, 1975; AMEZCUA-LINARES, 1977; YANEZ-ARANCIBIA, 1978; AMEZCUA-LINARES & YANEZ-ARANCIBIA, 1980; BLABER, 1980; BLABER & MILTON, 1990; MORTON, 1990). Quand l'échantillonnage cible les individus de petite taille avec des filets de petites mailles (JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY, 1980; KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981), des ganguis (LOUIS & LASSERRE, 1982) ou de la roténone (BELL *et al.*, 1984), l'importance des juvéniles est soulignée. Ils représentent alors de 40,5 à 72,4% de la richesse spécifique.

Les juvéniles sont généralement plus abondants et plus fréquents que les adultes quand les deux stades sont représentés. En conséquence, les jeunes individus dominent les captures, surtout en effectif, conformément aux

observations de BLABER *et al.* (1985), DAVID (1985) ou MORTON *et al.* (1987). Les juvéniles dominent 70% des espèces décrites par BLABER (1980), ils peuvent constituer 90% des poissons échantillonnés (LITTLE *et al.*, 1988). LOUIS & LASSERRE (1982) et LOUIS *et al.* (1985) observent que leur participation à la biomasse capturée varie de 30,3 à 76,4%. Les données disponibles concernant la biologie des espèces recensées au cours de cette étude, notamment leur taille de première maturité sexuelle, sont insuffisantes pour déterminer avec précision la contribution relative des juvéniles en terme d'effectif ou de poids. Cependant, l'importance de la composante "juvénile" peut raisonnablement être estimée à 70% de l'effectif et à 50% de la biomasse des peuplements ichtyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

Dans le cadre de cette étude, la démarche, les techniques d'échantillonnage et la récolte des données ne permettent pas une analyse précise des phénomènes de recrutement. Cependant, le suivi des captures des capéchades dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi révèle pour certaines espèces des arrivées massives de juvéniles (par exemple : *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis* dans l'estuaire au cours du printemps austral et en été pour les *Leiognathidae* et *Gerres ovatus*). Ces observations restent ponctuelles et les données sont insuffisantes pour décrire avec précision la succession des phases de recrutement. D'intéressantes informations peuvent être trouvées dans les articles de WALLACE & VAN DER ELST (1975), de DAY *et al.* (1981) et de KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN (1981) où figurent des détails sur les juvéniles de 37 espèces présentes également au stade juvénile dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Les modalités de recrutement (date, taille, etc) ne peuvent malheureusement pas être directement comparées en raison des caractéristiques climatiques et hydrologiques particulières des mangroves d'Afrique du Sud où ont eu lieu les études les plus complètes (WALLACE & VAN DER ELST, 1975; DAY *et al.*, 1981).

L'efficacité des mangroves comme zone de nurserie reste mal définie. PARRISH (1987a, 1989) considère que les mangroves et les herbiers peuvent représenter des zones tampons destinées à accueillir les surplus de juvéniles des habitats adjacents. Pour ROBERTSON & DUKE (1990), la végétation intertidale serait essentielle pour les jeunes poissons. La protection des racines de palétuviers et de la turbidité de l'eau favorise la survie des juvéniles dans les faibles profondeurs qu'ils affectionnent (BLABER & BLABER, 1980; THAYER *et al.*, 1987). En plus de l'abri contre des prédateurs, les mangroves fournissent des ressources alimentaires, en quantité et en qualité (ODUM & HEALD, 1972). BELL *et al.* (1984) reconnaissent que la nature et l'importance des facteurs responsables de l'arrivée de juvéniles n'ont toujours pas été précisées. Malgré ces incertitudes, il est évident que les juvéniles, en particulier d'espèces commercialisables, sont abondants dans les mangroves du lagon sud-ouest. Ils représentent une composante majeure, voire essentielle, du peuplement ichtyologique.

4.4.- LA MANGROVE : ZONE D'INTERET HALIEUTIQUE POTENTIEL

Les quantités de crevettes et de poissons débarquées par les pêcheurs sont souvent corrélées à l'importance des mangroves (MARTOSUBROTO & NAAMIN, 1977; TURNER, 1977; D'CROZ & KWIECINSKI, 1980; GEDNEY *et al.*, 1982; DAVID, 1985). A Fidji, 30% des poissons commercialisés proviennent des mangroves (LAL, 1984). Selon LAL *et al.* (1984), 60% des espèces débarquées par les pêcheurs fidjiens passent une partie de leur vie dans cet habitat. Les principales ressources vivantes des mangroves sont des mollusques (divers bivalves), des crustacés (crevettes pénéides et crabes) et des poissons. En ce qui concerne les ressources en poissons dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie, la comparaison avec des données disponibles dans la littérature est délicate. La pêche est artisanale et aucune information concernant l'exploitation des poissons de mangroves du lagon sud-ouest n'est disponible. De plus, la notion d'intérêt économique peut varier d'une région à l'autre en fonction des habitudes alimentaires et des problèmes d'ichtyosarcotoxicité, ces derniers étant particulièrement importants dans le Pacifique.

Parmi les 262 espèces recensées dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, 69 espèces (26,3%) sont exploitées localement (pêche commerciale ou artisanale). De plus, 23 espèces (8,8%) ont un intérêt économique potentiel puisqu'elles sont activement recherchées dans d'autres pays de la région. Cette proportion relativement faible (35,1%) est la conséquence directe du regroupement qualitatif de données provenant de techniques de pêche différentes, notamment les empoisonnements à la roténone. En effet, cette technique privilégie la capture de poissons de très petite taille présentant un intérêt médiocre pour les pêcheurs. BELL *et al.* (1984), utilisant un filet barrage avec de la roténone, reportent un pourcentage similaire (30,4%). Les récoltes des filets maillants et des capéchades comportent en moyenne 62,5% d'espèces d'intérêt économique. D'autres observations réalisées dans la région fournissent des résultats analogues, la part des ressources en poissons des mangroves étant comprise entre 46 et 76,1% des espèces recensées (LAL, 1984; MORTON *et al.*, 1987; MORTON, 1990).

Les espèces d'intérêt économique sont abondantes dans les prises des filets maillants (au moins 90% de l'effectif). Leur importance numérique dans les récoltes des capéchades (88,6% du total à Bouraké et 48,6% à la Ouenghi) et de la roténone (42,3 % de l'effectif) est plus faible et plus variable que pour les filets maillants. La petite taille des espèces et l'abondance de *Ambassis myops* parmi les captures des capéchades et de la roténone expliquent ce phénomène. La plupart des espèces d'intérêt économique sont exploitées localement. Toutefois, les ressources potentielles sont particulièrement importantes dans les estuaires en raison de l'abondance de *Anodontostoma chacunda* et des *Leiognathidae*. En moyenne, 76,6% des effectifs des poissons de mangrove constituent des ressources halieutiques, plus de 62% des individus capturés étant exploités localement. Dans le sud du Queensland, MORTON *et al.* (1987) et MORTON (1990) observent des quantités analogues, les poissons d'intérêt économique représentant respectivement 58,5 et 75%. Les résultats de BELL *et al.* (1984) sont nettement inférieurs (38% de l'effectif). Ceci est dû à la technique d'échantillonnage employée par ces auteurs (des empoisonnements à la roténone), leurs résultats étant proches des observations effectuées avec la même méthode de prélèvement dans le cadre de cette étude.

En poids, la part des espèces commercialisables représente en moyenne 82,3% des prises (entre 71,2 et 90%). La disparité entre les prélèvements à la roténone et les autres techniques de pêches est moins marquée que précédemment. Les petites espèces, bien qu'abondantes, sont négligeables en poids par rapport aux juvéniles d'espèces de grande taille. Ce phénomène semble ne pas se produire pour les empoisonnements de BELL *et al.* (1984), au sud-est de l'Australie, où à peine 32% de la biomasse est constituée de poissons d'intérêt commercial. En revanche, nos observations concordent avec celles de MORTON (1990) qui relève une importante contribution pondérale des poissons d'intérêt économique (94%).

Les poissons de mangrove constituant une ressource halieutique sont le plus souvent présents au stade juvénile (KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981; BELL *et al.*, 1984; LAL *et al.*, 1984; DAVID, 1985). Dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, 34,4% des espèces commercialisables ont été récoltées au stade juvénile. Cette proportion varie beaucoup selon la campagne et le type d'engin utilisé, entre 63,3% pour les empoisonnements à la roténone et 16,2% pour les poses de filets maillants à la Ouenghi. Les espèces représentées à la fois par des juvéniles et des adultes constituent 42,2% (de 28,3 à 54,1%) des ressources identifiées. Les juvéniles de ces espèces sont les plus nombreux et les plus fréquents ce qui souligne l'importance des mangroves pour les ressources en poissons aux premiers stades de leur vie.

Les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie peuvent donc être considérées comme des zones d'intérêt halieutique. Les espèces commercialisables localement ou exploitées ailleurs dans la région sont nombreuses et constituent une part importante des captures. Généralement, ces ressources sont présentes au stade juvénile. Ce capital économique est jusqu'à présent resté vierge. En effet, la pêche dans les mangroves est réduite à une activité de cueillette, notamment celle du crabe de palétuviers (*Scylla serrata*). Les populations locales pêchent des poissons pour leur consommation personnelle, peu d'espèces étant

commercialisées (des mulets : *Mugil cephalus*, *Liza* spp. et *Valamugil* spp. et occasionnellement des Sparidae, des Haemulidae, des Gerreidae, etc). Certains développements des activités halieutiques sont envisageables. Par exemple, le grossissement de juvéniles de Siganidae (*Siganus lineatus*), d'*Acanthopagrus berda* ou de *Pomadasys argenteus* en bassins aquacoles pourrait être réalisé avec facilité (données IFREMER non publiées). Le prélèvement de juvéniles dans le milieu naturel devrait être opéré avec attention pour ne pas détruire l'équilibre naturel et éviter de porter atteinte aux stocks. En Inde, la pêche illicite de juvéniles se traduit par un manque à gagner des débarquements de poissons de mangroves estimé à 7 000 t.an⁻¹ (KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981).

5.- CONCLUSIONS

Deux cent soixante deux espèces de poissons ont été recensées dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Cette diversité élevée est due à l'utilisation intensive, dans l'espace et dans le temps, de techniques de pêche complémentaires. Les familles caractéristiques de cet habitat sont les Atherinidae, les Centropomidae, les Clupeidae, les Gobiidae, les Gerreidae, les Leiognathidae, les Lutjanidae, les Mugilidae et les Siganidae. De plus, des espèces récifales ont été capturées dans les mangroves proches de formations coralliennes (Apogonidae, Holocentridae, Labridae, Scaridae). Les peuplements ichthyologiques observés ont une diversité spécifique élevée et une équitabilité faible. La distribution relative des espèces est très hétérogène, un petit nombre d'espèces grégaires de petite taille dominant nettement les captures en nombre (*Ambassis myops*, *Atherinomorus endrachtensis*, *Anodontostoma chacunda*, *Gerres ovatus*). La densité (3,02 individu.m⁻²) et la biomasse (20,74 g.m⁻²), estimées au cours des empoisonnements à la roténone, sont analogues à celles d'autres mangroves inter-tropicales et des récifs coralliens et des fonds meubles du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Ces résultats soulignent l'abondance des poissons de petite taille et des juvéniles dans les mangroves.

L'importance des mangroves du lagon sud-ouest pour les juvéniles de poissons, en particulier les espèces lagonaires, ne pouvait être abordée qu'indirectement. Environ un tiers des espèces recensées est présent dans les mangroves uniquement au stade juvénile. De plus, les juvéniles des espèces récoltées aux différentes étapes de leur cycle de vie sont généralement plus abondants que les adultes. En moyenne, les juvéniles représentent 70% de l'effectif et 50% du poids des prises. Des recrutements ont lieu au cours du printemps (*Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis*) et de l'été austral (*Gerres ovatus* ainsi que des Leiognathidae). Les estuaires semblent constituer l'habitat privilégié pour ces juvéniles (excepté *G. ovatus*). Ces observations soulignent l'abondance des jeunes poissons dans les mangroves. En revanche, le rôle de nurserie des mangroves ne concerne qu'un petit nombre d'espèces lagonaires, contrairement aux idées reçues (cf. Chapitre VI).

Les poissons apparaissent comme une ressource halieutique non négligeable dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Les espèces d'intérêt économique représentent 60% de la richesse spécifique globale et 70 à 80% de l'effectif et de la biomasse. La majorité de ces ressources, récoltées au stade juvénile, ne sont pas exploitables directement mais constituent un réel potentiel économique. La présence d'adultes sur d'autres fonds pourrait dépendre étroitement du maintien de la qualité de cet habitat, en particulier dans le cas des Mugilidae qui viennent pondre dans les mangroves. En conséquence, les mangroves doivent être considérées en tant que capital économique. Il convient de gérer avec soin ce capital et si possible de le faire fructifier, par exemple en utilisant des bassins de grossissement extensif, tout en préservant l'équilibre des communautés biologiques

Cinquième chapitre

**STRUCTURES ET FONCTIONNEMENT
DE L'ICHTYOFAUNE DES MANGROVES**

TABLE DES MATIÈRES

PREMIÈRE PARTIE : STRUCTURE SPATIALE	129
1.- INTRODUCTION	131
2.- MATERIEL ET METHODES	131
3.- RESULTATS	133
4.- DISCUSSION	145
5.- CONCLUSIONS.....	147
DEUXIÈME PARTIE : STRUCTURE TEMPORELLE	149
1.- INTRODUCTION	151
2.- MATERIEL ET METHODES	151
3.- RESULTATS	153
4.- DISCUSSION	166
5.- CONCLUSIONS.....	168
TROISIÈME PARTIE : RELATIONS ENTRE L'ICHTYOFAUNE ET LES FACTEURS DU MILIEU	171
1.- INTRODUCTION	173
2.- RELATIONS ENTRE CARACTERISTIQUES MORPHOLOGIQUES DES MANGROVES ET PEUPELEMENTS DE POISSONS	173
3.- RELATIONS ENTRE PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES ET FACTEURS DU MILIEU	177
4.- CONCLUSIONS.....	185
QUATRIÈME PARTIE : STRUCTURE TROPHIQUE	187
1.- INTRODUCTION	189
2.- MATERIEL ET METHODES	190
3.- RESULTATS	192
4.- DISCUSSION	211
5.- CONCLUSIONS.....	219

Cinquième chapitre : 1ère partie

STRUCTURE SPATIALE

TABLE DES MATIERES

1.- INTRODUCTION	131
2.- MATERIEL ET METHODES	131
2.1.- STRUCTURE SPATIALE.....	131
2.1.1.- Choix de l'analyse multivariée	132
2.1.2.- Traitement des données.....	132
2.2.- COMPARAISON DE L'ICHTYOFAUNE DE BOURAKE ET DE LA OUENGI.....	132
3.- RESULTATS	133
3.1.- ETUDE DES CAPTURES DES FILETS MAILLANTS (CAMPAGNE "PROSPECTION").....	133
3.1.1.- Projection des stations	133
3.1.2.- Projection des espèces	136
3.1.3.- Interprétation des axes factoriels.....	136
3.2.- ETUDE DES EMPOISONNEMENTS A LA ROTENONE (CAMPAGNE "PROSPECTION")	137
3.2.1.- Projection des stations	137
3.2.2.- Projection des espèces	137
3.2.3.- Interprétation des axes factoriels.....	139
3.3.- STRUCTURE SPATIALE DES PEUPEMENTS DE POISSONS DE MANGROVE.....	140
3.4.- COMPARAISON DE L'ICHTYOFAUNE DE BOURAKE ET DE LA OUENGI.....	141
4.- DISCUSSION	145
4.1.- ORGANISATION SPATIALE DES PEUPEMENTS ICHTYOLOGIQUES DE MANGROVE	145
4.1.1.- Envasement et nature du substrat	145
4.1.2.- Salinité	146
4.1.3.- Autres facteurs du milieu	146
4.2.- LIENS ENTRE STRUCTURE SPATIALE ET FONCTIONNEMENT DES COMMUNAUTES	146
5.- CONCLUSIONS.....	147

1.- INTRODUCTION

Dans les Caraïbes, des mangroves de caractéristiques physico-chimiques différentes abritent des peuplements ichtyologiques distincts, traduisant ainsi l'influence du milieu sur les communautés de poissons (AUSTIN & AUSTIN, 1971a; PHILLIPS, 1981; LOUIS & LASSERRE, 1982; GONZALEZ-SANSON & AGUILAR-BETANCOURT, 1983; LOUIS, 1983; LOUIS *et al.*, 1985; STONER, 1986). Les études concernant la structure spatiale de l'ichtyofaune des mangroves de l'Indo-Pacifique sont peu nombreuses et présentent des conclusions diverses selon les auteurs. Pour QUINN & KOJIS (1985), deux communautés de poissons échantillonnées, l'une dans un estuaire avec de forts apports d'eau douce, l'autre à proximité de formations coralliennes, ne sont pas sensiblement différentes, les espèces dominantes les prises étant identiques. L'influence des habitats voisins et de la nature du substrat sur la composition des peuplements apparaît pourtant dans les comptages en plongée de BIRKELAND & AMESBURY (1987) et de JAMES *et al.* (1988). Des travaux récents (ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990; BLABER & MILTON, 1990) confirment qu'il existe des variations spatiales des communautés de poissons dans les mangroves de la région indo-pacifique.

Au cours de ce chapitre, les structures spatiales des peuplements ichtyologiques des mangroves de Nouvelle-Calédonie sont décrites et les principaux facteurs responsables de ces structures sont identifiés. Dans un premier temps, les échantillonnages de poissons réalisés dans des mangroves réparties le long du lagon sud-ouest (campagne "Prospection") sont analysés afin d'extraire et d'expliquer les principales tendances de leur organisation spatiale. L'analyse est alors précisée par l'observation des communautés ichtyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi, qui ont pu être caractérisées finement grâce au suivi temporel de leurs peuplements (campagne "Saint-Vincent"). Dans cette analyse, seules les variations spatiales sont abordées, la composante temporelle de la variabilité des communautés fait l'objet d'une étude particulière dans le chapitre suivant (cf. Chapitre V *2ème partie*).

2.- MATERIEL ET METHODES

2.1.- STRUCTURE SPATIALE

Les prélèvements réalisés dans le cadre de la campagne "Prospection" concernent la plus grande partie des mangroves du littoral du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (cf. Chapitre III § 2.1.). Un nombre élevé de stations a été échantillonné au cours de cette campagne, les engins de pêche et leur utilisation étant identiques quels que soient le site et la date du prélèvement. L'influence du facteur temps a été considérée comme négligeable par rapport aux variations spatiales, ce qui a pu être confirmé par la suite (cf. Chapitre V

2^{ème} partie). Les captures, ramenées à l'unité d'effort (pose de filets maillants ou empoisonnement à la roténone), ont été soumises à des ordinations en espace réduit.

2.1.1.- Choix de l'analyse multivariée

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) est habituellement utilisée pour traiter des données provenant de tableaux dits de contingence. Dans la mesure où les données sont dimensionnellement homogènes, ce type d'analyse multivariée peut s'appliquer à d'autres tableaux de données, dont des matrices espèces / échantillons (BENZECRI *et al.*, 1973; LEGENDRE & LEGENDRE, 1979). Entre autres études, l'analyse factorielle des correspondances a été appliquée avec succès à des peuplements de petits poissons pélagiques de Nouvelle-Calédonie et a permis la description de leur structure spatiale et de leurs relations avec les facteurs du milieu (CONAND, 1987).

Cette technique, dont la théorie, les diverses étapes de calcul matriciel et la métrique du χ^2 sont décrits par BENZECRI *et al.* (1973) ou encore ESCOPIER & PAGES (1988), présente certains avantages. D'une part, le centrage et la réduction des valeurs sur les lignes et les colonnes de la matrice de données permet d'éliminer en grande partie l'effet de taille, c'est-à-dire les différences d'effectifs entre les espèces rares et les espèces très abondantes (CHARDY *et al.*, 1976; DOMAIN, 1980). D'autre part, l'AFC autorise la projection simultanée des variables et des observations.

2.1.2.- Traitement des données

Les données brutes utilisées au cours de l'analyse des structures spatiales des peuplements ichtyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie proviennent des récoltes réalisées au cours de la campagne "Prospection". Deux types de techniques de pêche ont été utilisés : les filets maillants et les empoisonnements à la roténone. Les récoltes de chaque méthode de prélèvement ont été regroupées formant ainsi deux matrices espèces/échantillons. Pour faciliter leur traitement, la taille de ces matrices a été réduite. Les espèces capturées de façon accidentelle (occurrence inférieure à 2 pour les empoisonnements, inférieure à 5 pour les pêches au filets maillants) et les stations présentant moins de 5 espèces ont été exclues des analyses. De même, les espèces et les stations non corrélées (valeur critique de r pour $\alpha = 0,05$) n'ont pas été prises en compte. Cette filtration des données permet de réduire leur hétérogénéité ainsi que les dimensions des hyper-nuages de points. L'extraction de variance par les axes factoriels et les mesures des pertes d'inertie sont alors plus faciles.

2.2.- COMPARAISON DE L'ICHTYOFAUNE DE BOURAKE ET DE LA OUENGI

Les mangroves de Bouraké et de la Ouengi ont été soumises au cours de la campagne "Saint-Vincent" à un échantillonnage intensif, toutes les quatre semaines pendant 12 mois à l'aide de filets maillants et de capéchades (cf. Chapitre III § 2.1.). Les captures ainsi obtenues à Bouraké et à la Ouengi ont été confrontées afin d'étudier plus finement l'effet du facteur spatial sur la composition des peuplements de poissons de mangrove et d'identifier ses conséquences sur le fonctionnement des communautés ichtyologiques.

Les peuplements ichtyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouengi, présentés dans le chapitre IV, ont été comparés. Les prises ont été cumulées quels que soient l'engin de pêche et la date de récolte afin d'intégrer le facteur temps. Lorsque l'effectif total et/ou le poids moyen des espèces communes aux deux stations étaient très différents (facteur empiriquement fixé à 5 pour l'effectif et à 2 pour le poids moyen) et que la taille de l'échantillon était suffisante pour envisager une analyse statistique, les moyennes par site ont été

comparées. Selon l'homogénéité des variances (test F_{\max} de Hartley), des tests t de Student (SOKAL & ROHLF, 1981) ou des tests w de Wilcoxon-Mann-Whitney (SIEGEL & CASTELLAN, 1988) ont été employés.

3.- RESULTATS

3.1.- ETUDE DES CAPTURES DES FILETS MAILLANTS (CAMPAGNE "PROSPECTION")

Au cours de la campagne "Prospection", 68 poses de filets maillants ont été réalisées, permettant le recensement de 126 espèces de poissons et la capture de 7 470 individus pour un poids de 801,8 kg. Après réduction de la taille de la matrice de données (cf. § 2.1.2.), une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été appliquée à un tableau d'abondance d'espèces prenant en compte 40 sites et 47 espèces. Ces espèces représentent 59,3% de l'effectif et 55,7% du poids total des captures. Les valeurs propres extraites et les pourcentages d'inertie correspondant aux trois premiers axes factoriels sont :

- axe I : valeur propre = 0,624 - inertie associée = 16,6%
- axe II : valeur propre = 0,445 - inertie associée = 11,8%
- axe III : valeur propre = 0,319 - inertie associée = 8,5%

Les trois premiers axes factoriels représentent 36,9% de l'inertie des pêches aux filets maillants réalisées dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

La projection simultanée des stations et des espèces sur le plan factoriel formé des deux premiers axes (fig. 30) est caractérisée par la disposition cunéiforme des points qui se succèdent le long d'un arc de cercle. Cette structure typique, connue sous le nom d'effet Guttman, traduit la non-indépendance des deux axes factoriels, un facteur du milieu expliquant la plus grande part de l'inertie des données. L'observation des contributions absolues des stations et des espèces aux deux premiers axes factoriels (tab. 33) et des contributions relatives des axes aux stations et aux espèces (tab. 34) confirme la redondance de l'information apportée par l'axe II par rapport à l'axe I.

3.1.1.- Projection des stations

Sur le plan formé par les deux premiers axes factoriels, les stations situées aux extrémités de l'effet Guttman s'opposent (fig. 30). Des sites caractérisés par la proximité de formations coralliennes se projettent sur la partie positive de l'axe I (Prony, Le Prédour), alors que des stations de fond de baie envasée (Taa, Déama, Téremba) correspondent à des coordonnées négatives sur cet axe. Entre ces deux pôles, des stations intermédiaires forment un ensemble de points peu différenciés. La représentation du plan factoriel défini par les axes I et III (fig. 30) confirme l'existence des deux principaux groupes de stations définis sur le plan I/II. Les stations "intermédiaires" s'ordonnent sur l'axe III ce qui permet d'isoler deux sous-ensembles : d'une part, les estuaires de la Tamoia et de la Ouenghi et d'autre part, les stations de Bouraké, éloignées de toute arrivée d'eau douce (fig. 30).

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

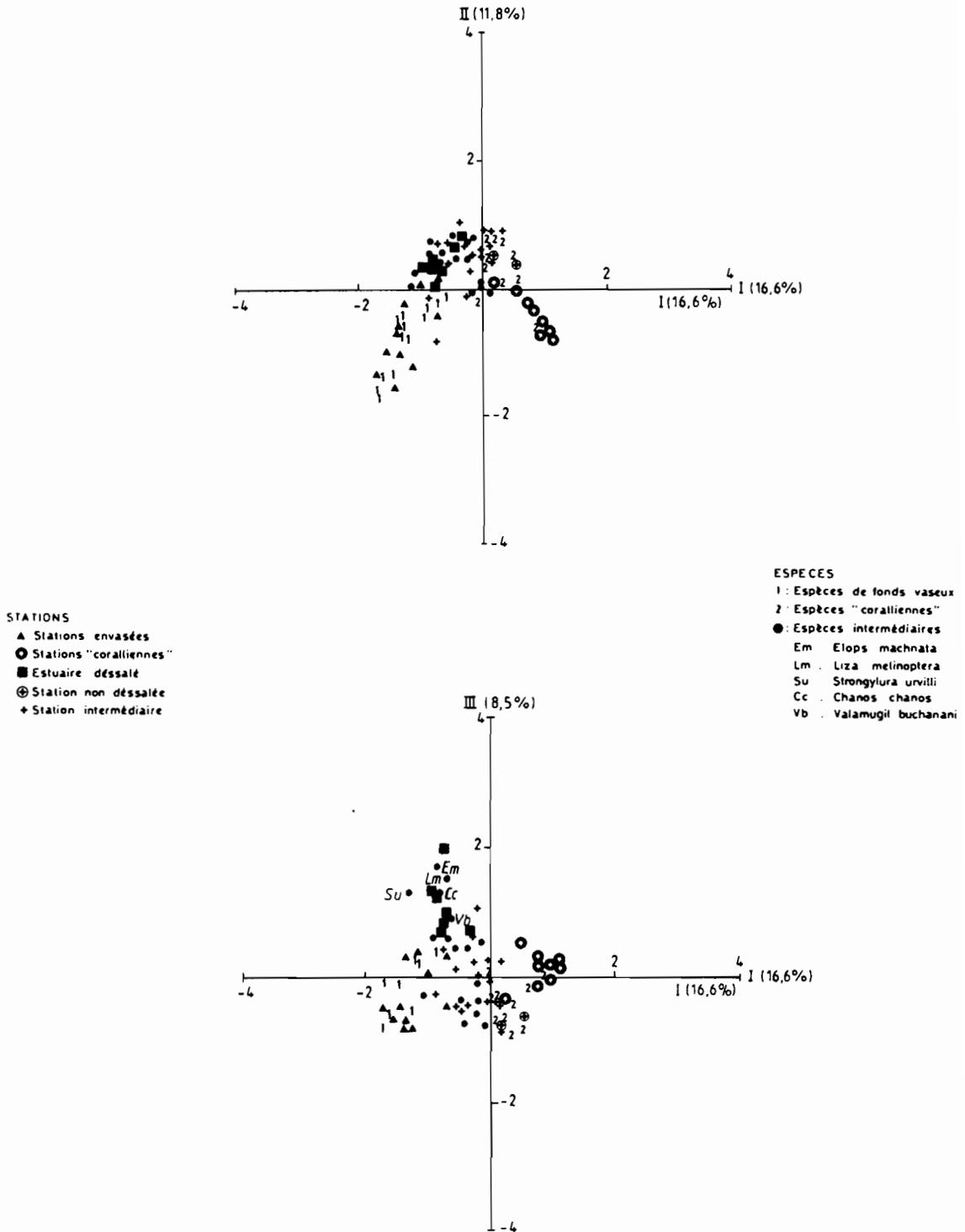


Figure 30.- Analyse factorielle des correspondances des captures des filets maillants (campagne "Prospection").

STRUCTURE SPATIALE

Tableau 33.- Structure spatiale des captures des filets maillants (campagne "Prospection") : contributions absolues des stations et des espèces aux axes factoriels de l'AFC (seules les contributions supérieures à 5% sont mentionnées).

Les stations (V = fond de baie envasée, RC = récif, E = estuaire, S = non dessalé) et les espèces associées aux fonds récifaux (RC) et aux fonds vaseux (V) identifiées sur la figure 30 sont indiquées.

Axe I		Axe II		Axe III	
Station	%	Station	%	Station	%
Quernel 44 RC	9,52	Téremba 48 V	10,73	Tamoa 63 E	22,79
Téremba 48 V	6,52	Ouano 55	10,36	Bouraké 27 S	11,06
Tamoa 62 V	6,45	Téremba 50	8,27	Téremba 50	9,91
Puen 30 RC	6,37	Taa 68 V	6,80	Ouano 56 S	5,32
Ouenghi 39 V	6,21	Quernel 44 RC	6,45	Téremba 47 V	5,18
Ouano 58 RC	6,13	Tamoa 62 V	5,52	Bouraké 28 S	5,09
Lebris 52 RC	5,94	Ouenghi 39 V	5,40		
Téremba 47 V	5,79	Lebris 52 RC	5,15		
Ouano 57 RC	5,79				
Lebris 51 RC	5,25				
Téremba 49 V	5,11				
Espèce	%	Espèce	%	Espèce	%
<i>Gerres ovatus</i> RC	41,89	<i>Gerres ovatus</i> RC	22,26	<i>Liza melinoptera</i>	26,40
<i>Leiognathus equulus</i> V	14,09	<i>Leiognathus equulus</i> V	16,73	<i>Siganus lineatus</i> RC	13,86
<i>Anodontostoma chacunda</i>	12,60	<i>Siganus lineatus</i> RC	16,18	<i>Liza macrolepis</i>	11,35
<i>Valamugil engeli</i> V	5,39	<i>Liza macrolepis</i>	9,37	<i>Anodontostoma chacunda</i>	9,99
		<i>Valamugil engeli</i> V	7,47	<i>Siganus canaliculatus</i> RC	6,03

Tableau 34.- Structure spatiale des captures des filets maillants (campagne "Prospection") : dix plus fortes contributions relatives des axes factoriels aux stations et aux espèces.

Les stations (V = fond de baie envasée, RC = récif, E = estuaire, S = non dessalé) et les espèces associées aux fonds récifaux (RC) et aux fonds vaseux (V) identifiées sur la figure 30 sont indiquées.

Axe I		Axe II		Axe III	
Station	%	Station	%	Station	%
Ouano 57 RC	63,15	Ouano 55	48,35	Tamoa 63 E	44,69
Quernel 44 RC	63,01	Lebris 52 RC	32,11	Bouraké 37 S	32,04
Ouano 58 RC	62,76	Téremba 48 V	30,65	LePrédour 30 RC	26,51
Puen 30 RC	62,30	Quernel 44 RC	30,46	Quernel 41 S	24,11
Lebris 51 RC	62,29	Puen 30 RC	28,81	Ouenghi 34 E	23,83
Lebris 52 RC	51,95	Quernel 41 S	26,39	Tamoa 64 E	22,60
Déama 3 V	32,88	Téremba 50	22,95	Téremba 50	19,76
Téremba 47 V	28,69	Lebris 51 RC	21,16	Bouraké 28 S	15,75
Téremba 49 V	26,96	Taa 68 V	18,77	Ouano 56 S	14,33
Tamoa 60 V	26,47	Ouano 56 S	17,12	Tamoa 61	13,93
Espèce	%	Espèce	%	Espèce	%
<i>Gerres ovatus</i> RC	70,10	<i>Siganus lineatus</i> RC	38,76	<i>Liza melinoptera</i>	41,11
<i>Anodontostoma chacunda</i>	34,06	<i>Gerres ovatus</i> RC	26,56	<i>Elops machnata</i>	32,60
<i>Leiognathus equulus</i> V	30,71	<i>Leiognathus equulus</i> V	26,00	<i>Siganus lineatus</i>	23,85
<i>Pomadasys argenteus</i> V	16,34	<i>Liza macrolepis</i>	25,70	<i>Liza macrolepis</i>	22,36
<i>Megalops cyprinoides</i>	16,22	<i>Lethrinus harak</i> RC	22,79	<i>Siganus canaliculatus</i>	17,40
<i>Sillago sihama</i> V	16,17	<i>Mugil cephalus</i>	21,72	<i>Parupeneus indicus</i>	15,33
<i>Valamugil engeli</i> V	14,74	<i>Valamugil engeli</i> V	14,57	<i>Anodontostoma chacunda</i>	13,84
<i>Leiognathus splendens</i> V	14,73	<i>Therapon jarbua</i>	14,01	<i>Monodactylus argenteus</i>	13,48
<i>Sardinella fijiensis</i> V	14,55	<i>Acanthopagrus berda</i>	13,73	<i>Chanos chanos</i>	12,38
<i>Strongylura urvilli</i> V	12,45	<i>Leiognathus splendens</i> V	12,51	<i>Strongylura urvilli</i>	12,49

3.1.2.- Projection des espèces

Le continuum décrit par l'effet Guttman est particulièrement évident lors de la projection des espèces sur les différents plans factoriels, aucune structure simple n'apparaissant clairement (fig. 30). Toutefois, deux groupes taxonomiques peuvent être associés d'une part aux stations envasées (*Leiognathidae*, *Gerreidae*) et d'autre part aux stations coralliennes (*Lutjanidae*, *Lethrinidae*, *Siganidae*), entre lesquelles se succèdent des espèces intermédiaires (fig. 30). Ces espèces caractéristiques sont :

- dans les mangroves de fond de baie envasée : *Caranx ignobilis* (juvéniles), *Caranx papuensis* (juvéniles), *Gazza minuta*, *Gerres filamentosus*, *Leiognathus equulus*, *Leiognathus splendens*, *Pomadasys argenteus*, *Sardinella fijiensis*, *Sillago sihama*, *Strongylura urvilli*, *Upeneus vittatus* et *Valamugil engeli*;
- dans les mangroves à proximité de formations coralliennes *sensu lato* : *Gerres ovatus*, *Lethrinus harak*, *Lethrinus nebulosus*, *Lutjanus fulviflammus*, *Lutjanus russelli*, *Parupeneus indicus*, *Siganus canaliculatus*, *Sillago ciliata* et *Sphyraena barracuda*.

Ces descripteurs figurent généralement parmi les plus fortes contributions relatives de l'axe I aux espèces, ce qui traduit la qualité de leur représentation sur cet axe (tab. 34).

3.1.3.- Interprétation des axes factoriels

La projection simultanée des stations et des espèces sur les différents axes factoriels, se traduisant par la formation d'un effet Guttman, révèle l'importance prépondérante d'un facteur du milieu : le substrat. En effet, les deux principaux groupes de stations et leurs espèces associées s'opposent sur l'axe I, avec d'une part des stations "coralliennes" et d'autre part des mangroves de fonds de baies envasées (fig. 30). L'axe I peut donc être défini comme un gradient d'envasement. Sur l'axe III, des stations estuariennes ont pu être distinguées de stations peu dessalées, indiquant ainsi le rôle de la salinité (fig. 30). La projection sur le même plan factoriel d'espèces pouvant fréquenter des milieux fortement dessalés (*Liza melinoptera*, *Elops machnata*, *Chanos chanos*, *Strongylura urvilli* et *Valamugil buchmanii*) à proximité de projections d'estuaires (Ouenghi, Tamoia) semble le confirmer (fig. 30).

Les mangroves de fonds de baies envasées et les formations proches de récifs coralliens identifiées sur la figure 30 participent activement à la détermination de la position des axes I et II. Chaque site intervient modestement (au plus 10%) mais ils représentent une contribution absolue globale de 69% (84% en considérant toutes les stations appartenant à ces deux groupes) pour l'axe I et de 40% (55,5%) pour l'axe II (tab. 33). Malgré la surdispersion des données et l'importance de *Gerres ovatus* (présente dans plus de 75% des prélèvements), ce phénomène est confirmé par les contributions absolues des espèces aux deux premiers axes factoriels. Ces espèces appartiennent aux groupes définis dans la figure 30, exceptées *Anodontostoma chacunda* et *Liza macrolepis* (tab. 33). De même, les contributions relatives des axes I et II aux stations et aux espèces sont élevées (tab. 34), ce qui traduit la qualité de la représentation des descripteurs et des objets dans ce plan factoriel. Les axes I et II matérialisent l'importance du substrat sous la forme d'un gradient d'envasement. L'observation des contributions absolues des stations à l'axe III et l'examen des contributions relatives de cet axe aux stations permettent de valider l'interprétation écologique de la nature de cet axe factoriel qui représente un gradient de salinité.

3.2.- ETUDE DES EMPOISONNEMENTS A LA ROTENONE (CAMPAGNE "PROSPECTION")

Les 10 empoisonnements à la rotenone effectués au cours de la campagne "Prospection" ont permis de récolter 115 espèces de poissons (5 013 individus pour un poids de 47,1 kg). Après avoir éliminé les espèces présentes sur un seul site et une espèce non corrélée *Sphyraena forsteri* ($\alpha > 0,05$), 48 espèces ont été retenues pour l'analyse. Elles représentent 41,7% de la richesse spécifique, 87,5% de l'effectif et 86,6% du poids des prises. Leur abondance par site a été soumise à une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC).

Les valeurs propres et les pourcentages d'inertie associées aux trois premiers axes extraits par l'AFC sont les suivants :

- axe I : valeur propre = 0,911 - inertie associée = 31,0%
- axe II : valeur propre = 0,741 - inertie associée = 25,2%
- axe III : valeur propre = 0,312 - inertie associée = 10,6%

Les trois premiers axes factoriels représentent 66,8% de l'inertie des empoisonnements à la rotenone réalisés dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

L'inertie extraite par les trois premiers axes factoriels est importante (66,8%). Elle est nettement supérieure à celle de l'AFC effectuée sur les prises réalisées à l'aide des filets maillants (36,9%). La représentation des stations et des espèces sur les différents plans factoriels ne fait pas apparaître d'effet Guttman (fig. 31). Les principales observations et l'interprétation des différents axes présentent néanmoins de fortes similitudes avec l'analyse précédente.

3.2.1.- Projection des stations

Sur l'axe I, les stations caractérisées par la proximité de substrats coralliens (Prony 3, Prony 4 et Gadji) se distinguent et s'opposent aux stations envasées (Déama 1 et Téremba 6). Entre ces deux ensembles, les stations se disposent le long de la partie positive de l'axe II. Au sommet de cette structure se projettent trois mangroves de superficies élevées : "Taa 10", "Lebris 8" et "Bouraké 5" (fig. 31). Sur l'axe III, une station de la baie de Prony (Prony 2), située à l'arrivée d'une rivière et distante de toute formation corallienne, est très nettement anti-corrélée à la station de Bouraké où aucune dessalure n'est observée (fig. 31).

3.2.2.- Projection des espèces

L'interprétation de la projection des espèces sur les plans factoriels est délicate du fait de la proximité des nombreux points. Un groupe d'espèces peut toutefois être individualisé sur le premier plan factoriel (fig. 31). Ces espèces sont associées aux mangroves envasées, principalement la station "Déama 5". Certaines sont caractéristiques de ce type de substrat : *Ambassis myops*, *Apogon hyalosoma*, *Butis amboinensis*, *Scatophagus argus* et *Thryssina baelama*, d'autres sont particulièrement abondantes dans les mangroves fortement envasées mais fréquentent également d'autres types d'habitats : *Arothron manillensis*, *Epinephelus caeruleopunctatus*, *Epinephelus malabaricus*, *Gymnothorax undulatus*, *Lutjanus argentimaculatus*, *Lutjanus fulvus*, *Lutjanus russelli* et *Monodactylus argenteus*. Ces espèces se regroupent également lors de leur projection sur le plan I/III, à l'exception de *L. fulvus* et de *M. argenteus* présentant des ordonnées fortement négatives, ce qui les place à la limite de cet ensemble spécifique (fig. 31).

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

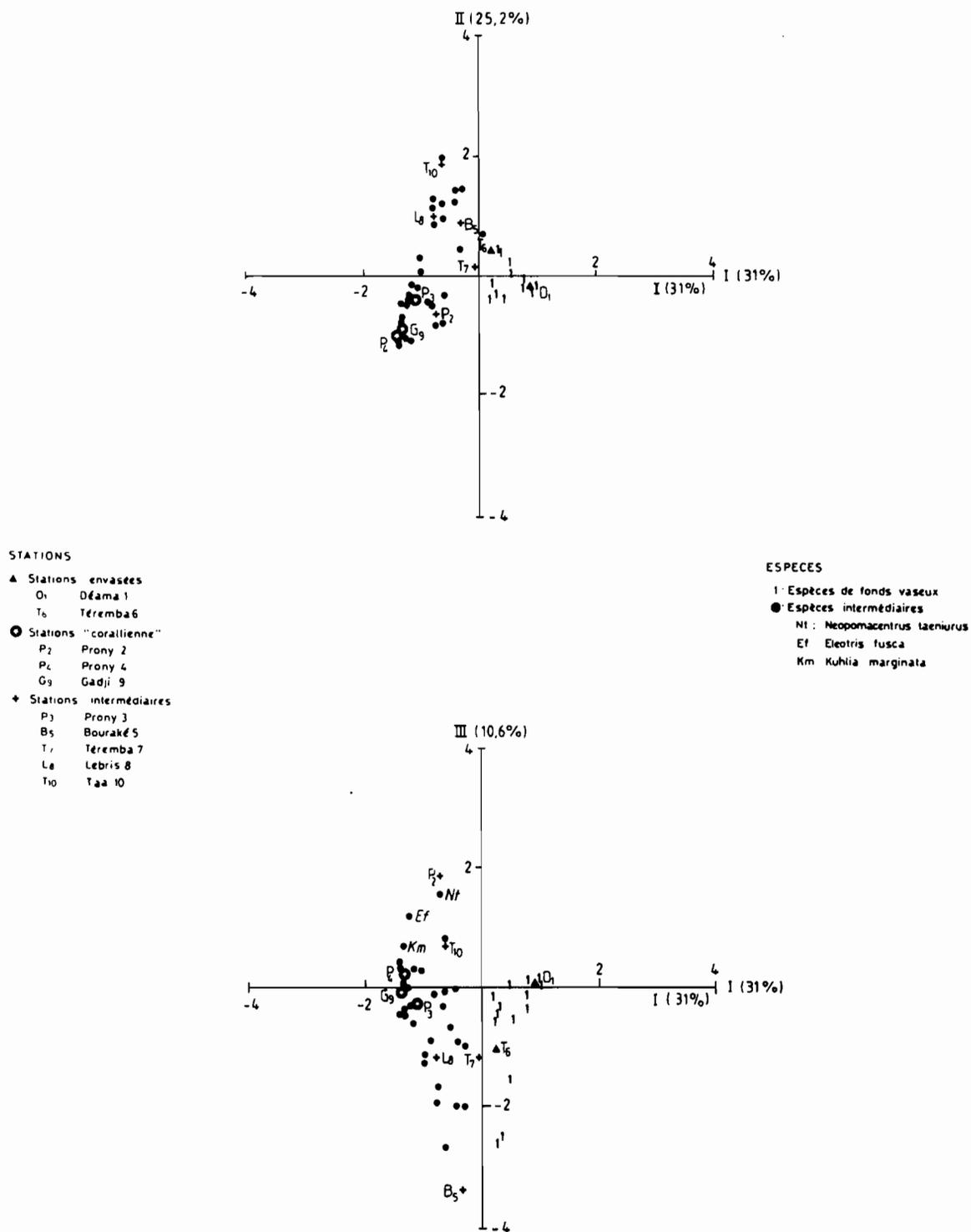


Figure 31.- Analyse factorielle des correspondances des empoisonnements à la roténone (campagne "Prospection").

STRUCTURE SPATIALE

3.2.3.- Interprétation des axes factoriels

La disposition sur l'axe I de zones proches de formations coralliennes d'une part et de mangroves de fonds de baies envasées d'autre part, permet de définir cet axe comme un gradient d'envasement (fig. 31). La succession le long du deuxième axe factoriel de sites présentant des surfaces de mangrove de moins en moins importantes laisse supposer que cet axe traduit l'importance des formations végétales (fig. 31). Le troisième axe représenterait les apports d'eau douce. La présence de *Neopomacentrus taeniurus*, d'*Eleotris fusca* et de *Kuhlia marginata*, qui peuvent être récoltées en eau douce, au pôle de dessalure semble le confirmer (fig. 31). L'observation des projections des espèces sur les différents plans factoriels fait apparaître un groupe d'espèces associées aux substrats envasés, confirmant l'importance de ce facteur matérialisé sur l'axe I. En ce qui concerne les deux autres axes factoriels, aucun ensemble homogène d'espèces caractéristiques n'a pu être individualisé. Les contributions absolues des stations et des espèces aux axes (tab. 35) et les contributions relatives des axes aux stations et aux espèces (tab. 36) valident la définition du premier axe factoriel représentant l'envasement du substrat.

Tableau 35.- Structure spatiale des empoisonnements à la roténone (campagne "Prospection") : contributions absolues des stations et des espèces aux axes factoriels de l'AFC (seules les contributions supérieures à 1% sont mentionnées).

Les stations (V = fond de baie envasée, RC = récif) et les espèces associées aux fonds vaseux (V) identifiées sur la figure 31 sont indiquées.

Axe I		Axe II		Axe III	
Station	%	Station	%	Station	%
Déama 1 V	43,22	Taa 10	57,64	Lebris 8	32,47
Prony 4 RC	29,86	Prony 4	19,73	Bouraké 5	22,01
Gadji 9 RC	12,52	Lebris 8	9,57	Taa 10	19,47
Taa 10	5,50	Gadji 9 RC	7,57	Téremba 6 V	13,31
Lebris 8	4,84	Déama 1 V	2,99	Prony 2	5,97
Prony 3 RC	3,45			Prony 4 RC	2,69
				Téremba 7	2,59
Espèce	%	Espèce	%	Espèce	%
<i>Ambassis myops</i> V	34,51	<i>Leiognathus equulus</i>	40,96	<i>Siganus lineatus</i>	16,53
<i>Atherinomorus lacunosus</i>	31,91	<i>Atherinomorus lacunosus</i>	20,23	<i>Leiognathus equulus</i>	16,52
<i>Thryssina baelama</i> V	7,19	<i>Apogon lateralis</i>	16,65	<i>Gerres ovatus</i>	16,27
<i>Leiognathus equulus</i>	3,76	<i>Liza macrolepis</i>	3,48	<i>Sillago sihama</i>	7,42
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	3,18	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	2,55	<i>Fusigobius</i> spp.	7,00
<i>Liza melinoptera</i>	2,27	<i>Ambassis myops</i> V	2,47	<i>Neopomacentrus taeniurus</i>	6,52
<i>Arothron manillensis</i> V	2,01	<i>Gerres ovatus</i>	1,72	<i>Lutjanus fulviflammus</i>	6,16
<i>Siganus canaliculatus</i>	1,85	<i>Gerres filamentosus</i>	1,22	<i>Monodactylus argenteus</i> V	6,09
<i>Apogon lateralis</i>	1,74	<i>Fusigobius</i> spp.	1,06	<i>Leiognathus fasciatus</i>	1,64
<i>Stolephorus indicus</i>	1,45	<i>Therapon jarbua</i>	1,02	<i>Scatophagus argus</i> V	1,45
<i>Yongeichthys nebulosus</i>	1,22			<i>Liza macrolepis</i>	1,32
<i>Gerres ovatus</i>	1,21			<i>Sphyraena barracuda</i>	1,23
<i>Kuhlia marginata</i>	1,11			<i>Gerres filamentosus</i>	1,16
				<i>Saurida gracilis</i>	1,12
				<i>Lutjanus russelli</i> V	1,07

Tableau 36.- Structure spatiale des empoisonnements à la roténone (campagne "Prospection") : dix plus fortes contributions relatives (en pourcent) des axes factoriels aux stations et aux espèces.

Les stations (V = fond de baie envasée, RC = récif) et les espèces associées aux fonds vaseux (V) identifiées sur la figure 31 sont indiquées.

Axe I		Axe II		Axe III	
Station	%	Station	%	Station	%
Déama 1 V	93,11	Taa 10	77,94	Bouraké 5	34,58
Prony 4 RC	54,27	Prony 4 RC	29,19	Lebris 8	32,98
Prony 3 RC	41,68	Lebris 8	23,10	Téremba 6 V	20,26
Gadji 9 RC	33,62	Gadji 9 RC	16,55	Téremba 7	11,91
Lebris 8	14,37	Prony 3 RC	5,78	Taa 10	11,08
Taa 10	9,14	Déama 1 V	5,24	Prony 2	6,74
Prony 2	1,04	Téremba 6 V	3,32	Prony 3 RC	2,33
Téremba 6 V	0,95	Bouraké 5	2,43	Prony 4 RC	1,67
Bouraké 5	0,31	Prony 2	0,86	Déama 1 V	0,53
Téremba 7	0,05	Téremba 7	0,21	Gadji 9 RC	0,17
Espèce	%	Espèce	%	Espèce	%
<i>Ambassis myops</i> V	93,45	<i>Apogon lateralis</i>	81,55	<i>Siganus lineatus</i>	59,98
<i>Thryssina baelama</i> V	87,84	<i>Liza macrolepis</i>	77,10	<i>Caranx papuensis</i>	51,49
<i>Atherinomorus lacunosus</i>	64,31	<i>Leiognathus equulus</i>	76,45	<i>Lutjanus fulviflammus</i>	49,53
<i>Parupeneus indicus</i>	56,08	<i>Therapon jarbua</i>	60,64	<i>Gerres ovatus</i>	47,11
<i>Liza melinoptera</i>	52,20	<i>Atherinomorus lacunosus</i>	33,18	<i>Lutjanus russelli</i> V	35,17
<i>Yongeichthys nebulosus</i>	48,28	<i>Gerres filamentosus</i>	26,67	<i>Fusigobius</i> spp.	33,54
<i>Acanthurus dussumieri</i>	42,26	<i>Mulloides flavolineatus</i>	24,37	<i>Scatophagus argus</i> V	32,87
<i>Epinephelus coioides</i>	42,26	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	23,59	<i>Leiognathus fasciatus</i>	29,71
<i>Mulloides flavolineatus</i>	39,83	<i>Epinephelus malabaricus</i> V	23,76	<i>Saurida gracilis</i>	28,78
<i>Arothron manillensis</i> V	37,20	<i>Kuhlia marginata</i>	21,02	<i>Monodactylus argenteus</i> V	26,63

Les stations "coralliennes" (Prony 3, Prony 4 et Gadji 9) et les stations envasées (Déama 1 et Téremba 6) participent pour plus de 89% à la construction du premier axe factoriel (tab. 35). Ces stations, à l'exception de "Téremba 6", sont bien représentées par cet axe (fortes contributions relatives, cf. tab. 36), ce qui confirme la nature du facteur du milieu associé à l'axe I : le substrat. La signification des autres axes factoriels est plus difficile à valider. En effet, les structures observées lors de la représentation des stations (en ce qui concerne les espèces le schéma reste beaucoup plus flou) ne sont pas justifiables au regard des différentes contributions absolues et relatives (tab. 35 et 36). Cela semble correspondre à des artefacts graphiques, amplifiés sans aucun doute par le nombre réduit de stations qui favorise l'extraction de la plus forte tendance en masquant des structures sous-jacentes. L'impact des surfaces de mangrove et de la salinité sur la composition des peuplements de poissons empoisonnés à la roténone ne peuvent objectivement être pris en compte. La nature du substrat est le facteur du milieu qui explique le mieux les variations qualitatives et quantitatives des empoisonnements à la roténone, avec une opposition marquée entre les sites coralliens et les fonds de baie envasée (axe I de l'AFC).

3.3.- STRUCTURE SPATIALE DES PEUPELEMENTS DE POISSONS DE MANGROVE

La synthèse des résultats de l'analyse des structures spatiales des communautés ichthyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, échantillonnées à l'aide de filets maillants ou de roténone au cours de la campagne "Prospection", permet d'identifier le principal facteur de distribution spatiale des espèces de poissons. L'importance de la nature du substrat, se manifestant au cours des AFC par un gradient d'envasement, est mise en évidence lors des deux traitements statistiques, 28,4% (filets maillants) à

31% (roténone) de l'inertie étant expliquée par ce facteur du milieu. L'effet de ce facteur sur la présence et la répartition des espèces de poissons est particulièrement sensible dans les mangroves proches de formations coralliennes qui se distinguent nettement des autres types de mangroves. Il est vraisemblable que le degré d'envasement matérialise tout un ensemble de paramètres du milieu : nature du substrat, remise en suspension des sédiments, composition des peuplements benthiques, disponibilité des ressources (habitat, aliments), etc.

L'effet de la dessalure sur l'organisation spatiale des peuplements ichtyologiques n'apparaît clairement que pour les espèces récoltées à l'aide des filets maillants. Identifié sur l'axe III de l'AFC, ce facteur représente 8,5% de l'inertie des données. Dans le cadre de l'analyse des captures de la roténone, un axe associé à la salinité représentant 10% de l'inertie a été identifiée mais son interprétation écologique n'a pu être validée. Les deux types d'engins employés au cours de la campagne "Prospection" permettent d'accéder à différentes composantes des communautés (cf. Chapitre IV). Les espèces récoltées à l'aide de filets maillants sont les plus mobiles. Elles sont donc aptes à réagir rapidement aux modifications du milieu, ce qui explique que l'influence de la salinité sur leur répartition apparaisse au cours de l'analyse.

Les résultats de l'étude de la variabilité spatiale des communautés de poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie sont remarquablement homogènes et mettent en évidence l'importance de la nature du substrat. Ce paramètre agit sur la distribution des espèces de poissons, quelle que soit la composante du peuplement accessible d'une part aux filets maillants, d'autre part aux empoisonnements à la roténone. Il convient toutefois de remarquer que les classements proposés dans les deux analyses multivariées (fig. 30 et 31) ne sont pas toujours en parfait accord. La définition restrictive de ces groupes est responsable de ce phénomène, un grand nombre d'objets et de descripteurs étant considérés "intermédiaires". En ce qui concerne les sites échantillonnés, les différences observées peuvent être directement liées à l'hétérogénéité de l'habitat. Certaines espèces fréquentent habituellement un habitat qui ne correspond pas au groupe affecté lors de l'AFC. C'est le cas des petits pélagiques, ce milieu n'existant pas dans la mangrove. De plus, certaines différences apparaissent entre les deux analyses. Parmi les 24 espèces communes aux 47 taxons considérés au cours de ces analyses, 18 espèces appartiennent à des groupements différents (espèces coralliennes ou vasicoles et espèces intermédiaires pour les filets maillants, espèces vasicoles et intermédiaires pour la roténone). Le plus souvent, ces espèces ne sont caractéristiques d'un type de substrat que dans l'une des deux AFC (12 espèces pour les filets maillants, 7 espèces pour la roténone). A l'inverse des filets maillants, les empoisonnements à la roténone récoltent principalement des individus de petite taille, dont de nombreux juvéniles. Il est probable que ces espèces, échantillonnées à des stades de développement différents, ne présentent pas les mêmes exigences vis-à-vis du milieu. Il est généralement admis que les juvéniles tolèrent d'importantes variations des facteurs du milieu, ce qui explique sans doute le nombre élevé d'espèces "intermédiaires" relevé au cours de l'analyse des empoisonnements à la roténone (73% des espèces). Une distribution spatiale hétérogène des juvéniles et des adultes est envisageable.

3.4.- COMPARAISON DE L'ICHTYOFAUNE DE BOURAKE ET DE LA OUENGI

Les captures de poissons dans les mangroves de Bouraké et de la Ouengi, effectuées dans le cadre de la campagne "Saint-Vincent", ont été analysées en détail dans le chapitre précédent (cf. Chapitre IV). La comparaison des captures réalisées à Bouraké (104 espèces) et à la Ouengi (94 espèces) permet d'identifier 58 espèces communes aux deux stations (tab. 37).

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 37.- Répartition des espèces recensées dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi.

NO : espèce dont l'effectif de la Ouenghi est au moins 5 fois supérieur à celui de Bouraké, NB : idem pour Bouraké.

WO : espèce dont le poids moyen de la Ouenghi est au moins 2 fois supérieur à celui de Bouraké, WB : idem pour Bouraké.

Les espèces présentes en effectif suffisamment fréquentes pour tester l'égalité des moyennes (tab. 38) sont précédées du symbole *.

BOURAKE	BOURAKE et OUENGHI	OUENGHI
<i>Carcharinus melanopterus</i>	<i>Dasyatis kuhlii</i> WO	<i>Carcharinus leucas</i>
<i>Gymnothorax undulatus</i>	<i>Elops machnata</i> NO	<i>Siderea picta</i>
<i>Spratelloides delicatulus</i>	<i>Megalops cyprinoides</i> NO WB	<i>Anguilla mossambica</i>
<i>Spratelloides gracilis</i>	<i>Thyrsoidea macrura</i> NO	<i>Stolephorus devisi</i>
<i>Saurida gracilis</i>	<i>Anodontostoma chacunda</i> NO WO	<i>Stolephorus heterolobus</i>
<i>Antennarius maculatus</i>	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i> NB	<i>Stolephorus indicus</i>
<i>Neoniphon sammara</i>	<i>Sardinella fijiensis</i> NO WO	<i>Stolephorus</i> spp.
<i>Sargocentron rubrum</i>	<i>Stolephorus waitei</i>	<i>Antennarius commersoni</i>
<i>Hippocampus</i> sp.	<i>Thryssina baelama</i>	<i>Hemirhamphus far</i>
<i>Suggrundus staigeri</i>	<i>Chirocentrus dorab</i>	<i>Zenarchopterus dispar</i>
<i>Epinephelus lanceolatus</i>	<i>Chanos chanos</i> NO	<i>Strongylura urvilli</i>
<i>Epinephelus microdon</i>	<i>Saurida nebulosa</i> WO	<i>Doryramphus excisus</i>
<i>Epinephelus</i> sp.	<i>Hyporhamphus dussumieri</i> WB	<i>Ambassis interruptus</i>
<i>Epinephelus</i> sp. aff. <i>tauvina</i>	<i>Strongylura leiura</i>	<i>Kuhlia rupestris</i>
<i>Epinephelus tauvina</i>	<i>Tylosurus crocodilus</i>	<i>Apogon gilberti</i>
<i>Therapon jarbua</i>	<i>Atherinomorus endrachtensis</i>	<i>Foa</i> sp.
<i>Apogon fragilis</i>	<i>Atherinomorus lacunosus</i> NB	<i>Carangoides</i> spp.
<i>Apogon guamensis</i>	* <i>Ambassis myops</i> NO	<i>Gnathanodon speciosus</i>
<i>Apogon leptacanthus</i>	<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> WB	<i>Leiognathus leuciscus</i>
<i>Apogon</i> sp. 1	<i>Epinephelus coioides</i> WO	<i>Secutor ruconius</i>
<i>Apogon</i> sp. 2	<i>Epinephelus malabaricus</i>	<i>Gerres acinaces</i>
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>	<i>Apogon hyalosoma</i> NO	<i>Gerres macrosoma</i>
<i>Pomadasys</i> sp.	<i>Apogon lateralis</i>	<i>Upeneus vittatus</i>
<i>Lethrinus lentjan</i>	<i>Sillago ciliata</i>	<i>Drepane punctata</i>
<i>Lethrinus nebulosus</i>	* <i>Sillago sihama</i> NO	<i>Platax orbicularis</i>
<i>Lethrinus olivaceus</i>	Carangidae indetremnés NO	<i>Neopomacentrus taeniurus</i>
<i>Lethrinus obsoletus</i>	<i>Caranx ignobilis</i>	<i>Liza</i> spp.
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	<i>Caranx melampygus</i>	<i>Sphyræna forsteri</i>
<i>Lethrinus</i> sp.	* <i>Caranx papuensis</i> NO WB	<i>Sphyræna putnamiae</i>
<i>Parupeneus dispilurus</i>	<i>Scomberoides tol</i> NO WO	<i>Polydactylus microstoma</i>
<i>Parupeneus indicus</i>	* <i>Gazza minuta</i> NO WB	<i>Butis amboinensis</i>
<i>Chaetodon auriga</i>	* <i>Leiognathus equulus</i> NO	<i>Oplopomus caninoides</i>
<i>Heniochus acuminatus</i>	* <i>Leiognathus fasciatus</i> NO WB	<i>Pleurosycia</i> sp.
<i>Liza vaiigiensis</i>	<i>Leiognathus splendens</i> NO	<i>Trichiurus lepturus</i>
<i>Scarus ghobban</i>	<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	<i>Arothron manillensis</i>
<i>Oreochromis mossambicus</i>	<i>Lutjanus fulviflammus</i>	<i>Canthigaster</i> sp.
<i>Exyrias puntang</i>	* <i>Lutjanus fulvus</i> WB	
<i>Yongeichthys nebulosus</i>	<i>Lutjanus russelli</i>	
<i>Acanthurus blochii</i>	<i>Gerres filamentosus</i>	
<i>Acanthurus mata</i>	* <i>Gerres ovatus</i> WB	
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	<i>Plectorhinchus gibbosus</i> WB	
<i>Bothus pantherinus</i>	<i>Plectorhinchus obscurus</i> NB	
<i>Pardachirus pavoninus</i>	* <i>Pomadasys argenteus</i> WB	
<i>Arothron hispidus</i>	* <i>Acanthopagrus berda</i> WB	
<i>Arothron</i> sp.	<i>Lethrinus harak</i> NB WO	
<i>Diodon hystrix</i>	<i>Upeneus tragula</i> NB WB	
	<i>Monodactylus argenteus</i>	

STRUCTURE SPATIALE

BOURAKE	BOURAKE et OUENGHI	OUENGHI
	<i>Scatophagus argus</i> NO <i>Liza macrolepis</i> <i>Liza melinoptera</i> <i>Mugil cephalus</i> NO * <i>Valamugil buchanani</i> NO <i>Valamugil engeli</i> NO WO <i>Sphyraena barracuda</i> <i>Sphyraena flavicauda</i> <i>Acanthurus dussumieri</i> NB WO <i>Siganus canaliculatus</i> NB <i>Siganus lineatus</i>	

Les espèces récoltées uniquement sur le site de Bouraké (46 espèces) sont généralement associées aux récifs coralliens *sensu lato* (Serranidae, Holocentridae, Apogonidae, Lethrinidae, Chaetodontidae, Scaridae et Acanthuridae). A l'inverse, les poissons inféodés à la mangrove de la Ouenghi (36 espèces) sont typiques des estuaires (Gerreidae et Ehippididae) et des eaux fortement dessalées (*Anguilla mossambica*, *Ambassis interruptus*, *Kuhlia rupestris* et *Neopomacentrus taeniurus*). Ces observations traduisent l'influence des caractéristiques géomorphologiques et hydrologiques des deux sites (proximité de formations coralliennes et ouverture vers le lagon à Bouraké, milieu estuarien à la Ouenghi).

Près de 64% des espèces communes aux deux stations se répartissent différemment selon le site, en effectif ou en poids. Le plus souvent (20 espèces), les effectifs totaux relevés sont au moins 5 fois plus importants dans l'estuaire de la Ouenghi qu'à Bouraké. Sept espèces seulement montrent une tendance inverse (tab. 37). De même, le poids moyen de 21 espèces diffère selon la station échantillonnée. Les poissons sont généralement de plus grande taille à Bouraké qu'à la Ouenghi (tab. 37). Plusieurs facteurs peuvent être responsables de ces différences (conditions optimales des paramètres du milieu dans l'un des sites, présence de deux populations, etc) mais leur mise en évidence reste délicate en raison des variations de l'efficacité de l'échantillonnage.

L'abondance d'individus de petite taille dans l'estuaire de la Ouenghi est confirmée par la comparaison des moyennes par pose des effectifs et des poids moyens de onze espèces communes aux deux stations et présentes en effectif suffisant (tab. 38). Neuf espèces montrent des différences significatives en nombre ou en poids : 7 fois sur 8 l'abondance moyenne est supérieure à la Ouenghi qu'à Bouraké tandis que 5 fois sur 6 la moyenne du poids moyen est plus élevée à Bouraké qu'à la Ouenghi. Cela traduit l'affinité d'espèces telles *Ambassis myops*, *Leiognathus equulus* et *Valamugil buchanani* pour le milieu estuarien, alors qu'à l'inverse *Acanthopagrus berda* préfère la mangrove de Bouraké. Les poids moyens de *Lutjanus fulvus* relevés dans cette station sont significativement supérieurs ($\alpha \leq 0,05$) à ceux observés dans l'estuaire, leur abondance étant similaire (tab. 38). Une utilisation spécifique du milieu aux différents stades de vie de *L. fulvus* est envisageable. Les juvéniles de cette espèce occuperaient préférentiellement l'estuaire qui apparaît comme une zone de nurserie pour les juvéniles. Les observations concernant *Gazza minuta*, *Leiognathus fasciatus* et *Gerres ovatus* confirment l'utilisation de la Ouenghi comme zone de grossissement (effectifs supérieurs dans l'estuaire par rapport à Bouraké et inversement pour les poids moyens, cf. tab. 38). Une espèce capturée avec les capéchades : *Pomadasyus argenteus* présente des résultats similaires, cependant, ils ne sont pas confirmés par l'analyse des captures des filets maillants (tab. 38). Il est possible que des différences existent pour les individus de grande taille mais elles ne peuvent pas être validées statistiquement en raison de la taille généralement réduite des échantillons provenant des filets maillants. L'ensemble de ces résultats suggère que les juvéniles de *P. argenteus*, *G. minuta* et de *L. fasciatus* trouvent dans les mangroves estuariennes des zones de nurserie puis se répartissent à l'âge adulte dans les différents types de mangroves du lagon sud-ouest.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 38.- Comparaison des moyennes des effectifs et des poids moyens par pose des principales espèces communes aux mangroves de Bouraké et de la Ouenghi.

58 espèces sont communes aux deux sites, 37 d'entre-elles montrent des abondances (N) et/ou des poids moyens par pose (W en grammes) très différents (facteur 5 pour N, 2 pour W) selon la station (cf. tab. 37). Onze espèces présentent des effectifs (taille de l'échantillon statistique) suffisants pour être soumis à des tests d'égalité de moyennes.

Les données ont été regroupées selon la méthode de prélèvement : CAP = capéchade, FM = filets maillants.

Selon l'homogénéité des variances (F_{max} de Hartley; NS : non significatif; * : $\alpha \leq 0,05$; ** : $\alpha \leq 0,01$; *** : $\alpha \leq 0,001$), les moyennes par site ont été comparées à l'aide d'un test *t* de Student ($F_{max} = NS$) ou d'un test *w* de Wilcoxon-Mann-Whitney (F_{max} significatif).

Quand le résultat du test (*t* ou *w*) est positif (moyennes significativement différentes), le classement des moyennes est indiqué entre parenthèses (O=Ouenghi, B=Bouraké).

Trois espèces n'apparaissent pas : *Sillago sihama*, *Caranx papuensis* et *Pomadasys argenteus*. Leurs moyennes des effectifs et des poids moyens récoltés à l'aide des filets maillants n'étaient pas significativement différentes d'un site à l'autre.

Espèce	Variable	F_{max}	Egalité des moyennes
<i>Ambassis myops</i>	NCAP	***	*** (O > B)
	WCAP	***	NS
<i>Gazza minuta</i>	NCAP	***	* (O > B)
	WCAP	NS	** (B > O)
<i>Leiognathus equulus</i>	NCAP	***	*** (O > B)
	WCAP	*	NS
<i>Leiognathus fasciatus</i>	NCAP	***	*** (O > B)
	WCAP	***	*** (B > O)
<i>Lutjanus fulvus</i>	NFM	**	NS
	WFM	NS	* (B > O)
<i>Gerres ovatus</i>	NCAP	***	*** (O > B)
	WCAP	*	** (B > O)
<i>Pomadasys argenteus</i>	NCAP	**	* (O > B)
	WCAP	**	* (B > O)
<i>Acanthopagrus berda</i>	NFM	***	* (B > O)
	WFM	NS	NS
<i>Valamugil buchanani</i>	NFM	***	** (O > B)
	WFM	NS	* (O > B)

4.- DISCUSSION

4.1.- ORGANISATION SPATIALE DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES DE MANGROVE

Les résultats acquis au cours de cette étude confirment l'existence de différences sensibles entre les communautés ichthyologiques de mangroves qui ne présentent pas les mêmes caractéristiques géomorphologiques, physico-chimiques ou hydrologiques. L'analyse des structures spatiales des peuplements de poissons de mangrove de Nouvelle-Calédonie, a permis de mettre en évidence l'influence de facteurs écologiques, dont l'envasement et la salinité du milieu, sur la composition spécifique et la répartition des espèces.

4.1.1.- Envasement et nature du substrat

Les analyses des communautés de poissons des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie font apparaître une ségrégation spatiale nette des peuplements selon le degré d'envasement du milieu. L'importance de ce facteur du milieu est sensible pour les deux composantes des peuplements ichthyologiques. En effet, les échantillonnages réalisés à l'aide de filets maillants qui récoltent principalement les adultes et les espèces mobiles subissent l'influence de ce paramètre écologique, tout comme les empoisonnements à la roténone qui permettent la capture des juvéniles et des espèces sédentaires. BRANCH & GRINDLEY (1979), BLABER (1980), PHILLIPS (1981) et BLABER *et al.* (1985) observent que la nature du substrat est un facteur écologique essentiel pour les communautés de poissons de mangrove. Dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, l'organisation spatiale des peuplements ichthyologiques se traduit par la disposition des stations et des espèces le long d'un gradient d'envasement (1^{er} plan factoriel des AFC). Ce gradient traduit à la fois la nature du substrat, la remise en suspension des particules en fonction des conditions hydrologiques, la turbidité de l'eau et la composition du benthos. Il explique l'essentiel de la variabilité des données : 28,4% (axes I et II de l'AFC sur les poses de filets maillants) à 31% (axe I de l'AFC sur les empoisonnements à la roténone) de l'inertie extraite. BLABER & MILTON (1990), étudiant 10 mangroves d'estuaires des îles Salomon, distinguent deux types de communautés en fonction du substrat : les estuaires envasés dominés par des Gobiidae et les estuaires soumis à de forts courants (substrats indurés) caractérisés par des Pomacentridae.

La plupart des poissons vivant dans les mangroves sont sensibles à la turbidité. La moitié des 20 espèces estuariennes étudiées par CYRUS & BLABER (1987a, 1987b) préfèrent des eaux claires, 4 espèces ont une affinité marquée pour les fortes turbidités, 3 espèces présentant une affinité intermédiaire, alors que *Acanthopagrus berda*, *Therapon jarbua* et *Pomadasys commersonni* sont indifférentes à la turbidité. Les zones très turbides, souvent peu profondes et soumises à un hydrodynamisme réduit, seraient activement recherchées par les juvéniles (BLABER & BLABER, 1980). Les recrues trouveraient entre les racines des arbres une protection contre les prédateurs chassant à vue, ces derniers étant moins efficaces dans des conditions de turbidité élevée que dans les eaux claires (BLABER *et al.*, 1985). L'importance de la turbidité est confirmée par l'étude des relations entre les peuplements ichthyologiques et les facteurs du milieu, ce paramètre étant particulièrement important pour la plupart des espèces dominantes des récoltes des filets maillants et de la capéchade dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi (cf. Chapitre V 3^{ème} partie).

La nature des peuplements benthiques (endogés et épigés) varie selon le substrat. En conséquence, la qualité et la quantité des ressources alimentaires disponibles pour les poissons ne sont pas équivalents dans les différents types de mangrove. STONER (1986) remarque que les sédiments grossiers les plus oxygénés de la lagune de Joyuda (Porto Rico) correspondent à une faune benthique riche et diversifiée. Celle-ci sert de

nourriture à de nombreux poissons démersaux alors que les zones les plus envasées abritent principalement des piscivores. Les résultats de l'analyse trophique (cf. Chapitre V - 4^{ème} partie), notamment les différences entre les structures trophiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi, le confirment.

4.1.2.- Salinité

La salinité intervient également sur la composition des prélèvements (respectivement 8,5 et 10,6% de la variance expliquée par l'AFC pour les filets maillants et la roténone). Ce facteur est considéré par BRANCH & GRINDLEY (1979) et PHILLIPS (1981) comme un paramètre important pour la distribution des espèces de poissons dans les estuaires tropicaux, tout comme dans les zones tempérées (MC ERLEAN *et al.*, 1973; WEINSTEIN *et al.*, 1980; LONERAGAN *et al.*, 1989; LONERAGAN & POTTER, 1990). Le degré d'ouverture de certaines mangroves lagunaires des Caraïbes agit notamment sur les variations de la salinité, ce qui intervient sur la composition des communautés de poissons décrites par LOUIS & LASSERRE (1982), GONZALEZ-SANSON & AGUILAR-BETANCOURT (1983), LOUIS (1983) et LOUIS *et al.* (1985). Dans l'Indo-Pacifique, la quasi-totalité des espèces tropicales estuariennes sont euryhalines (WHITFIELD *et al.*, 1981), ce qui explique le rôle relativement modeste de ce facteur physico-chimique sur la structure spatiale des peuplements ichthyologiques observés.

4.1.3.- Autres facteurs du milieu

La taille des formations végétales (axe II de l'AFC) représenterait 25,2% de l'inertie extraite lors de l'analyse des empoisonnements à la roténone de la campagne "Prospection". L'interprétation de cet axe factoriel est difficile à valider grâce à des informations biologiques ou écologiques, celles-ci n'étant pas disponibles. En revanche, cette observation est conforme aux analyses des relations entre les facteurs du milieu (caractéristiques morphologiques des mangroves) et les captures de poissons qui indiquent des corrélations entre la superficie des formations végétales et le nombre d'espèces recensées, entre la superficie et le nombre d'individus et entre la superficie et le poids des captures. Cette analyse, développée ultérieurement (cf. Chapitre V 3^{ème} partie), montre que les échanges ichthyofaunistiques sont d'autant plus importants que la mangrove est ouverte vers le lagon.

ROBERTSON & DUKE (1987, 1990) observent des différences marquées entre différents estuaires du Queensland répartis entre 10°59' S et 19°21' S, ce qui représente une distance linéaire d'environ 1 120 km. Ces auteurs attribuent ces différences à des variations géographiques et à la diversité élevée des communautés de poissons des mangroves tropicales par rapport aux mangroves sub-tropicales. Dans le cadre de cette étude, la zone des prélèvements s'étend entre 21°45' S et 22°23' S, ce qui correspond approximativement à un trait de côte de 150 km à vol d'oiseau. Dans cette zone géographique peu étendue, il est peu probable que les variations de la composition et de la structure des peuplements ichthyologiques soient sensibles à la latitude des sites échantillonnés. Des différences à plus grande échelle existent, elles ont fait l'objet d'une étude particulière dans le cadre de l'analyse biogéographique (cf. Chapitre III).

4.2.- LIENS ENTRE STRUCTURE SPATIALE ET FONCTIONNEMENT DES COMMUNAUTES

Les peuplements de poissons de mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie présentent une structure spatiale marquée. Les différentes composantes de l'ichtyofaune sont sensibles aux facteurs du milieu dont le plus important est la nature du substrat et son degré d'envasement. L'existence d'une organisation spatiale des communautés ichthyologiques est confirmée par la comparaison de l'ichtyofaune des mangroves de

Bouraké et de la Ouenghi. Ces deux sites, de caractéristiques géomorphologiques, hydrologiques et écologiques différentes, accueillent des peuplements différents. Ceux-ci sont caractérisés par la présence de poissons récifaux dans la mangrove de Bouraké (32,6% de la richesse spécifique totale sur les deux sites n'est présente qu'à Bouraké) alors que les espèces à affinité dulçaquicole sont inféodées à l'estuaire de la Ouenghi (25,7%). Généralement, les 58 espèces communes aux deux mangroves sont inégalement réparties entre les deux sites. D'une part, l'estuaire de la Ouenghi accueille des poissons très abondants. D'autre part, des individus de grande taille fréquentent la mangrove de Bouraké. Cela suggère l'utilisation de l'estuaire comme zone de nurserie par des juvéniles qui à l'âge adulte colonisent d'autres types de mangroves. Le grossissement dans l'estuaire de juvéniles de *Gazza minuta*, de *Leiognathus fasciatus*, de *Gerres ovatus* et de *Pomadasys argenteus* est validé par l'analyse statistique de leur abondance et de leur poids moyen.

En conséquence, les variations spatiales des communautés ichthyologiques ne traduisent pas uniquement les modifications de la composition spécifique et des distributions d'abondance des espèces. L'organisation différente des peuplements correspond également à un schéma de fonctionnement particulier. Dans les mangroves envasées, notamment les formations fluviomarines, des juvéniles trouvent des conditions hydrologiques et physico-chimiques propices à leur grossissement (AUSTIN, 1971; AUSTIN & AUSTIN, 1971a; WALLACE & VAN DER ELST, 1975; BLABER, 1980; DAY *et al.*, 1981). La turbidité de l'eau aiderait les juvéniles à localiser ces zones de nurserie et les protégeraient des prédateurs à vue (BLABER & BLABER, 1980; BLABER *et al.*, 1985). Les adultes et les espèces de grande taille effectuent dans les mangroves de bordures côtières des migrations qui sont généralement de courte durée et d'ordre trophique (cf. Chapitres V 2^{ème} et 4^{ème} parties).

5.- CONCLUSIONS

L'analyse des structures spatiales de l'ichtyofaune des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie indique clairement que les peuplements ichthyologiques diffèrent selon les caractéristiques géomorphologiques, physico-chimiques et hydrologiques du milieu. Les stations d'échantillonnage se différencient en fonction d'un gradient d'envasement ($\approx 30\%$ de l'inertie) qui matérialise à la fois la nature du substrat, la turbidité et la composition des peuplements benthiques. Dans une moindre mesure la salinité intervient également sur l'organisation spatiale des peuplements de poissons ($\approx 10\%$ de l'inertie). Ces différences selon le type de mangroves se manifestent non seulement sur la composition spécifique et la distribution d'abondance des espèces de poissons mais également sur le fonctionnement des communautés de poissons et l'utilisation du milieu par l'ichtyofaune. Il apparaît en effet que les formations estuariennes constituent des zones de nurserie pour les juvéniles alors que les mangroves de bordure côtière sont des zones de migrations trophiques de courte durée.

Les conséquences des variations spatiales des peuplements ichthyologiques des mangroves du lagon sud-ouest sur la gestion du littoral néo-calédonien sont importantes. En effet, le type de mangrove représente une donnée qui jusqu'à présent intervient peu dans les paramètres de décision des aménageurs et des responsables de l'environnement. Les modifications du trait de côte conduisant à la destruction d'une mangrove donnée (fluvio-marine, de fond de baie envasée ou de bordure côtière) auront des répercussions différentes sur l'équilibre de la faune ichthyologique, notamment s'il s'agit de mangroves d'estuaires qui accueillent de nombreux juvéniles. L'impact direct de ces modifications sur les poissons du lagon est difficilement mesurable. Les facteurs qui conditionnent la richesse, la diversité et le fonctionnement de l'écosystème sont nombreux et leur mode d'action restent méconnus. De plus, chaque espèce peut être plus ou moins sensible à la dégradation du milieu et trouver éventuellement une niche écologique de substitution.

Cinquième chapitre : 2ème partie

STRUCTURE TEMPORELLE

TABLE DES MATIÈRES

1.- INTRODUCTION	151
2.- MATERIEL ET METHODES	151
2.1.- STRUCTURE TEMPORELLE	151
2.2.- SAISONNALITE ET STATUT DE RESIDENCE DES POISSONS DE MANGROVE	152
3.- RESULTATS	153
3.1.- ANALYSE DES STRUCTURES TEMPORELLES DU PEUPEMENT	153
3.1.1.- Captures réalisées à l'aide de filets maillants	153
3.1.2.- Captures réalisées à l'aide des capéchades	156
3.2.- SAISONNALITE ET STATUT DE RESIDENCE DES POISSONS DE MANGROVE	157
3.2.1.- Saisonnalité des espèces	158
3.2.2.- Statut de résidence des espèces	161
3.3.- COMPARAISONS DES PECHEES DIURNES ET NOCTURNES	164
3.3.1.- Analyse des récoltes du pré-échantillonnage	164
3.3.2.- Les captures aux filets maillants de la campagne "Prospection"	164
3.3.3.- Les captures aux filets maillants de la campagne "Saint-Vincent"	166
4.- DISCUSSION	166
4.1.- VARIATIONS SAISONNIERES	166
4.2.- VARIATIONS JOUR/NUIT	168
5.- CONCLUSIONS	168

1.- INTRODUCTION

Contrairement aux communautés ichthyologiques des estuaires tempérés et sub-tropicaux (Mc ERLEAN *et al.*, 1973; SUBRAHMANYAM & COULTAS, 1980; WEINSTEIN *et al.*, 1980; LONERAGAN *et al.*, 1989; LONERAGAN & POTTER, 1990), il semble que les peuplements de poissons de mangroves ne présentent pas de fluctuations saisonnières bien marquées (WARBURTON, 1978; PHILLIPS, 1983; STONER, 1986; LITTLE *et al.*, 1988). Les variations de l'abondance et de la richesse spécifique sont généralement liées à des successions de phases de recrutement et de migrations de différentes espèces (YANEZ-ARANCIBIA, 1981; STONER, 1986), leur mise en évidence étant le plus souvent délicate en raison de la forte variabilité des données (ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990). L'étude des fluctuations des peuplements à court terme, comme les différences entre les récoltes diurnes et nocturnes, constitue un domaine encore mal connu pour ce type de milieu. Les résultats à notre disposition dans la littérature sont parfois contradictoires et extrêmement variables selon les espèces (PHILLIPS, 1983; QUINN & KOJIS, 1983, 1986; THAYER *et al.*, 1987).

La mise en évidence des structures temporelles pour les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie représente la principale démarche de cette analyse. Les variations saisonnières, à l'échelle du peuplement, ont été étudiées pour caractériser les structures temporelles éventuelles. La saisonnalité des espèces et leur statut de résidence dans les mangroves ont été définis afin de mieux comprendre le fonctionnement de la communauté de poissons dans le temps. L'importance des variations temporelles à court terme, c'est-à-dire les différences entre les prélèvements diurnes et nocturnes, a également été analysée.

2.- MATERIEL ET METHODES

2.1.- STRUCTURE TEMPORELLE

Les prélèvements de poissons effectués au cours de l'année 1989 sur les stations de Bouraké et de la Ouenghi (campagne "Saint-Vincent", cf. Chapitres III et IV) permettent le suivi des captures sur 12 mois, les modalités d'échantillonnage étant inchangées. Les données ainsi obtenues se prêtent à des comparaisons multiples de moyennes par analyse de variance (ANOVA). Cette méthode statistique classique est détaillée, entre autres, par SOKAL & ROHLF (1981). La condition d'emploi d'une ANOVA est l'échantillonnage aléatoire de variables continues indépendantes, normalement distribuées et de variances homogènes. Cette condition d'emploi est remplie, les effectifs étant "balancés", c'est-à-dire que des nombres égaux de mesures ont été relevées pour chaque facteur de l'analyse. Lorsque les données étaient manifestement surdispersées, les variables ont été soumises à une transformation logarithmique (\ln), tout comme les variables discontinues (SR et N). Cette transformation a été choisie en raison de son emploi courant et de sa capacité de normalisation des

données et d'homogénéisation des variances. Le site (stations), le mois (variations mensuelles) et les conditions de pêche (jour, nuit) ont été considérés comme des facteurs fixes (ANOVA modèle I). Quand l'analyse se résout à une ANOVA à un seul facteur, c'est-à-dire qu'un seul facteur est significatif et qu'aucune interaction n'est significative, et qu'il y a rejet de l'hypothèse nulle ($H_0 =$ égalité des moyennes), des tests *a posteriori* de Tukey ont été réalisés. Ces tests permettent de classer les variables selon le facteur considéré et de dégager parfois des différences significatives entre plusieurs modalités de ce facteur (SOKAL & ROHLF, 1981).

D'autres mesures statistiques ont été réalisées lors des comparaisons des pêches diurnes et nocturnes de la campagne "Prospection". Il est important de remarquer que les échantillonnages ont été réalisés en fonction des conditions de marée. Une pêche était considérée comme un prélèvement diurne lorsque la plus grande partie de la récolte était effectuée de jour. Elle ne représente pas forcément une pose débutant au lever du jour (et inversement pour les récoltes nocturnes). Des tests *t* de Student (variables continues de variances homogènes) ainsi que des tests *w* de Wilcoxon-Mann-Whitney (variables discontinues et variables continues de variances hétérogènes) ont été employés, l'homogénéité des variances étant définie à l'aide d'un test F_{\max} de Hartley. Une analyse de variance à deux facteurs particulière, l'ANOVA dite de la technique des blocs, a également été utilisée. Le facteur traitement pouvant être testé est la condition de pêche (jour ou nuit), le bloc, sans réplicat, est le site (au total, 21 stations). Ces analyses statistiques ont tenté de déceler des différences entre les pêches diurnes et nocturnes réalisées au cours de l'échantillonnage préliminaire à cette étude réalisé en avril 1987 dans la baie de Déama (THOLLOT, 1987, 1988, 1989) ou sur l'ensemble de la campagne "Prospection". Selon la méthode employée, les moyennes diurnes et nocturnes des indices globaux : SR, N, H_n, E_n, W, H_w et E_w ou des abondances des espèces recensées ont été confrontées. Les détails concernant la réalisation de ces tests statistiques classiques figurent, entre autres, dans SOKAL & ROHLF (1981) ainsi que SIEGEL & CASTELLAN (1988).

2.2.- SAISONNALITE ET STATUT DE RESIDENCE DES POISSONS DE MANGROVE

La saisonnalité des espèces présentes au moins trois mois (afin d'exclure les espèces accidentellement capturées) et récoltées en grand nombre pendant une période limitée au cours de la campagne "Saint-Vincent" a été étudiée. Chaque espèce présente ou particulièrement abondante pendant un ou plusieurs mois successifs a été définie comme une espèce saisonnière et caractéristique de cette période de l'année.

Cette analyse a été étendue à l'ensemble des espèces recensées à Bouraké et à la Ouenghi en regroupant les récoltes des différents engins de pêche utilisés sur un même site. Ceci a permis d'affecter à chaque taxon un statut de résidence. Celui-ci est indépendant de la saisonnalité de l'espèce et peut éventuellement être différent à Bouraké et à la Ouenghi. Les statuts de résidence, dont les définitions sont multiples et variables selon les auteurs, tentent de traduire au mieux la présence de l'espèce et son utilisation de l'habitat. Certains proposent une classification basée sur l'affinité de l'espèce vis-à-vis de l'habitat, prenant en compte l'accomplissement du cycle de vie dans le milieu (LIEM & HAINES, 1977; YANEZ-ARANCIBIA *et al.*, 1980; STONER, 1986; PINTO, 1987; LITTLE *et al.*, 1988). D'autres utilisent directement des séries temporelles de données (WALLACE, 1975b, BLABER & BLABER, 1980; BLABER & CYRUS, 1981). BELL *et al.* (1984) classent les espèces parmi quatre groupes : les résidents permanents, résident temporaire à long terme (au moins 4 mois), les résidents à court terme et les espèces rares (d'effectif inférieur à 4, dans un seul échantillon). C'est en se basant sur cette classification que les quatre statuts de résidence utilisés au cours de cette étude ont été définis :

- les espèces passagères (PAS), présentes moins de 3 mois consécutivement;
- les visiteurs de courte durée (VCD), présents au moins 3 mois et au plus 6 mois consécutivement;
- les visiteurs de longue durée (VLD), présents au moins 6 mois et au plus 9 mois consécutivement;
- les espèces permanentes (PER), présentes plus de 9 mois consécutivement.

Dans certains cas, le critère de présence dans le temps ne suffit pas pour traduire exactement l'utilisation de l'habitat par les poissons au cours de leur cycle de vie. Par exemple, une espèce capturée toute l'année est considérée comme un résident permanent. Celle-ci peut être inféodée au milieu qui accueille la totalité de son cycle biologique, elle peut également n'y séjourner que pendant une partie de sa vie (généralement au stade juvénile). De même, une espèce rare caractéristique des mangroves a, de par son effectif réduit, une très faible probabilité d'être capturée pendant les douze mois de l'étude. Pour compléter et affiner la définition des statuts de résidence, les connaissances sur la biologie, le comportement et la distribution spatiale des espèces récoltées ont été utilisées conjointement à l'examen des séries temporelles des récoltes sur chaque site.

Ces statuts de résidence ont été soumis à des tests G d'indépendance et G_H d'hétérogénéité. Ceux-ci sont plus robustes et d'emploi moins contraignant que le traditionnel χ^2 (SOKAL & ROHLF, 1981). Le test G d'indépendance permet de distinguer des différences d'un site à l'autre. Lorsque celles-ci sont significatives, il est possible de classer et d'identifier des ensembles significativement homogènes (test G_H d'hétérogénéité). Les détails concernant le calcul et l'utilisation de ces test figurent dans l'ouvrage de SOKAL & ROHLF (1981).

3.- RESULTATS

3.1.- ANALYSE DES STRUCTURES TEMPORELLES DU PEUPLEMENT

3.1.1.- Captures réalisées à l'aide de filets maillants

Les variations temporelles de la composition des peuplements ichtyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi (campagne "Saint-Vincent") ont été étudiées à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) sur la richesse spécifique, l'effectif et le poids des prises, la diversité et l'équitabilité en nombre et en poids. Conformément à la stratégie d'échantillonnage développée, trois facteurs fixes ont été pris en compte : le mois (janvier à décembre), le site (Bouraké et Ouenghi) et les conditions de pêche (diurne ou nocturne). Les résultats de ce traitement statistique sont résumés dans le tableau 39.

Tableau 39.- Analyse de variance des échantillonnages réalisés à l'aide des filets maillants dans le cadre de la campagne "Saint-Vincent".

Variables : Richesse spécifique, effectif, poids, H' et E (indice de diversité et équitabilité, en nombre et en poids). Des transformations logarithmiques (*ln*) ont été effectuées (normalisation des données et homogénéisation des variances) quand cela était nécessaire (richesse spécifique, effectif et poids).

Facteurs : M = Mois (11 mois, de janvier à décembre 1989, le mois de juillet a été éliminé, une pêche n'ayant pu avoir lieu à Bouraké), S = Site (Bouraké et Ouenghi), C = Cond. (condition de la pêche : diurne ou nocturne).

Niveau de probabilité : * = $\alpha \leq 0,05$ ** = $\alpha \leq 0,01$ *** = $\alpha \leq 0,001$.

Variables	Facteurs			Interactions			
	Mois	Site	Cond.	M x S	M x C	S x C	M x S x C
Richesse spécifique (<i>ln</i>)	**				***		
Effectif (<i>ln</i>)	***	**			*	***	*
H' _n			*				
E _n	***	***	*		*		
Poids (<i>ln</i>)					**	**	
H' _w		**	*				
E _w			*				

Les facteurs principaux expliquant au mieux les fluctuations des variables considérées sont le site et le mois. Ils agissent sur 5 des 7 variables étudiées (tab. 39). Les interactions significatives concernent principalement les données les plus hétérogènes (SR, N, W, malgré une transformation logarithmique). Les interactions significatives sont les plus nombreuses et leurs niveaux de probabilité les plus élevés quand le facteur site intervient (tab. 39). Cela suggère que le facteur site influe de façon prépondérante sur les variations des captures au filets maillants réalisés dans le cadre de la campagne "Saint-Vincent". Les moyennes de E_w sont plus importantes à Bouraké qu'à la Ouenghi (Tukey, $\alpha \leq 0,05$), ce qui traduit une relative homogénéité des captures pondérales dans la mangrove de bordure côtière alors que de fortes variations du poids des prises sont observées dans l'estuaire. Les interactions entre mois et site, les facteurs les plus importants, ne sont pas significatives. En conséquence, les variations temporelles des échantillonnages réalisés à l'aide de filets maillants peuvent donc être analysées séparément dans chacune des deux stations.

Les différences entre les pêches réalisées de jour et les prélèvements nocturnes ne sont pas significatives, sauf pour la diversité spécifique (H'_n) et l'équitabilité (E_n). Un test *a posteriori* (Tukey, $\alpha \leq 0,05$) montre que H'_n est plus important la nuit que le jour, ce qui traduit la présence d'espèces diurnes d'effectifs relativement homogènes. De nuit, les espèces sont nombreuses mais les communautés sont largement dominées par quelques espèces grégaires (Clupeidae, Mugilidae, etc).

Etant donnée l'importance des facteurs site et mois pour les peuplements de poissons et l'absence d'interaction entre ces deux paramètres, les récoltes ont été analysées séparément pour chaque station d'échantillonnage.

Bouraké

Les résultats de l'ANOVA à deux facteurs mettent en évidence l'absence de structure temporelle marquée (tab. 40). Les facteurs mois et condition, ainsi que leur interaction, n'expliquent pas de façon significative les variations des paramètres considérés, exceptés $\ln(N)$ et E_n . Sans que cela ait pu être validé statistiquement (les deux facteurs sont significatifs, on ne peut donc pas réaliser de test *a posteriori*), il semble que ces effets soient liés :

- aux captures particulièrement abondantes du mois de février;
- aux prélèvements nocturnes généralement les plus efficaces.

Tableau 40.- Analyse de variance des captures des filets maillants dans la mangrove de Bouraké.

Variables : Richesse spécifique, effectif, poids, H' et E (indice de diversité et équitabilité, en nombre et en poids). Des transformations logarithmiques (\ln) ont été effectuées (normalisation des données et homogénéisation des variances) quand cela était nécessaire (richesse spécifique, effectif et poids des prises).

Facteurs : Mois (11 mois, de janvier à décembre 1989, le mois de juillet a été éliminé, une pêche n'ayant pu avoir lieu)
Condition (jour et nuit) - Niveau de probabilité : * = $\alpha \leq 0,05$ ** = $\alpha \leq 0,01$ *** = $\alpha \leq 0,001$.

Variables	Facteurs		Interaction Mois x Condition
	Mois	Condition	
Richesse spécifique (\ln)			
Effectif (\ln)	*	**	*
H'_n			
E_n	**	**	
Poids (\ln)			
H'_w			
E_w			

STRUCTURE TEMPORELLE

L'été correspond à une période de récoltes abondantes (en nombre d'espèces et d'individus), notamment celles du mois de février. A cette époque, des bancs de *Gerres ovatus* ont été capturés, ce qui explique les effectifs élevés et l'équitabilité numérique faible de cette saison. De plus, ces mois coïncident avec la présence de nombreuses espèces saisonnières, 10 espèces sur 13 ayant une saisonnalité marquée en été (ce phénomène sera détaillé ultérieurement cf. § 3.2.1.).

Ouenghi

Contrairement au site précédent, les facteurs de l'analyse des captures de l'estuaire de la Ouenghi (mois et condition) ont une influence significative sur 6 des 7 variables étudiées (tab. 41). L'interprétation des résultats est délicate car les variations temporelles à long (mois) et à court (jour/nuit) termes ont une importance comparable et agissent simultanément sur les prises. Les données les plus hétérogènes (richesse spécifique, effectif et poids des prises) sont les plus sensibles à ces deux facteurs (tab. 41). Les autres indices écologiques, sauf E_w , subissent également l'influence de l'un (mois pour E_n et H'_w) ou des deux facteurs principaux (mois et condition pour H'_n). Des test *a posteriori* selon le facteur mois (Tukey $\alpha \leq 0,05$) sur ces variables ne permettent pas d'identifier de structure temporelle nette. En nombre, les captures sont très hétérogènes au mois de juillet qui correspond à des récoltes abondantes alors que c'est l'inverse au mois d'octobre. L'homogénéité des captures en nombre au cours de ce mois n'est pas confirmée par l'observation des prises pondérales, le mois d'octobre présentant les plus faibles valeurs de la diversité spécifique en poids. Ce phénomène, dû à la présence d'individus de tailles différentes, est amplifié par la faible richesse spécifique constatée au cours de cette période (cf. fig. 27).

En hiver, particulièrement en juillet (tab. 41), l'équitabilité en nombre est faible en raison de l'importance de *Anodontostoma chacunda* (52% des prises en juillet). Cette saison coïncide avec des effectifs élevés de Mugilidae, notamment *Liza melinoptera* et *Mugil cephalus*. La richesse spécifique et l'effectif sont importants en février, ce qui caractérise l'été austral (cf. fig. 27). Globalement, les structures temporelles restent difficile à cerner, ce qui était prévisible au vu des résultats de l'ANOVA et des effets additifs des facteurs mois et condition.

Tableau 41.- Analyse de variance des captures des filets maillants dans la mangrove de la Ouenghi.

Variables : Richesse spécifique, effectif, poids, H' et E (indice de diversité et équitabilité, en nombre et en poids). Des transformations logarithmiques (\ln) ont été effectuées (normalisation des données et homogénéisation des variances)

quand cela était nécessaire (richesse spécifique, effectif et poids des prises).

Facteurs : Mois (12 mois, de janvier à décembre 1989) et Condition (jour et nuit).

Niveau de probabilité : * = $\alpha \leq 0,05$ ** = $\alpha \leq 0,01$ *** = $\alpha \leq 0,001$.

Test *a posteriori* de Tukey : niveau de probabilité significatif = $\alpha \leq 0,05$.

Variables	Facteurs		Interaction Mois x Condition	Test <i>a posteriori</i> de Tukey	
	Mois	Condition		Mois	Condition
Richesse spécifique (\ln)	**	***			
Effectif (\ln)	***	***	*		
H'_n	*	**			
E_n	**				10-8-9-4-5 > 7
Poids (\ln)		**	*		
H'_w	**				1-2-4 > 10
E_w					

3.1.2.- Captures réalisées à l'aide des capéchades

L'ANOVA à deux facteurs fixes (mois et site) fait apparaître la prépondérance du facteur site, significatif pour toutes les variables considérées (tab. 42). Des tests de Tukey montrent que H'_w et E_w dans l'estuaire de la Ouenghi sont significativement plus importants qu'à Bouraké ($\alpha \leq 0,05$). Le facteur mois influe principalement sur la richesse spécifique et le nombre d'individus récoltés ($\alpha \leq 0,001$), ceci en raison des captures exceptionnelles du mois de février. Les interactions entre mois et site sont rarement significatives et les différences entre les deux stations d'échantillonnage restent les plus importantes. En conséquence, l'influence du facteur mois a été analysée sur chaque site.

Tableau 42.- Analyse de variance des échantillonnages réalisés à l'aide des capéchades dans le cadre de la campagne "Saint-Vincent".

Variables : Richesse spécifique, effectif, poids, H' et E (indice de diversité et équitabilité, en nombre et en poids). Des transformations logarithmiques (\ln) ont été effectuées (normalisation des données et homogénéisation des variances) quand cela était nécessaire (richesse spécifique, effectif et poids des prises).

Facteurs : M = Mois (12 mois, de janvier à décembre 1989) et S = Site (B = Bouraké et O = Ouenghi).

Niveau de probabilité : * = $\alpha \leq 0,05$ ** = $\alpha \leq 0,01$ *** = $\alpha \leq 0,001$.

Test *a posteriori* de Tukey : niveau de probabilité significatif = $\alpha \leq 0,05$.

Variables	Facteurs		Interaction Mois x Site	Test <i>a posteriori</i> de Tukey	
	Mois	Site		Mois	Site
Richesse spécifique (\ln)	***	***			
Effectif (\ln)	***	***	**		
H'_n	*	***	*		
E_n	*	*	*		
Poids (\ln)	*	***			
H'_w		***			O > B
E_w		***			O > B

Bouraké

Les échantillons provenant des captures de la capéchade à Bouraké ne présentent pas de structure temporelle clairement définie à l'aide de l'ANOVA à un facteur (tab. 43). Le facteur mois explique significativement les variations de la richesse spécifique et de l'effectif, traduisant l'efficacité des récoltes du mois de février (Tukey, $\alpha \leq 0,05$). Toutefois, ce résultat n'est pas confirmé au niveau des indices de diversité et des équitabilités, en raison de leur forte variabilité (fig. 25).

Ouenghi

Le facteur mois intervient de façon significative sur les variations de la plupart des paramètres considérés dans l'ANOVA, notamment H'_n et E_n (tab. 44). Ce résultat souligne la variabilité numérique des récoltes de la capéchade dans l'estuaire de la Ouenghi. Des test *a posteriori* (Tukey, $\alpha \leq 0,05$) permettent de caractériser les derniers mois de l'année (printemps austral) qui correspondent à des récoltes de richesses spécifiques faibles, d'effectifs élevés et très hétérogènes (H'_n et E_n faibles). Cette période coïncide avec les captures massives des deux espèces dominant les prises en nombre de la capéchade : *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis* en septembre, en octobre, et en novembre.

STRUCTURE TEMPORELLE

Tableau 43.- Analyse de variance des captures de la capéchade dans la mangrove de Bouraké.

Variables : Richesse spécifique, effectif, poids, H' et E (indice de diversité et équitabilité, en nombre et en poids). Des transformations logarithmiques (*ln*) ont été effectuées (normalisation des données et homogénéisation des variances) quand cela était nécessaire (richesse spécifique, effectif et poids des prises).
Facteurs : Mois (12 mois, de janvier à décembre 1989).
Niveau de probabilité : * = $\alpha \leq 0,05$ ** = $\alpha \leq 0,01$ *** = $\alpha \leq 0,001$.
Test *a posteriori* de Tukey : niveau de probabilité significatif = $\alpha \leq 0,05$.

Variables	Facteur Mois	Test <i>a posteriori</i> de Tukey
Richesse spécifique (<i>ln</i>)	*	2 > 6
Effectif (<i>ln</i>)	*	2 > 11
H' _n		
E _n		
Poids (<i>ln</i>)		
H' _w		
E _w		

Tableau 44.- Analyse de variance des captures de la capéchade dans la mangrove de la Ouenghi.

Variables : Richesse spécifique, effectif, poids, H' et E (indice de diversité et équitabilité, en nombre et en poids). Des transformations logarithmiques (*ln*) ont été effectuées (normalisation des données et homogénéisation des variances) quand cela était nécessaire (richesse spécifique, effectif et poids des prises).
Facteur : Mois (12 mois, de janvier à décembre 1989).
Niveau de probabilité : * = $\alpha \leq 0,05$ ** = $\alpha \leq 0,01$ *** = $\alpha \leq 0,001$.
Test *a posteriori* de Tukey : niveau de probabilité significatif = $\alpha \leq 0,05$.

Variables	Facteur Mois	Test <i>a posteriori</i> de Tukey
Richesse spécifique (<i>ln</i>)	*	2 > 10-8-12
Effectif (<i>ln</i>)	*	10 > 12-8
H' _n	***	8-3-5 > 12
E _n	***	8-6-3-7-1-4-5-2 > 9-10
Poids (<i>ln</i>)	*	
H' _w		
E _w		

3.2.- SAISONNALITE ET STATUT DE RESIDENCE DES POISSONS DE MANGROVE

Les communautés ichtyologiques observées dans le cadre de l'étude des variations saisonnières ne permettent pas de définir une structure temporelle générale bien définie. Les différences spatiales sont très importantes et la variabilité des données masque souvent les modifications des captures liées au facteur temps. A Bouraké, les communautés ichtyologiques ne suivent pas de fluctuations temporelles marquées. Le facteur mois agit de façon significative sur les captures réalisées dans l'estuaire de la Ouenghi, notamment pour les récoltes de la capéchade. Il est toutefois difficile d'observer une tendance générale pouvant être appliquée à l'ensemble du peuplement.

Certaines espèces sont présentes sur les sites de pêche ponctuellement ou en très grand nombre pendant une période restreinte de l'année. La saisonnalité de ces espèces a été étudiée, ce qui a permis de définir le statut de résidence des taxons recensés lors de cette campagne.

3.2.1.- Saisonnalité des espèces

La richesse spécifique globale (stations et engins confondus) s'élève à 140 espèces⁴. L'observation des effectifs mensuels des espèces capturées⁵ (cf. Annexe IIIa) permet d'identifier 29 taxons dont la présence est saisonnière. Ce nombre d'espèces est faible, à peine 20,7% de la richesse spécifique totale. La plupart de ces espèces saisonnières sont abondantes au cours de l'été austral, c'est-à-dire entre janvier et avril (tab. 45).

Dans la mangrove de Bouraké, 17 espèces (16,3% de la richesse spécifique) présentent une forte saisonnalité (tab. 45). Le plus souvent (12 espèces), elles sont présentes ou particulièrement abondantes en été. Les variations mensuelles des effectifs des cinq espèces les plus caractéristiques sont illustrées (fig. 32). Elles ont été récoltées au cours de périodes bien marquées : *Apogon leptacanthus* et *Scarus ghobban* en été, *Spratelloides delicatulus* en automne et *Sillago ciliata* en hiver. *Lutjanus fulvus* est abondante entre juin et octobre. L'importance des espèces saisonnières est très différente pour chaque composante de la communauté ichtyologique. Elle est faible pour les espèces de petite taille récoltées avec la capéchade (28,8% de l'effectif et 17,1% du poids des prises) ce qui confirme l'absence de tendance saisonnière observée précédemment à l'aide des ANOVA. En revanche, 81,2% de l'effectif et 62,3% du poids des prises des filets maillants sont constitués d'espèces saisonnières. Ceci est légèrement surprenant car aucune tendance globale n'était apparue dans les ANOVA. En fait, la variabilité des captures est telle que les variations saisonnières sont masquées. Les effectifs moyens de l'espèce dominante, *Gerres ovatus*, sont très élevés aux mois de janvier et février mais présentent des coefficients de variation dépassant 100%, ce qui empêche toute validation statistique.

La proportion des espèces saisonnières dans l'estuaire de la Ouenghi (18 espèces, soit 19,1% de la richesse spécifique) est comparable à celle de Bouraké (16,3%). La plupart d'entre elles sont présentes principalement pendant l'été (10 espèces). Les espèces saisonnières sont peu nombreuses dans les prises des filets maillants où elles représentent à peine 28,8% de l'effectif et 17,1% du poids des récoltes. En revanche, elles sont importantes pour la capéchade (85,1% de l'effectif et 40,6% du poids des prises). Les variations mensuelles de l'effectif de 8 espèces sont indiquées (fig. 33). *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis*, les deux espèces dominantes, sont très abondantes entre septembre et novembre (printemps austral). Les *Leiognathidae* sont présents en grand nombre au début de l'année puis se raréfient progressivement. Leurs abondances maximales sont observées en été pour *Leiognathus equulus* et *Gazza minuta*, en automne pour *Leiognathus fasciatus*, *Leiognathus splendens* et *Secutor ruconius*, *Leiognathus leuciscus* étant présentes en effectif élevé en hiver. Ces huit espèces à forte saisonnalité constituent à elles seules près de 80,5% de l'effectif prélevé avec la capéchade. Ceci explique en grande partie l'importance du facteur mois observée au cours de l'ANOVA sur les captures de cet engin dans l'estuaire de la Ouenghi (§ 3.1.2.). La succession de ces espèces dans le temps se traduit par l'absence de tendance saisonnière bien définie.

Pomadasys argenteus à Bouraké ainsi que *Gazza minuta*, *Leiognathus equulus* et *P. argenteus* à la Ouenghi sont abondants en été, quel que soit l'engin de prélèvement (tab. 55). Cependant, l'effectif de *Liza melinoptera* est important dans les captures des filets maillants de la Ouenghi en été et en automne alors que dans la capéchade cette espèce est abondante au cours du printemps. A Bouraké, *Siganus canaliculatus* présente des périodes d'abondance maximales différentes : en hiver pour la capéchade et en été pour les filets maillants. L'hypothèse d'un recrutement au printemps pour *L. melinoptera* et en hiver pour *S. canaliculatus*, suivi d'un grossissement ne peut actuellement pas être validée en raison d'effectifs insuffisants (cf. Annexe IIIa).

4 La richesse spécifique est de 140 espèces à Bouraké (filets maillants et capéchade) et de 94 espèces à la Ouenghi, 58 espèces étant communes aux deux sites (cf. Chapitre V 1ère partie § 3.2.).

5 Les espèces présentes moins de 3 mois, dont la capture peut être accidentelle, sont mentionnées dans l'Annexe IIIa mais leur saisonnalité n'a pas été déterminée.

STRUCTURE TEMPORELLE

Tableau 45.- Liste des espèces saisonnières relevées dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi.
La saisonnalité des espèces présentes au moins trois mois différents dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi est présentée en distinguant la technique de pêche employée (C = Capéchade, F = Filets maillants).

Espèce	Saison			
	Eté	Automne	Hiver	Printemps
Bouraké				
<i>Spratelloides delicatulus</i>		C		
<i>Tryssina baelama</i>	C			
<i>Tylosurus crocodilus</i>	F			
<i>Sargocentron rubrum</i>	F			
<i>Apogon leptacanthus</i>	C			
<i>Sillago ciliata</i>			F	
<i>Gazza minuta</i>			C	
<i>Lutjanus fulvus</i>			F	
<i>Gerres ovatus</i>	F			
<i>Pomadasys argenteus</i>	FC			
<i>Acanthopagrus berda</i>			F	
<i>Chaetodon auriga</i>	F			
<i>Liza macrolepis</i>	F			
<i>Scarus ghobban</i>	F			
<i>Acanthurus blochii</i>	F			
<i>Siganus canaliculatus</i>	F		C	
<i>Siganus lineatus</i>	F			
Ouenghi				
<i>Atherinomorus endrachtensis</i>				C
<i>Ambassis myops</i>				C
<i>Scomberoides tol</i>	C			
<i>Gazza minuta</i>	FC			
<i>Leiognathus equulus</i>	FC			
<i>Leiognathus fasciatus</i>		C		
<i>Leiognathus leuciscus</i>			C	
<i>Leiognathus splendens</i>		C		
<i>Secutor ruconius</i>		C		
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	F			
<i>Lutjanus fulvus</i>	F			
<i>Gerres ovatus</i>	C			
<i>Pomadasys argenteus</i>	FC			
<i>Liza macrolepis</i>	C			
<i>Liza melinoptera</i>	F	F		C
<i>Valamugil engeli</i>	C			
<i>Siganus lineatus</i>	F			
<i>Trichiurus lepturus</i>		F		

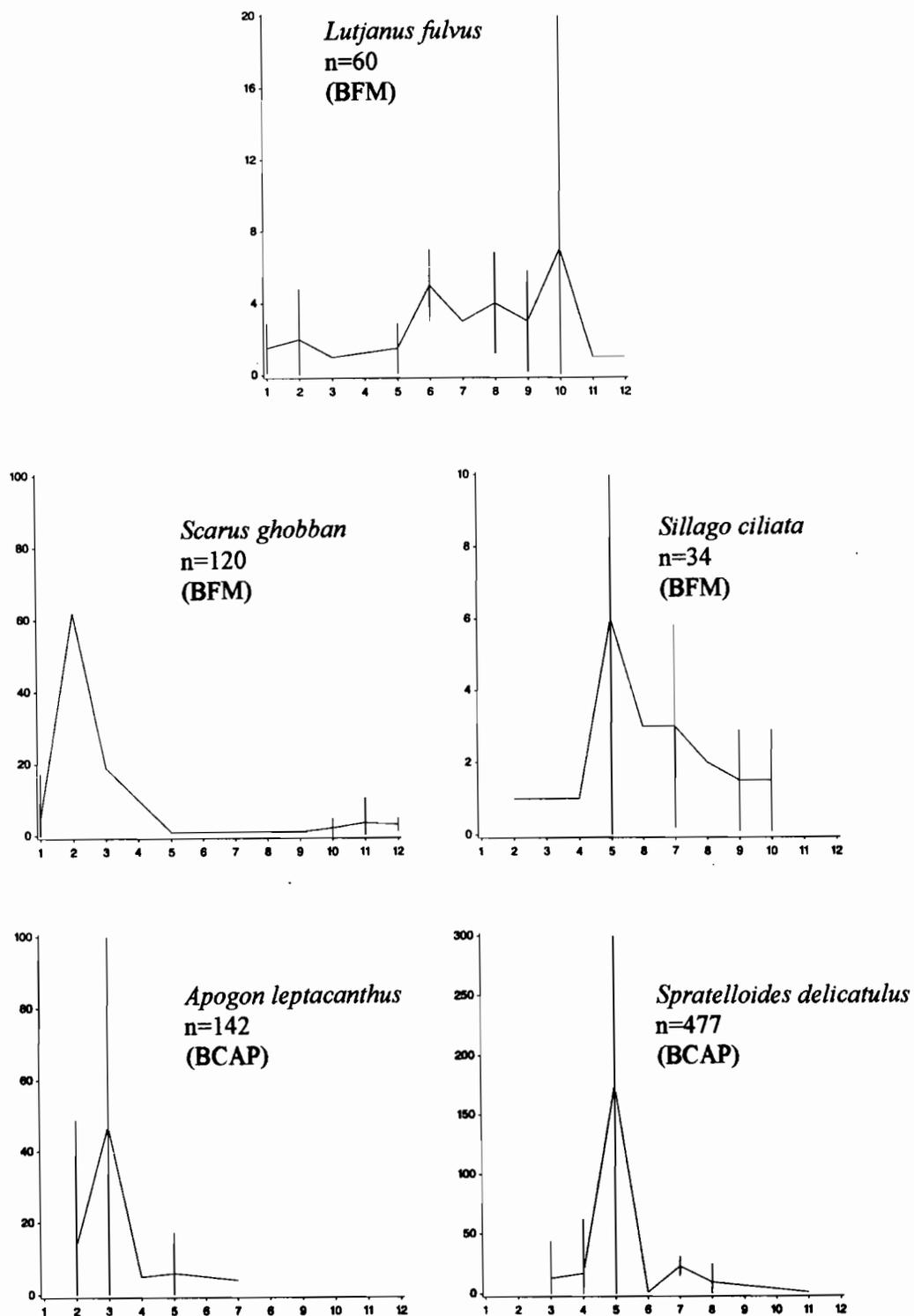


Figure 32.- Variations mensuelles de l'effectif (moyenne \pm 2 erreurs standard) d'espèces saisonnières récoltées dans la mangrove de Bouraké à l'aide de filets maillants (BFM) ou de capéchades (BCAP).

STRUCTURE TEMPORELLE

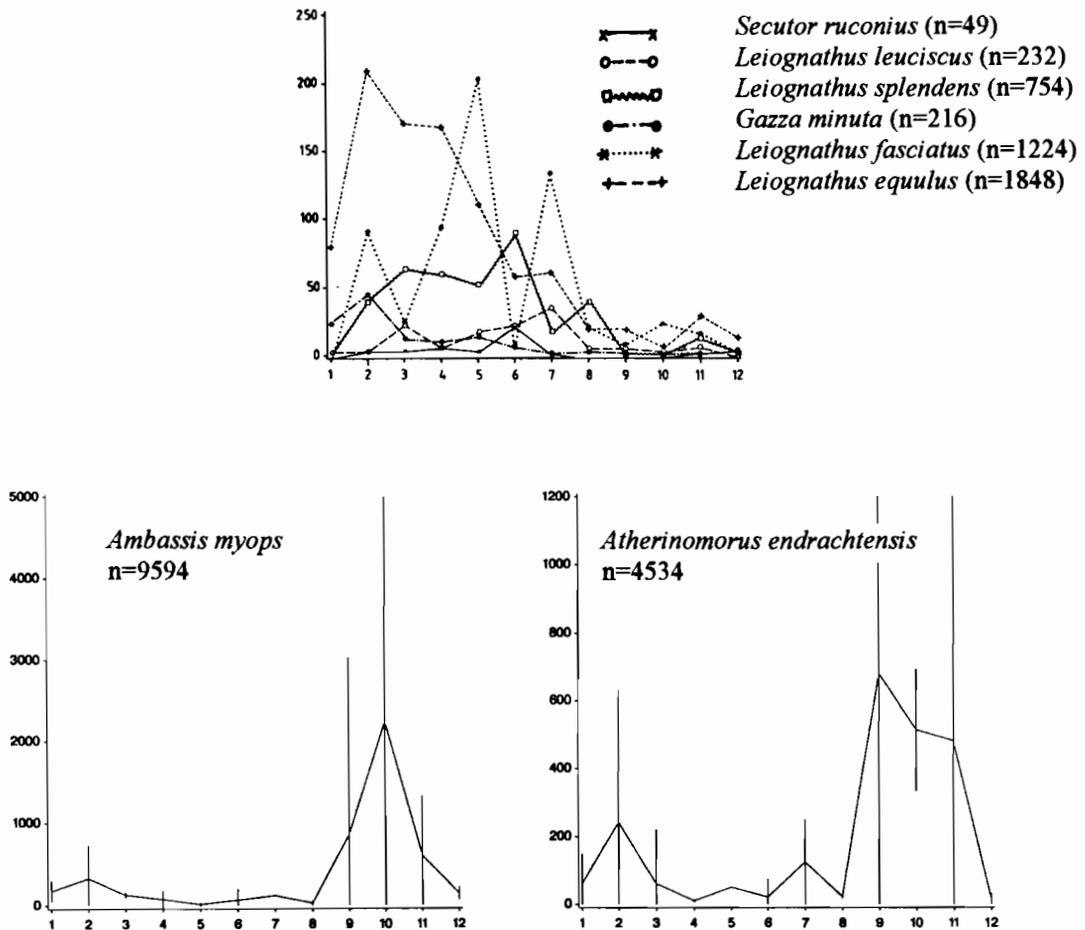


Figure 33.- Variations mensuelles de l'effectif d'espèces saisonnières récoltées dans la mangrove de la Ouenghi à l'aide de capéchades : Leiognathidae (moyenne), *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis* (moyenne \pm 2 erreurs standard).

Sur l'ensemble des sites étudiés, la présence saisonnière de six espèces peuvent être comparées. Quatre d'entre elles ont une saisonnalité identique dans les deux stations. *Gerres ovatus*, *Pomadasys argenteus*, *Liza macrolepis* et *Siganus lineatus* sont très abondants en été à Bouraké comme à la Ouenghi. En revanche, la distribution temporelle de *Lutjanus fulvus* et de *Gazza minuta* ne coïncident pas selon la station échantillonnée. L'effectif de *G. minuta* est important en été dans l'estuaire (capéchade) alors que sur le site de Bouraké ce Leiognathidae est abondant en hiver. Il en est de même pour *L. fulvus* capturée à l'aide des filets maillants. Pour ces deux espèces, il semblerait que l'estuaire constitue une zone de nurserie (recrutement en été) où leurs juvéniles grossiraient avant de rejoindre les eaux du lagon quelques mois plus tard.

3.2.2.- Statut de résidence des espèces

L'examen de l'abondance mensuelle des espèces recensées à Bouraké et à la Ouenghi a permis de définir leurs statuts de résidence. Ceux-ci ont été déterminés pour chaque station d'échantillonnage en regroupant les informations provenant des filets maillants et de la capéchade, ce qui tient compte à la fois de

l'importance du facteur site et de la complémentarité des engins. Le statut de résidence de chaque espèce recensée au cours de la campagne "Saint-Vincent" est mentionné dans les Annexes IIb et IIc. La répartition des différents statuts, selon le site échantillonné et l'engin de pêche, est présentée (tab. 46). Les espèces passagères et les résidents permanents sont les statuts de résidence les mieux représentés. Indépendamment de la station de prélèvement et de la technique de pêche utilisée, la part cumulée des visiteurs de courte et de longue durée (VCD et VLD) est faible. Elle n'excède pas 25,4% de la richesse spécifique dans le cas des captures de la capéchade à Bouraké (tab. 46).

Tableau 46.- Répartition et importance des statuts de résidence selon le site et la technique de prélèvement.

PAS = espèces passagères, VCD = visiteurs de courte durée, VLD = visiteurs de longue durée, PER = résidents permanents (id. Annexe II).
Les stations et les engins de pêches sont identifiés. Global présente les résultats cumulés sur le site considéré.

STATUT	STATION					
	Global	Bouraké		Global	Ouenghi	
		Capéchade	Filets maillants		Capéchade	Filets maillants
PAS	58	30	36	43	38	12
VCD	18	15	15	8	8	6
VLD	3	3	2	1	1	1
PER	25	23	22	42	40	34
TOTAL	104	71	75	94	87	53

L'importance relative des espèces passagères et des résidents permanents varie selon le site. En effet, les visiteurs occasionnels sont prépondérants à Bouraké. Les espèces passagères constituent entre 42,3 et 48% de la richesse spécifique de ce site (tab. 46). Dans l'estuaire de la Ouenghi, le rôle des résidents permanents est plus important, notamment parmi les captures des filets maillants (64,2% des espèces inventoriées). L'influence du site sur la répartition des statuts de résidence est confirmée par les résultats de tests G d'indépendance (tab. 47). Tous engins confondus, l'hypothèse nulle (indépendance des statuts selon le site) ne peut être acceptée ($\alpha \leq 0,05$). Cette tendance est manifeste en ce qui concerne les captures des filets maillants ($\alpha \leq 0,01$) mais n'est pas significative pour la capéchade. Tous engins confondus, l'hétérogénéité des proportions des statuts de résidence n'est pas significative (tab. 47). En revanche, considérant uniquement les captures des filets maillants, les espèces passagères sont, avec un risque de 5% (test G_H d'hétérogénéité), plus importantes que les espèces permanentes à Bouraké et inversement à la Ouenghi.

Tableau 47.- G tests d'indépendance et d'hétérogénéité de la distribution des statuts de résidence selon le site et la technique d'échantillonnage (campagne "Saint-Vincent").

VARIABLES : Global = nombres d'espèces par statut de résidence, toutes captures confondues; Capéchade = *idem* pour les captures de la capéchade uniquement; Filets Maillants = *idem* pour les captures des filets maillants uniquement.

TESTS : Indépendance = G test d'indépendance de la répartition des statuts de résidence selon le site;

Hétérogénéité = G_H test d'hétérogénéité des statuts de résidence.

Les statuts de résidence sont identiques à ceux du tableau 46. Pour le test d'hétérogénéité, ils sont donnés par ordre décroissant d'importance relative sur le site de Bouraké (ex : PAS = PAS(Bouraké) / [(PAS(Bouraké) + PAS(Ouenghi))]). Chaque trait représente un ensemble non significativement hétérogène.

VARIABLES	TESTS	
	Indépendance	Hétérogénéité
Global	*	<u>VLD > VCD > PAS > PER</u>
Capéchade	N S	
Filets Maillants	**	<u>PAS > VCD > VLD > PER</u>

STRUCTURE TEMPORELLE

Les différences entre les récoltes provenant de la mangrove de Bouraké et celles de la Ouenghi sont confirmées par l'observation des statuts de résidence des 59 espèces communes aux deux sites. Près de 40% de ces espèces (24 sp.) présentent le même statut de résidence dans chacune des zones considérées (fig. 34). La plus grande partie des espèces communes aux deux stations (26 espèces, soit 44,1% du total) ont un statut de résidence plus long à la Ouenghi qu'à Bouraké. Ce sont essentiellement des espèces estuariennes : Mugilidae, Leiognathidae, *Megalops cyprinoides*, *Thyrsoidea macrura*, *Anodontostoma chacunda* et des juvéniles, notamment des Carangidae. Neuf espèces fréquentent plus régulièrement la mangrove de Bouraké que l'estuaire de la Ouenghi : *Tylosurus crocodilus*, *Sphyræna flavicauda*, *Sillago ciliata*, *Lutjanus fulvus*, *Plectorhynchus obscurus*, *Lethrinus harak*, *Upeneus tragula* et *Siganus canaliculatus*. Exceptées *L. fulvus* et *T. crocodilus* fréquentes dans les mangroves sans pour autant être inféodées à ce milieu, ces espèces sont caractéristiques des fonds sableux lagonaires.

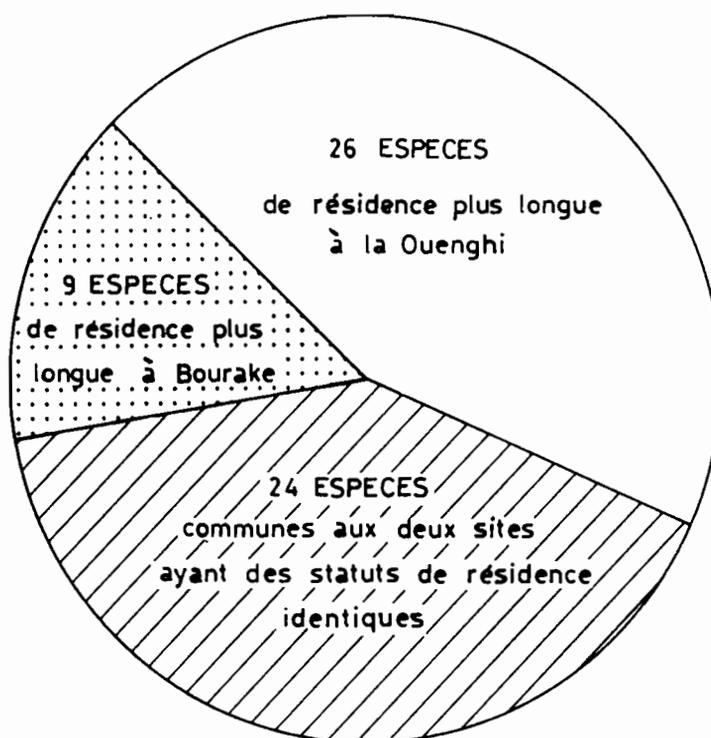


Figure 34.- Comparaison des statuts de résidence des espèces communes aux mangroves de Bouraké et de la Ouenghi.

Les statuts de résidence des espèces recensées au cours de la campagne "Saint-Vincent" sont inégalement répartis selon le site échantillonné. Les espèces passagères, principalement des espèces lagonaires, sont nombreuses dans la mangrove de Bouraké alors que les résidents permanents abondent dans l'estuaire de la Ouenghi. Ce phénomène est particulièrement évident pour les captures des filets maillants, ces engins de pêche prélevant essentiellement des espèces mobiles de grande taille. Il semble donc que les deux sites sont utilisées différemment par les poissons. La mangrove de Bouraké apparaît comme une zone de transit utilisée par des migrateurs de courte durée alors que l'estuaire de la Ouenghi accueillerait des espèces plus durablement, notamment pendant le grossissement des juvéniles.

3.3.- COMPARAISONS DES PÊCHES DIURNES ET NOCTURNES

3.3.1.- Analyse des récoltes du pré-échantillonnage

Au cours des prélèvements expérimentaux effectués dans la mangrove de Déama (avril-mai 1987), des poses successives de filets maillants ont été réalisées. Les résultats de huit pêches (4 de jour et 4 de nuit) montrent que les captures optimales ont été réalisées de nuit (tab. 48). La forte variabilité des données, notamment en nombre d'individus et en poids, ne permet pas de valider statistiquement les différences observées (test *t* de Student, test *w* de Wilcoxon-Mann-Whitney), même sur un période de temps aussi courte. L'hétérogénéité des données est maximale lors des captures diurnes, les valeurs des écart-types étant très élevées. Les pêches nocturnes sont très efficaces avec en moyenne deux fois plus d'espèces et des captures quatre fois plus importantes, en nombre et en poids, que le jour. En revanche, ces différences sont faibles pour les indices écologiques, les captures diurnes étant légèrement moins riches et plus équilibrées que leurs équivalents nocturnes.

Tableau 48.- Caractéristiques de l'échantillonnage intensif réalisé au cours des récoltes préliminaires (mangrove de Déama, avril 1987).

Variables : SR = Richesse spécifique (en nombre d'espèces), N = effectif (en nombre d'individus), W = poids (en grammes), H' (en bit) et E en données numériques et pondérales.
La taille de l'échantillon (n), la moyenne (moy.) et l'écart-type (σ) sont mentionnés pour l'ensemble des captures (global) et pour les captures des pêches de jour (diurne) et de nuit (nocturne).

Variables	Global			Diurne			Nocturne		
	n	Moy.	σ	n	Moy.	σ	n	Moy.	σ
SR	8	20,7	8,5	4	14	6	4	27	5,5
N	8	237,5	242,3	4	96	105,3	4	379	269,4
H' _n	8	3,127	0,397	4	3,095	0,406	4	3,159	0,448
E _n	8	0,753	0,139	4	0,833	0,095	4	0,674	0,138
W (g)	8	27452	28310	4	12387	15691	4	42518	31915
H' _w	8	2,907	0,442	4	2,777	0,583	4	3,037	0,268
E _w	8	0,691	0,081	4	0,737	0,056	4	0,645	0,081

3.3.2.- Les captures aux filets maillants de la campagne "Prospection"

Les pêches réalisées de jour (29 poses) et de nuit (24 poses) au cours de la campagne "Prospection" ont fourni des résultats comparables :

- de jour, 83 espèces (N = 2 895 individus, W = 247,7 kg);
- de nuit, 92 espèces (N = 2 519 individus, W = 311,6 kg).

La comparaison des prises (Annexe IIIb) permet d'observer leur répartition et de déterminer le nombre d'espèces communes aux prélèvements diurnes et nocturnes (64 espèces). Parmi les espèces présentes uniquement le jour ou la nuit, seules *Lethrinus lentjan* et *Neoniphon sammara* semblent posséder une activité nocturne marquée, les autres taxons figurent en quantité trop faible (occurrence inférieure à 3) pour définir leur rythme d'activité. Les espèces communes aux pêches diurnes et nocturnes sont les plus nombreuses (57,7% de la richesse spécifique totale). Cela est dû aux conditions de prélèvement qui respectaient en priorité les conditions de marée. Les diagrammes rang/fréquence indiquent que ces espèces se répartissent de façon relativement équitable selon les conditions de pêche (fig. 35).

STRUCTURE TEMPORELLE

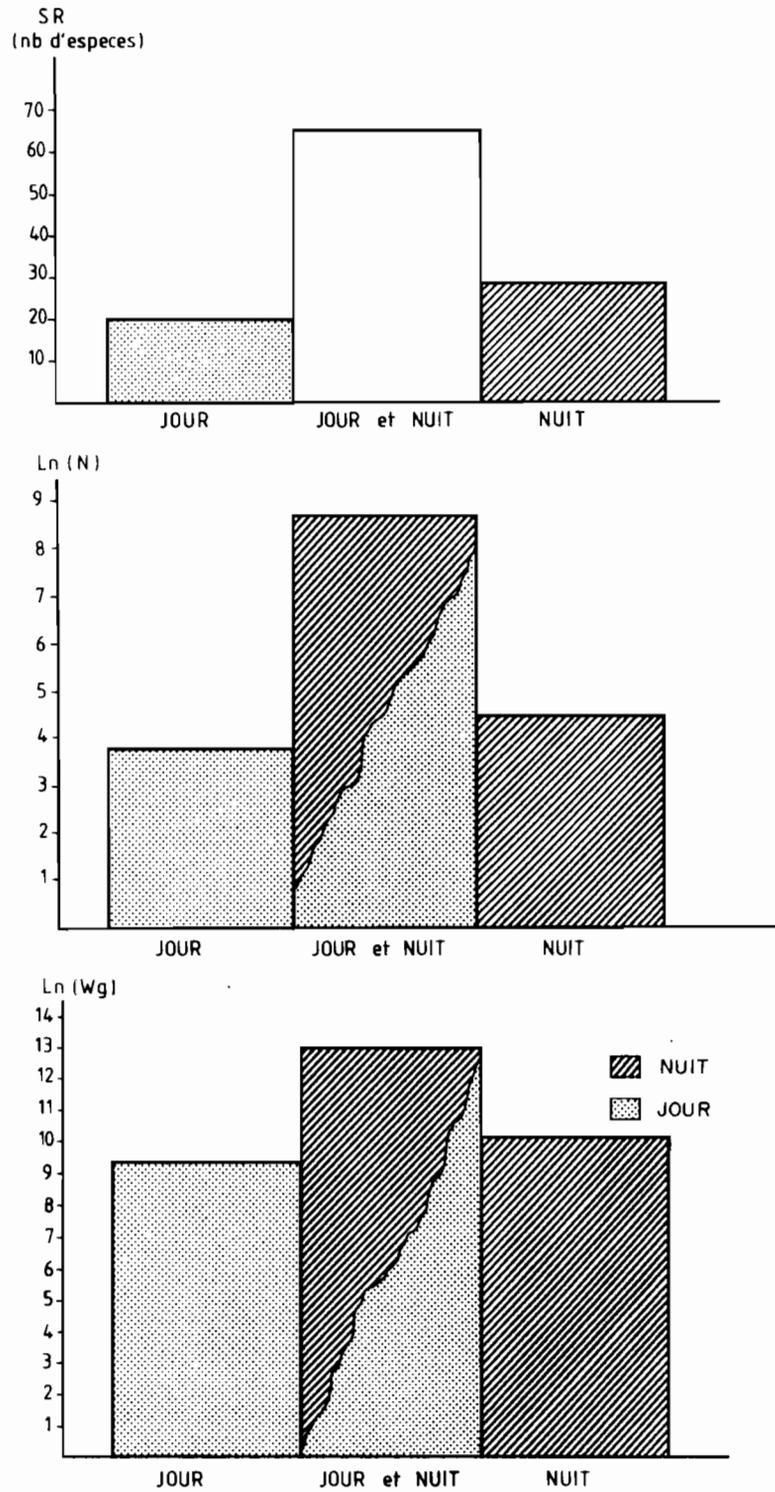


Figure 35.- Répartition des récoltes diurnes et nocturnes des filets maillants utilisés au cours de la campagne "Prospection", en nombre d'espèces (SR), en effectif (N) et en poids (Wg).

Les effectifs diurnes et nocturnes de certaines espèces peuvent être très différents (Annexe IIIb). Les abondances moyennes par pose diurne et nocturne de *Anodontostoma chacunda*, *Mugil cephalus*, *Sillago ciliata* et *Valamugil buchani*, des espèces choisies en fonction de leurs occurrences élevées, ont été calculées et comparées. Les résultats des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney confirment que les effectifs de *A. chacunda* et *M. cephalus* sont plus faibles le jour que la nuit ($\alpha \leq 0,05$). *Lutjanus fulvus* (83,3% des récoltes de nuit), *Monodactylus argenteus* (76,9%) et *Lutjanus fulviflammus* (68,4%) montrent également une activité nocturne marquée. A l'inverse, *Caranx ignobilis* est la seule espèce capturée le plus fréquemment de jour (8 récoltes sur 11, soit 72,7% de captures réalisées de jour). Ces différences traduisent le comportement et le rythme d'activité des espèces ainsi que leur possibilité d'éviter les engins de pêche. En effet, les espèces nocturnes qualifiées d'espèces nocturnes sont des poissons estuariens comme *A. chacunda* qui est inféodée à cet habitat et dans une moindre mesure *M. cephalus*. La turbidité de l'eau est importante dans les estuaires, ce qui diminue la distance de perception visuelle des filets maillants, en particulier la nuit.

L'analyse statistique des caractéristiques des peuplements diurnes et nocturnes a été réalisée de façon à éliminer l'importance du facteur station. Les données ont été appariées et les couples de valeurs présentant une valeur manquante ont été retirées de l'analyse (test de signe des rangs de Wilcoxon et ANOVA technique des blocs). Une seule variable (sur 7) subit un effet significatif des conditions de pêche : H'_n ($\alpha \leq 0,05$). La moyenne nocturne de H'_n est supérieure à la diversité numérique moyenne de jour (test *a posteriori* de Tukey, $\alpha \leq 0,05$). Les fluctuations des autres variables (SR, N, E_n , W, H'_w , E_w) sont trop importantes pour valider statistiquement les différences jour/nuit qui indiquent des récoltes optimales en nombre et en poids la nuit.

3.3.3.- Les captures aux filets maillants de la campagne "Saint-Vincent"

Ces résultats ont été détaillés auparavant (cf. § 3.1.1), ils ne seront rappelés que rapidement. Globalement, les différences entre les pêches diurnes et nocturnes sont négligeables vis-à-vis de la variabilité inter-sites (tab. 39). A Bouraké, le rôle des conditions de prélèvement est limité (tab. 40). Seuls l'effectif et l'équitabilité numérique sont sensibles à ce facteur en raison de captures diurnes abondantes au mois de février. Les différences entre les pêches de jour et celles de nuit sont significatives pour la richesse spécifique, l'effectif, le poids des prises et l'indice de diversité spécifique en nombre à la Ouenghi (tab. 41). Il est probable que la turbidité élevée des eaux estuariennes facilite la capture nocturne des poissons, ceux-ci ne pouvant détecter à temps les filets maillants. Les peuplements ichtyologiques présentent des différences diurnes et nocturnes plus ou moins marquées selon le site de pêche. Ces résultats suggèrent de nouveau que les sites échantillonnés ne sont pas utilisés de la même façon par les poissons et que les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi ont des fonctions différentes pour l'ichtyofaune.

4.- DISCUSSION

4.1.- VARIATIONS SAISONNIERES

Les variations saisonnières des peuplements de poissons côtiers de la zone tempérée sont bien marquées (MC ERLEAN *et al.*, 1973; ALLEN & HORN, 1975; SUBRAHMANYAM & DRAKE, 1975; CAIN & DEAN, 1976; SHENKER & DEAN, 1979; SUBRAHMANYAM & COULTAS, 1980; WEINSTEIN *et al.*, 1980; LONERAGAN *et al.*, 1989; LONERAGAN & POTIER, 1990). Sous les tropiques, ces variations ont fait l'objet de nombreuses études, notamment dans les mangroves (WARBURTON, 1978; YANEZ-ARANCIBIA, 1981; RAINER & MUNRO, 1982;

PHILLIPS, 1983; STONER, 1986; MORTON *et al.*, 1987; ROBERTSON & DUKE, 1987, 1990; LITTLE *et al.*, 1988). Leurs résultats indiquent que, dans les mangroves inter-tropicales, les communautés de poissons ne présenteraient pas de structure temporelle bien définie. L'analyse temporelle des captures réalisées à Bouraké et à la Ouenghi pendant 12 mois est en accord avec ces observations. En revanche, WRIGHT (1986), dans une mangrove marécageuse du Niger, décèle de fortes variations saisonnières. Celles-ci sont liées au recrutement et aux migrations des neuf espèces inventoriées. La richesse spécifique faible et l'aspect inhabituel de la communauté de poissons décrite par cet auteur expliquent sans doute ce résultat. HUTOMO & DJAMALI (1984) constatent également des fluctuations mensuelles de la richesse spécifique et de l'effectif de leurs récoltes en Indonésie. Ces observations, dont la validité est difficile à estimer (texte en indonésien, seul le résumé est en anglais), et celles de WRIGHT (1986) ne sauraient toutefois être généralisées à l'ensemble des mangroves tropicales.

L'absence de structure temporelle des peuplements ichtyologiques de mangrove est en partie liée à l'amplitude réduite des variations thermo-halines. Certes, ces facteurs du milieu étroitement associés au climat présentent des fluctuations mais elles sont beaucoup moins sensibles qu'à de plus hautes latitudes. La variabilité élevée des captures masque le plus souvent la saisonnalité des prises. ROBERTSON & DUKE (1987) évoquent l'arrivée de post-larves et de juvéniles de poissons en saison chaude et humide (été austral) qui se traduit par des variations de la densité des captures. Toutefois, ces auteurs reconnaissent que ce phénomène ne peut être confirmé pour les individus de grande taille en raison de la forte interaction entre les facteurs site et mois ($\alpha \leq 0,001$). En réduisant la variabilité des données, ROBERTSON & DUKE (1987) observent que la densité des poissons est maximale en été et minimale en hiver. Ce maximum, lié à des phénomènes de recrutement, est analogue aux prises élevées (en nombre d'espèces, d'individus et en poids), réalisées pendant la saison chaude à Porto Rico par STONER (1986) et en Nouvelle-Calédonie au cours de cette étude.

La variabilité des structures spatio-temporelles est liée à la dynamique des populations des espèces recensées et aux processus de succession et de migrations mis en oeuvre (YANEZ-ARANCIBIA, 1981). Dans le cadre de cette étude, les indices écologiques globaux utilisés se sont avérés inefficaces. La richesse spécifique, l'effectif, le poids des prises, la diversité spécifique et l'équitabilité n'ont pas un degré de résolution suffisant pour isoler des tendances saisonnières. Ceci est dû à leur définition mathématique, une même valeur pouvant avoir plusieurs significations écologiques, et à l'extrême variabilité des données. En revanche, l'observation de la saisonnalité et du statut de résidence de l'ichtyofaune des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi autorisent une description assez fine des phénomènes de succession et de migration des espèces recensées. A peine 29 taxons (20,7% de la richesse spécifique totale sur les deux sites) fréquentent le milieu temporairement. La saison de prédilection de ces espèces est généralement l'été (janvier à mars), toutefois, des espèces dominantes sont particulièrement abondantes en dehors de la période estivale (par exemple : *Atherinomorus endrachtensis* et *Ambassis myops* dans l'estuaire de la Ouenghi). D'autres espèces, comme les *Leiognathidae*, se succèdent dans le temps. L'alternance et la succession des espèces sont confirmées par l'examen de leurs statuts de résidence. Selon la mangrove, ceux-ci sont inégalement répartis, notamment pour les poissons les plus mobiles capturés à l'aide des filets maillants. A Bouraké où les conditions physico-chimiques sont proches de celles des eaux lagunaires, de nombreuses espèces passagères entrent et sortent de la mangrove qui apparaît comme un lieu de passage et de migration de courte durée, probablement d'ordre trophique. En revanche, les résidents permanents sont nombreux dans l'estuaire de la Ouenghi bien que leur effectif soit variable. C'est le cas des espèces les plus abondantes (*A. endrachtensis*, *A. myops* et les *Leiognathidae*). De ce fait, l'absence de structures saisonnières marquées ne signifie pas que le peuplement de poissons est homogène dans le temps, bien au contraire. Les migrations à court et moyen termes, les fluctuations d'abondances et les successions d'espèces se traduisent au niveau du peuplement par un "bruit de fond" important, sans doute amplifié par l'échantillonnage, qui masque les variations saisonnières. Cela suggère une apparente stabilité temporelle alors qu'en fait la structure et l'organisation des communautés sont constamment modifiées.

Dans l'ensemble, les statuts de résidence des espèces inventoriées au cours de la campagne "Saint-Vincent" sont équivalents à ceux qui peuvent être déduits de la littérature. Quelques espèces séjournent plus durablement dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie que dans d'autres régions, notamment en Afrique du Sud. Il existe sans nul doute une relation entre la température de l'eau et la distribution des ces espèces. En saison froide, la baisse de température est telle dans les régions sub-tropicales que la plupart des espèces doivent effectuer des migrations vers des zones plus chaudes. Dans le cas des mangroves de l'Afrique du Sud et du sud-est de l'Australie, les espèces considérées atteignent généralement leur limite sud de répartition. Elles doivent quitter les mangroves lorsque l'eau devient trop froide et se diriger vers le nord. Ainsi, *Acanthopagrus berda* est considérée par WALLACE (1975b), BLABER & CYRUS (1981) et DAY *et al.* (1981) comme une espèce temporaire en Afrique du Sud, tout comme *Liza macrolepis* (WALLACE, 1975b), alors qu'elles sont fréquentes en Nouvelle-Calédonie toute l'année. *Mugil cephalus*, résident de courte durée dans le sud-est de l'Australie (BELL *et al.*, 1984), est généralement présent toute l'année dans les mangroves située à des latitudes plus élevées, notamment dans la zone inter-tropicale (BLABER & BLABER, 1980; THOLLOT, présente étude). A l'opposé, *Therapon jarbua* (BLABER & CYRUS, 1981, BELL *et al.*, 1984) et *Chanos chanos* (PINTO, 1987) fréquentent les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie moins régulièrement que cela n'était envisageable d'après la littérature.

4.2.- VARIATIONS JOUR/NUIT

Les résultats des travaux concernant les variations diurnes et nocturnes des communautés de poissons de mangrove sont dans l'ensemble peu convaincants et parfois contradictoires. Pour PHILLIPS (1983), aucune différence entre les peuplements diurnes et nocturnes n'existe dans les mangroves du Costa Rica. QUINN & KOJIS (1983, 1987), au cours de campagnes de chalutage dans un estuaire de Papouasie Nouvelle-Guinée, capturent environ six fois plus de poissons et d'invertébrés de nuit, période qu'ils considèrent comme la plus représentative pour une étude des ressources halieutiques par chalutage. Dans les mangroves, les différences entre les poses diurnes et nocturnes de filets maillants (campagnes "Prospection" et "Saint-Vincent") ne sont pas très marquées. La richesse plus élevée des peuplements nocturnes est une caractéristique générale des captures. Cependant, la variabilité des échantillons et les conditions de pêche sont telles qu'il est impossible de distinguer statistiquement les deux types de récoltes.

Les différences observées traduisent en partie l'activité et le comportement des poissons, variables selon les espèces (SHENKER & DEAN, 1979; THAYER *et al.*, 1987; THOLLOT, présente étude). Leur capacité d'évitement des engins de pêche peut être minimale de nuit, ceci étant d'autant plus sensible à marée basse et dans des eaux très turbides (HORN, 1980). Les observations réalisées dans l'estuaire de la Ouenghi semblent confirmer l'effet de la turbidité (élevée) à l'inverse de la hauteur de la colonne d'eau, importante dans les chenaux de la Ouenghi même à marée basse. De plus, les fluctuations journalières n'apparaissent pas dans la mangrove de Bouraké dont les caractéristiques physico-chimiques sont proches des eaux lagonaires, notamment la teneur en matières particulaires en suspension qui est réduite. Des expérimentations avec des marquages-recaptures, définissant l'efficacité des engins et les variations de celle-ci selon des critères pré-définis, sont nécessaires.

5.- CONCLUSIONS

L'étude des structures temporelles des peuplements de poissons des mangroves du littoral sud-ouest de Nouvelle-Calédonie ne permet pas la mise en évidence des tendances saisonnières marquées. Selon la station

et la technique de prélèvement, des périodes peuvent-être isolées, notamment dans l'estuaire de la Ouenghi où l'importance du facteur mois est la plus grande. Elles correspondent le plus souvent à des captures abondantes d'*Atherinomorus endrachtensis*, d'*Ambassis myops*, de Clupeidae ou de Mugilidae. L'influence des saisons sur la composition des captures est faible comparée à celle du facteur site, quel que soit l'engin de pêche utilisé. Cette apparente stabilité temporelle résulte de la forte variabilité des données et de l'alternance des phases de migration et de succession des différentes espèces. Les communautés ichtyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi présentent de nombreuses variations et sont caractérisées par une structure temporelle très dynamique.

Les espèces saisonnières, dont l'effectif maximum est généralement observé en été, sont peu nombreuses. Elles représentent à peine 29 espèces, soit 20,7% de la richesse spécifique globale. Ces espèces sont inégalement réparties selon le site de pêche. La mangrove de Bouraké, largement ouverte vers le lagon et possédant des caractéristiques hydrologiques proches de celles des eaux lagunaires, apparaît comme un habitat utilisé par des espèces passagères. En revanche, l'estuaire de la Ouenghi accueille les espèces de façon plus durable, constituant une zone de nurserie pour certains taxons dont *Gazza minuta* et *Lutjanus fulvus*. En conséquence, le fonctionnement de ces deux mangroves est différent. La mangrove de Bouraké est fréquentée par des espèces lagunaires qui y effectuent des migrations, sans doute trophiques, de courtes durées alors que l'estuaire de la Ouenghi apparaît comme une nurserie.

Les différences entre les pêches diurnes et nocturnes sont généralement peu marquées. Le plus souvent, les pêches de nuit ont les meilleurs rendements mais la forte variabilité des données ne permet pas de distinguer statistiquement les deux types de pêches. L'importance des variations journalières des prises des filets maillants de la campagne "Saint-Vincent" est réduite, comparativement aux autres facteurs (site et mois). Toutefois, celle-ci est plus sensible sur le site de la Ouenghi qu'à Bouraké. La meilleure efficacité des pêches nocturnes est liée à la diminution des capacités d'évitement des engins par les espèces cibles. Une visibilité réduite due à la turbidité élevée des eaux estuariennes favorise sans doute des captures abondantes de poissons la nuit.

Cinquième chapitre : 3ème partie

**RELATIONS ENTRE
L'ICHTYOFAUNE ET
LES FACTEURS DU MILIEU**

TABLE DES MATIÈRES

1.- INTRODUCTION	173
2.- RELATIONS ENTRE CARACTÉRISTIQUES MORPHOLOGIQUES DES MANGROVES ET PEUPELEMENTS DE POISSONS	173
2.1.- MATÉRIEL ET MÉTHODES	173
2.2.- RESULTATS	174
2.3.- DISCUSSION	176
3.- RELATIONS ENTRE PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES ET FACTEURS DU MILIEU	177
3.1.- MATÉRIEL ET MÉTHODES	177
3.2.- RESULTATS	177
3.2.1.- Analyse globale	177
3.2.2.- Analyse détaillée concernant les espèces principales de chaque site	178
3.3.- RÔLE ET IMPORTANCE DES FACTEURS DU MILIEU POUR LES POISSONS	181
3.3.1.- La salinité	181
3.3.2.- La température	182
3.3.3.- La turbidité	182
3.3.4.- La matière organique particulaire en suspension	183
3.3.5.- L'oxygène dissous	183
3.3.6.- Autres facteurs évoqués dans la littérature	184
4.- CONCLUSIONS	185

1.- INTRODUCTION

Les principales caractéristiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (morphologiques et physico-chimiques) ont été présentées dans le chapitre II. Ces données ont été recueillies lors des échantillonnages de poissons, afin d'observer les relations entre ces différents paramètres et les peuplements ichthyologiques.

La taille, la forme et les caractéristiques d'une mangrove peuvent, dans une certaine mesure, conditionner la nature et l'importance des échanges ichthyofaunistiques avec les eaux côtières (D'CROZ & KWIECINSKI, 1980; GEDNEY *et al.*, 1982; WHITFIELD, 1983; MARAIS, 1988; THOLLOT, 1992). De même, les fluctuations des conditions physico-chimiques de l'eau peuvent avoir des conséquences sur la fréquentation des mangroves par les espèces côtières (BLABER, 1980; BLABER & BLABER, 1980; WHITFIELD *et al.*, 1981; BELL *et al.*, 1984; QUINN & KOJIS, 1986; CYRUS & BLABER, 1987a, 1987b; PINTO, 1987).

L'approche de ces phénomènes, l'évaluation de leur importance et la compréhension des mécanismes mis en oeuvre sont nécessaires à une étude écologique intégrée de l'écosystème et des relations ichthyofaunistiques entre lagon et mangrove.

2.- RELATIONS ENTRE CARACTERISTIQUES MORPHOLOGIQUES DES MANGROVES ET PEUPELEMENTS DE POISSONS

2.1.- MATERIEL ET METHODES

La mise en évidence des relations entre les caractéristiques morphologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie et les peuplements ichthyologiques qui les fréquentent a fait l'objet d'une publication (THOLLOT, 1992). Les détails concernant la récolte des données et leur traitement y sont mentionnés et ne seront que rapidement évoqués dans cette présentation.

La cartographie thématique des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie a été présentée au cours du chapitre II. Des surfaces au sol (S), des longueurs de façades maritimes (FM) et terrestres (FT), leur rapport (FM/FT) ainsi qu'une approximation de la potentialité d'échange avec le lagon ($ECH = S(FM/FT)$) ont été évaluées pour 11 sites localisés entre la baie de Dumbéa et la presqu'île de Térémba. Les prélèvements de

poissons de mangroves correspondant ont été réalisés au cours de la campagne "Prospection" (cf. Chapitre III). Au total, cela représente 43 pêches à l'aide de filets maillants (unité d'effort = une pose de 100 m de filets maillants pendant 6 heures). La richesse spécifique (SR), l'effectif (N) et le poids des prises (W) ont été comparées aux caractéristiques morphologiques des mangroves échantillonnées (S, FM, FT, FM/FT, ECH). Chaque variable a été ordonnée par rang, puis les différents degrés d'association ont été mesurés à l'aide du coefficient de corrélation de rang de Spearman (SIEGEL & CASTELLAN, 1988).

2.2.- RESULTATS

Les résultats concernant les caractéristiques morphologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie ont été détaillés dans le chapitre II (tab. 4). Les 43 prélèvements de poissons sélectionnés ont permis l'identification de 103 espèces de poissons, réparties en 4421 individus pour un poids total de 487,9 kg. Les moyennes par pose (\pm intervalle de confiance à 95%) des nombres d'espèces (SR), d'individus (N) et du poids (W), sont mentionnées pour chaque site échantillonné (tab. 49). Ces résultats soulignent l'hétérogénéité des prises, notamment sur le site de la Dumbéa. Les contributions en nombre et en poids de toutes les espèces le confirment, 29 espèces n'étant représentées que par un seul individu et de fortes différences d'effectif et de poids existant entre les espèces.

Tableau 49.- Composition moyenne des captures en nombre d'espèces, d'individus et en poids frais par site échantillonné ayant fait l'objet de mesures par télédétection.

n = nombre de prélèvements, SR = nombre d'espèces, N = nombre d'individus, W = poids frais (g).
IC = intervalle de confiance (95%) de la moyenne.

Station	n	SR \pm IC	N \pm IC	W \pm IC
Déama	9	2,9 \pm 0,8	9,5 \pm 4,3	2173,9 \pm 934,7
Bouraké	2	9,7 \pm 0,5	91,2 \pm 1,6	16913,5 \pm 12213,7
Le Prédour	2	3,2 \pm 1,5	28,5 \pm 6,9	1567,7 \pm 1690,0
Ouenghi	6	5,6 \pm 0,9	20,2 \pm 13,4	2170,7 \pm 1265,2
Quernel	5	7,8 \pm 2,2	45,1 \pm 37,0	5329,0 \pm 2849,3
Téremba	4	8,4 \pm 2,1	73,7 \pm 52,0	8628,3 \pm 457,2
Lebris	3	6,1 \pm 1,7	49,1 \pm 23,0	3382,8 \pm 764,0
Ouano	4	5,4 \pm 0,7	77,9 \pm 27,5	7514,2 \pm 4231,5
Tamoa	4	5,8 \pm 0,9	26,3 \pm 9,3	5557,7 \pm 3843,5
Gadji	2	3,5 \pm 1,0	11,3 \pm 2,6	684,2 \pm 24,5
Dumbéa	2	5,3 \pm 0,0	90,2 \pm 129,0	5152,5 \pm 7067,5

Les résultats des mesures d'association entre les prises réalisées au cours de l'échantillonnage des poissons de mangrove et les caractéristiques morphologiques des zones de prélèvements sont présentés dans le tableau 50. Les corrélations de rang de Spearman sont significatives ($\alpha \leq 0,05$) entre : SR et S, SR et FM, SR et FT, entre N et FM, N et ECH et entre W et FM, W et ECH. Ces paramètres sont corrélés positivement, ce qui suggère une augmentation des échanges ichtyologiques entre les mangroves et le lagon avec la taille des formations végétales. Ces corrélations positives peuvent également traduire l'accroissement, avec l'importance des mangroves, de la complexité du milieu et par conséquent de la disponibilité des ressources pour des poissons inféodés à cet écosystème. Aucune de ces deux hypothèses ne peut actuellement être écartée.

RELATIONS ENTRE L'ICHTHYOFAUNE ET LES FACTEURS DU MILIEU

Tableau 50.- Corrélations de rang de Spearman entre les nombres d'espèces recensées, les effectifs, les poids de poissons capturés et les caractéristiques morphologiques des mangroves échantillonnées.

SR = richesse spécifique, N = effectif, W = poids frais (g).

S = surface, FM = longueur de façade maritime, FT = longueur de façade terrestre, FM/FT = rapport des longueurs des façades maritime et terrestre (FM/FT), ECH = potentialité d'échange avec le lagon (Sx(FM/FT)).

Les corrélations indiquées en gras sont significatives ($\alpha \leq 0,05$) pour n = 43 observations.

	SR	N	W
S	0,317	0,258	0,198
FM	0,357	0,362	0,306
FT	0,353	0,071	0,073
FM/FT	-0,046	0,256	0,168
ECH	0,199	0,324	0,304

L'hétérogénéité des données (tab. 49) et les faibles valeurs des corrélations, la taille de l'échantillon (n = 43) abaissant le seuil des valeurs significatives (tab. 50), ne permettent pas de poursuivre cette démarche. En effet, la variabilité de l'effectif et du poids des prises pour des mangroves de façades maritimes ou de degrés d'ouverture vers le lagon est forte (fig. 36). La mise au point d'un modèle de régression prédictif (estimations de la diversité spécifique, de l'abondance et du poids des communautés de poissons pénétrant dans les mangroves en fonction des caractéristiques morphologiques de ces dernières) ne peut pas être envisagée.

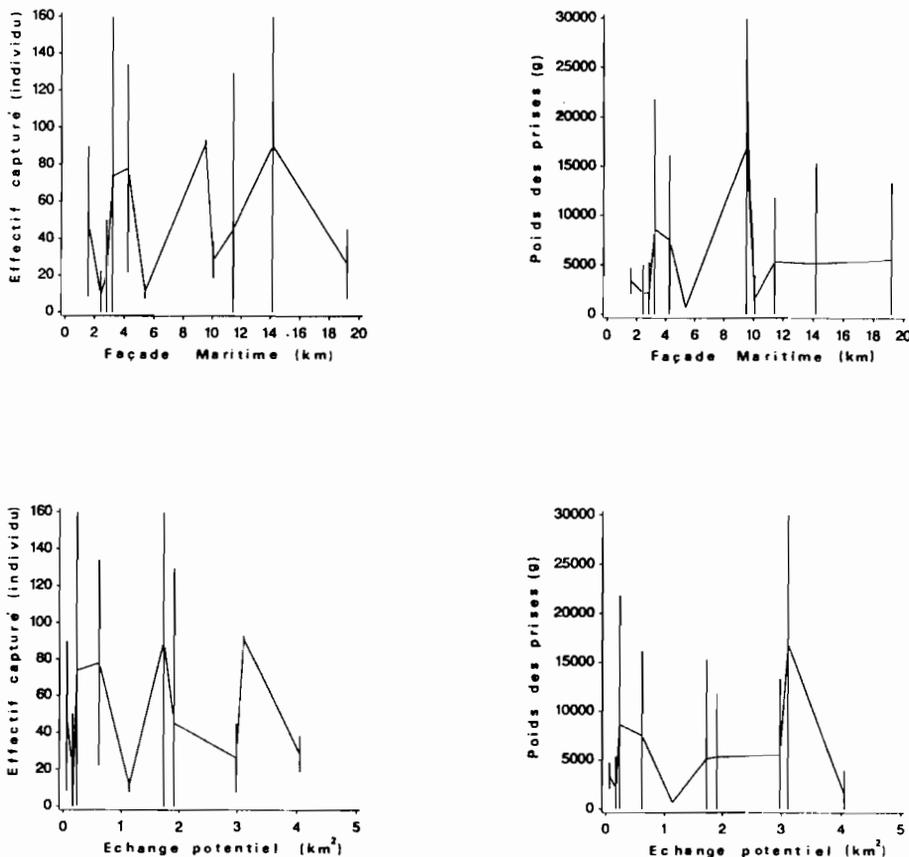


Figure 36.- Variations de l'effectif et du poids des pêches réalisées à l'aide de filets maillants lors de la campagne "Prospection" (moyenne \pm 2 erreurs standard) en fonction des caractéristiques morphologiques des mangroves.

2.3.- DISCUSSION

L'imagerie satellitaire permet l'observation rapide de vastes zones, apportant de nombreuses informations (images à haute résolution, mode multispectral). Leur suivi temporel (prises de vues successives) représente un atout considérable pour décrire l'évolution, voire de la dégradation, de divers écosystèmes. Ce moyen d'étude apparaît donc comme un outil privilégié pour la gestion et l'aménagement des zones côtières. De telles applications ont été réalisées à l'aide de données Landsat MSS (BINA *et al.*, 1984; QUADER *et al.*, 1986), de photographies Kate 140 prises par Salyut 7 au Bangladesh (ROY, 1989) ou de données SPOT (LOUBERSAC, 1985; LOUBERSAC *et al.*, 1986; BEN MUSTAPHA, 1988; DENIS *et al.*, 1988; DAVID, 1989; PHAN & PHAN, 1989; POPULUS & LANTIERI, 1992; THOLLOT *et al.*, 1992; cf. Chapitre II). Les coûts d'utilisation liés à l'emploi des données satellitaires sont habituellement moins importants qu'avec des techniques traditionnelles : photographies aériennes et recensements sur le terrain (ANONYME, 1988; BEN MUSTAPHA, 1988; DENIS *et al.*, 1988; POPULUS & LANTIERI, 1992). En ce qui concerne les ressources halieutiques côtières, la télédétection peut fournir des données de qualité sur la localisation et l'estimation de l'importance d'un biotope accueillant une espèce exploitée, le troca par exemple (BOUR *et al.*, 1986; BOUR, 1988) ou encore la cartographie d'un habitat particulier comme la végétation marine de l'île de Mooréa (BELSHER *et al.*, 1990). Dans le cas des espèces vagiles, poissons et crustacés, il n'existe, à ma connaissance, aucune autre étude faisant intervenir des données satellitaires (thons et autres pélagiques exclus).

L'originalité de notre démarche consistait à mettre en relation des paramètres morphologiques des mangroves, obtenus grâce au traitement de données SPOT, avec des résultats quantitatifs de pêches de poissons. Les échanges ichtyologiques entre lagon et mangrove ont pu être mis en évidence, bien que les contributions respectives des espèces résidentes et des visiteurs occasionnels n'aient pu être distinguées. Ces interactions sont d'autant plus importantes que la façade maritime des mangroves (FM) est développée et que les échanges potentiels avec le lagon (ECH) sont élevés, ce qui suggère une utilisation des mangroves par des espèces lagonaires. D'CROZ & KWIECINSKI (1980) observent une corrélation positive entre la quantité pêchée dans la baie de Panama et l'extension des mangroves, notamment pour les crevettes péneïdes. Ceci confirme les observations de MARTOSUBROTO & NAAMIN (1977) en Indonésie et celles de TURNER (1977) mettant en relation les prises en crevettes et la présence de mangrove sur le littoral. Les poissons, principalement les Engraulidae utilisés pour la fabrication de farine agro-alimentaire, représentent une ressource importante (68,9% des revenus annuels) pour les pêcheries côtières de la baie de Panama et dépendent plus ou moins directement des mangroves (D'CROZ & KWIECINSKI, 1980). De même, en Malaisie, les captures en poissons sont corrélées à l'étendue des mangroves le long du littoral (GEDNEY *et al.*, 1982). Parmi les estuaires sud-africains étudiés par WHITFIELD (1983), ceux dont les berges sont bordées de palétuviers supportent la faune ichtyologique la plus diversifiée. L'ensemble de ces observations confirme l'existence de liens ichtyofaunistiques entre les eaux lagonaires et les mangroves et suggère que des transferts d'énergie sortant des mangroves ont lieu par l'intermédiaire d'espèces migratrices. Cette dernière hypothèse est confirmée par l'analyse trophique détaillée qui sera présentée ultérieurement (cf. Chapitre V 4^{ème} partie).

La variabilité des captures de poissons n'a pas autorisé la mise au point d'un modèle permettant d'évaluer l'importance des relations entre l'ichtyofaune et les caractéristiques morphologiques des mangroves. Il est vraisemblable qu'une modélisation de ce type est réalisable, à condition de diminuer la variabilité des données. Un plan d'échantillonnage utilisant les résultats de la cartographie thématique des mangroves est souhaitable. C'est en effet dans cette direction, échantillonnage après stratification du milieu, que les études concernant les ressources halieutiques côtières devraient se dérouler. Une estimation des stocks de bivalves littoraux du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, basée sur une démarche analogue, n'a malheureusement pas pu être menée à bien pour des raisons techniques et logistiques malgré d'intéressantes perspectives (BARON, comm. pers.).

3.- RELATIONS ENTRE PEUPELEMENTS ICHTHYOLOGIQUES ET FACTEURS DU MILIEU

3.1.- MATERIEL ET METHODES

Dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi, la température, la salinité, la teneur en oxygène dissous, la turbidité (approchée par la teneur en matière particulaire en suspension) et la concentration en matière organique particulaire en suspension ont été relevés, à marée haute et à marée basse, lors des poses de filets maillants et de capéchades au cours de la campagne "Saint-Vincent" (cf. Chapitres II et III).

Les régressions linéaires multiples permettent de quantifier l'effet de ces paramètres environnementaux sur la richesse spécifique (SR), l'effectif (N) et le poids (W) des captures par pose (toutes espèces confondues). L'abondance et le poids des espèces les plus fréquemment récoltées ont également été considérées. Une technique particulière de régression pas à pas ascendante a été employée (SAS INSTITUTE INC., 1988). Le modèle intègre les variables explicatives une par une (par ordre décroissant d'importance), le critère de décision fixé étant une augmentation de la variance expliquée par le modèle de 0,15 (test F). A chaque étape, le modèle est réexaminé pour que le niveau de probabilité de chaque régresseur soit au moins égal à 0,15 (test F), dans le cas contraire la variable est retirée du modèle. Cette technique permet de traduire les synergies entre facteurs ou au contraire leur neutralisation. La régression prend fin quand toutes les variables explicatives ont été injectées dans le modèle ou quand la variable entrant est aussitôt éliminée. Une analyse de variance détermine alors le niveau de probabilité de la régression linéaire multiple.

Les régressions linéaires multiples constituent une méthode de traitement et d'analyse des données qui n'est pas sans risque. Les différentes techniques (pas à pas ascendant, descendant, etc) fournissent des interprétations variables et il n'existe pas de règle pour guider le choix de l'utilisateur. SOKAL & ROHLF (1981) précisent que la qualité d'une régression multiple dépend du nombre d'observations (le plus élevé possible) et de variables prédictives (le plus réduit possible). Pour accepter les résultats de l'analyse, il faudrait disposer de nombreuses informations sur la biologie et le comportement des espèces étudiées, ou encore pouvoir injecter des données supplémentaires après le calcul de la droite de régression et suivre le comportement du modèle (SOKAL & ROHLF, 1981). Ces validations ne sont généralement pas possibles, l'interprétation des résultats a donc été réalisée en gardant à l'esprit ce délicat problème.

3.2.- RESULTATS

3.2.1.- Analyse globale

Les captures mensuelles moyennes de poissons (richesse spécifique, effectif et poids) et les différents facteurs du milieu (température, salinité, teneur en oxygène dissous, turbidité et matière organique en suspension) ont fait l'objet de régressions multiples (tab. 51). Celles-ci font apparaître des relations hautement significatives ($\alpha \leq 0,01$) pour les captures des filets maillants à la Ouenghi entre :

- l'effectif et la salinité, la turbidité et la teneur en matière organique en suspension;
- la richesse spécifique et la salinité et la turbidité;
- le poids des prises et la température et la matière organique en suspension.

Tableau 51.- Régressions linéaires multiples entre richesse spécifique, effectif, poids des prises mensuelles et les facteurs du milieu.

R² : Coefficient de détermination multiple, ddl : Degrés de liberté (numérateur, dénominateur), F_{max} : F_{max} de Hartley, α : Niveau de probabilité (NS = non significatif, * = α ≤ 0,05, ** = α ≤ 0,01).

N : Effectif, S : Richesse spécifique, W : Poids frais (g), en indice : O : Ouenghi, B : Bouraké, F : Filets maillants, C : Capéchade. S^{°/oo} : Salinité (‰), TU : Turbidité (mg.l⁻¹), MOS : Matière organique particulaire en suspension (mg.l⁻¹), T° : Température (°C), O_{2d} : Oxygène dissous (ml.l⁻¹), en indice : h = marée haute, b = marée basse.

Equation de la droite de régression	R ²	ddl	F _{max}	α
N O F = 36,0 - 1,6 S ^{°/oo} _h + 5 057,7 TU _h + 1 243,8 TU _b - 6 082,0 MOS _b	0,907	(4, 5)	12,28	**
S O F = 17,0 + 0,5 S ^{°/oo} _b + 620,0 TU _h - 83,8 TU _b	0,905	(3, 6)	19,11	**
W O F = 22 450,7 - 716,2 T° _b + 1 055 509,7 MOS _h	0,780	(2, 7)	12,42	**
W O C = 36 741,3 - 1 079,9 T° _h - 411 336,2 MOS _b	0,676	(2, 7)	7,29	*
N B C = 619,4 - 44 911,3 TU _b	0,446	(1, 8)	6,44	*
W B C = - 3 575,6 + 1 698 166,8 MOS _h	0,256	(1, 8)	2,75	NS
S O C = 39,6 - 0,5 S ^{°/oo} _h	0,251	(1, 8)	2,69	NS

En ce qui concerne les autres stations, les niveaux de probabilité associés aux régressions linéaires multiples sont plus faibles que dans l'estuaire de la Ouenghi. En particulier, aucune variable explicative ne contribue à une augmentation de variance de 15% dans le cas des captures des filets maillants dans la mangrove de Bouraké. Cela explique l'absence d'équation de régression pour ce site et ce type d'engin de pêche quelle que soit la variable expliquée (tab. 51). Les variations de la composition quantitative de ce peuplement ne dépendent pas des paramètres physico-chimiques considérés lors des régressions multiples. D'autres facteurs sont susceptibles d'agir sur les poissons récoltés à l'aide de filets maillants dans la mangrove de Bouraké, notamment des facteurs biotiques (prédation, compétition inter- et intraspécifique).

Les régresseurs principaux, c'est-à-dire les facteurs du milieu extraits en premier par l'analyse expliquant le mieux les fluctuations des variables, sont la salinité, la température de l'eau (corrélation négative) et la turbidité (corrélation négative). L'effectif des captures aux filets maillants dans l'estuaire de la Ouenghi est négativement corrélé à la salinité à marée haute, la richesse spécifique augmentant avec la salinité à marée basse. Etant données les fortes variations de ce facteur dans l'estuaire (liées à l'alternance des marées et aux arrivées d'eaux douces), les salinités moyennes semblent privilégier les captures de poissons, en nombre d'espèces et en effectif. La turbidité constitue le facteur du milieu apparaissant le plus souvent parmi les paramètres des droites de régressions (5 fois), suivi de la matière organique en suspension (4 fois). Il faut reconnaître cependant que ces deux régresseurs, interviennent rarement de façon déterminante, sauf à Bouraké (tab. 51).

3.2.2.- Analyse détaillée concernant les espèces principales de chaque site

Les effectifs et les poids moyens mensuels des cinq espèces les plus fréquemment capturées dans chacune des quatre stations de prélèvements (Bouraké : filets maillants et capéchade, Ouenghi : filets maillants et capéchade), soit au total 40 variables dépendantes, ont été soumis à des régressions linéaires multiples (tab. 52). Vingt-huit régressions multiples ont été réalisées : 23 équations sont significatives, 4 d'entre-elles étant très hautement significatives (α ≤ 0,001).

RELATIONS ENTRE L'ICHTYOFAUNE ET LES FACTEURS DU MILIEU

Tableau 52.- Régressions linéaires multiples entre effectif, poids des espèces les plus fréquentes lors des prélèvements à Bouraké et à la Ouenghi pendant la campagne "Saint-Vincent" et les facteurs du milieu des sites correspondants.

R² : coefficient de détermination multiple, ddl : degrés de liberté (numérateur, dénominateur), F_{max} : F_{max} de Hartley,

α : Niveau de probabilité (NS = non significatif, * = α ≤ 0,05, ** = α ≤ 0,01, *** = α ≤ 0,001).

N : Effectif, W : Poids frais (g).

Espèces : Sc = *Siganus canaliculatus*, Lma = *Liza macrolepis*, Lme = *Liza melinoptera*, Go = *Gerres ovatus*, Sl = *Siganus lineatus*,
Ma = *Monodactylus argenteus*, Ae = *Atherinomorus endrachtensis*, Vb = *Valamugil buchanani*,

Ac = *Anodontostoma chacunda*, Le = *Leiognathus equulus*, Al = *Apogon lateralis*, Am = *Ambassis myops*.

T° : Température (°C), TU : Turbidité (mg.l⁻¹), MOS : Matière organique particulaire en suspension (mg.l⁻¹), O_{2d} : Oxygène dissous (ml.l⁻¹),
S_∞ : Salinité (‰), en indice : h = marée haute, b = marée basse.

Equation de la droite de régression	R ²	ddl	F	α
Bouraké Filets Maillants				
N Sc = - 69,7 + 3,2 T° _h - 3 228,9 TU _b + 6 245,9 MOS _b	0,962	(3, 6)	50,63	***
W Sc = - 7 890,9 + 370,2 T° _h - 406 193,8 TU _h + 778 655,1 MOS _h	0,951	(3, 6)	38,41	***
N Lma = - 99,6 - 1 992,2 TU _h + 4 091,9 MOS _h + 1,1 T° _h + 3,8 O _{2d} _h + 1,9 S _∞ _h	0,970	(5, 4)	25,60	**
N Lme = - 175,0 - 609,8 TU _b + 4,5 S _∞ _h - 1 160,7 TU _h + 4,0 O _{2d} _h + 0,6 T° _h	0,958	(5, 4)	18,15	**
N Go = 195,2 - 5,9 S _∞ _h - 6,0 O _{2d} _h + 2,2 T° _h	0,908	(3, 6)	19,64	**
N Sl = - 156,0 + 14,6 O _{2d} _b + 3,7 T° _h + 4 321,9 MOS _b	0,823	(3, 6)	9,33	*
W Go = 6 282,3 + 60,3 T° _h - 193,4 S _∞ _h - 128,3 O _{2d} _h	0,820	(3, 6)	9,12	*
W Lme = 613,4 - 42 793,3 TU _h	0,364	(1, 8)	4,59	NS
Bouraké Capéchade				
N Ma = 254,5 + 5,9 T° _h - 10,0 S _∞ _h - 5,2 O _{2d} _b - 2 737,8 MOS _b - 0,7 T° _b + 1 010,0 TU _b	0,999	(6, 1)	27317	**
W Ma = 894,2 - 63 829,7 TU _b + 77 294,5 MOS _b - 117,8 O _{2d} _h	0,941	(3, 4)	21,27	**
W Ae = - 2 637,7 - 64 060,6 TU _b + 394,0 O _{2d} _b + 85,1 T° _h	0,867	(3, 6)	13,01	**
N Sl = 9,9 + 327,4 TU _h + 382,9 MOS _b - 0,3 S _∞ _h	0,921	(3, 4)	15,48	*
N Ae = 549,0 - 46 055,1 TU _b	0,669	(1, 8)	16,15	*
W Sl = 72,7 - 100,4 O _{2d} _b + 45 102,2 TU _h + 57 081,0 MOS _b	0,801	(3, 4)	5,35	NS
Ouenghi Filets Maillants				
N Vb = 10,1 - 0,4 T° _h + 142,8 TU _h + 0,04 S _∞ _h	0,936	(3, 6)	29,41	***
N Ac = 30,4 + 159,1 TU _b - 1,5 T° _h + 1 536,7 TU _h	0,807	(3, 6)	8,36	*
W Ac = 4 434,7 - 209,0 T° _h + 196 527,2 TU _h + 18 113,1 TU _b	0,796	(3, 6)	7,79	*
W Vb = 10 194,2 - 616 263,2 TU _h	0,306	(1, 8)	3,53	NS
Ouenghi Capéchade				
N Le = 115,4 + 152,5 O _{2d} _h - 13,6 S _∞ _h - 81,2 O _{2d} _b + 3,1 S _∞ _b + 2 594,0 TU _h - 299,5 TU _b	0,999	(6, 3)	1060	***
W Al = 2 583,3 - 565,8 O _{2d} _h + 175,7 O _{2d} _b - 106,0 T° _b + 81,6 T° _h	0,940	(4, 5)	19,67	**
N Al = 236,0 - 233,1 O _{2d} _h + 183,9 O _{2d} _b + 11 473,2 TU _h	0,844	(3, 6)	10,81	**
W Le = 3 750,5 - 268 456,9 MOS _h - 91,6 T° _b	0,790	(2, 7)	13,15	**
W Am = 2 944,2 - 672,2 O _{2d} _b - 219 998,5 TU _h + 77,7 S _∞ _h	0,779	(3, 6)	7,05	*
N Am = 2 911,3 - 682,1 O _{2d} _b - 256 379,3 TU _b - 91,6 S _∞ _b	0,771	(3, 6)	6,73	*
W Ae = 4 455,4 - 907,9 O _{2d} _b	0,475	(1, 8)	7,25	*
N Ae = 1 812,6 - 367,1 O _{2d} _b	0,471	(1, 8)	7,11	*
W Go = 39,8 + 3,1 S _∞ _b	0,314	(1, 8)	3,67	NS
N Go = 6,2 + 0,3 S _∞ _b	0,274	(1, 8)	3,02	NS

Bouraké : filets maillants

Les variations de toutes les espèces considérées lors de l'analyse des captures des filets maillants à Bouraké peuvent être corrélées à différents facteurs du milieu, huit équations de régression étant extraites dont une non-significative (données pondérales de *Liza melinoptera*). *Siganus canaliculatus* est l'espèce dont les variations sont expliquées au mieux par le modèle ($\alpha \leq 0,001$). Trois paramètres interviennent : la température à marée haute, la turbidité et la matière organique en suspension à marée basse (tab. 52). Ces résultats suggèrent que cette espèce affectionne des eaux chaudes et claires. Ceci est conforme à nos observations, *S. canaliculatus*, abondante à Bouraké, est peu fréquente dans les eaux turbides de l'estuaire de la Ouenghi.

Les paramètres du milieu les plus importants sont la température (corrélations positives pour l'effectif et le poids de *Siganus canaliculatus* ainsi que le poids de *Gerres ovatus*) et la turbidité (corrélation négative pour l'effectif de *Liza macrolepis* et *Liza melinoptera*). Ces facteurs interviennent le plus fréquemment au cours des régressions multiples (température : 7 fois, turbidité : 6 fois, dont une non-significative). La teneur en oxygène dissous est un paramètre utilisé 5 fois lors des analyses mais rarement comme régresseur principal (coefficient de corrélation partielle faible, sauf pour l'effectif de *Siganus lineatus*).

Bouraké : capéchade

Les espèces sélectionnées pour les régressions multiples entre les captures mensuelles de la capéchade à Bouraké et les facteurs du milieu fournissent des résultats de qualité moyenne. *Monodactylus argenteus* (effectif et poids) et *Atherinomorus endrachtensis* (poids) présentent des équations de régressions hautement significatives ($\alpha \leq 0,01$). L'une d'elles est peu exploitable, le nombre de régresseurs employés étant élevé (6 paramètres pour l'effectif de *M. argenteus*). Dans le cas de *Siganus lineatus* (poids), le niveau de significativité requis (0,15) n'est pas atteint. De plus, les variations de deux espèces (*Apogon lateralis* et *Spratelloides delicatulus*) ne peuvent pas être expliquées grâce aux facteurs considérés dans cette analyse.

La turbidité, la teneur en matière organique en suspension et la concentration en oxygène dissous sont les facteurs intervenant les plus fréquemment dans les régressions. La turbidité représente un facteur prépondérant, il constitue le régresseur principal de 4 des 5 équations significatives. À marée basse, l'effectif et le poids de *Atherinomorus endrachtensis* ainsi que le poids de *Monodactylus argenteus* sont négativement corrélés avec la turbidité. À l'opposé, à marée haute, l'effectif de *S. lineatus* est positivement lié à la teneur en matières en suspension (tab. 52).

Ouenghi : filets maillants

Les résultats concernant les espèces fréquemment récoltées à l'aide des filets maillants dans l'estuaire de la Ouenghi sont très variables. Des équations de régression ont été obtenues pour deux espèces seulement, *Valamugil buchanani* et *Anodontostoma chacunda* (tab. 52) alors que trois autres espèces (*Leiognathus equulus*, *Liza melinoptera* et *Valamugil engeli*) ont été soumises sans succès à cette analyse. Les régressions multiples disponibles sont :

- hautement significative, pour l'effectif de *V. buchanani* ($\alpha \leq 0,001$);
- significative ($\alpha \leq 0,05$), pour l'effectif et le poids de *A. chacunda*.
- non-significative ($\alpha > 0,05$), pour le poids de *V. buchanani*.

Les deux paramètres principaux sont la turbidité et la température de l'eau. La salinité n'intervient qu'une seule fois et de façon modérée (3^{ème} facteur expliquant les variations de l'effectif de *Valamugil buchanani*). Les différentes variables dépendantes sont négativement corrélées à la température à marée haute et

positivement corrélées à la turbidité, ce qui n'est pas surprenant pour des détritivores dans un estuaire. Il convient de remarquer que deux facteurs du milieu n'interviennent pas du tout dans les équations des droites de régression : les teneurs en oxygène dissous et en matière organique en suspension (tab. 52).

Ouenghi : capéchade

De toutes les stations considérées, les captures de la capéchade à la Ouenghi se prêtent le mieux aux régressions multiples. Des équations de régression sont disponibles pour chacune des cinq espèces utilisées et seuls les résultats correspondant à l'effectif et au poids de *Gerres ovatus* ne sont pas significatifs (tab. 52). Les variations de l'abondance de *Leiognathus equulus* sont fortement corrélées à celles de l'oxygène dissous, de la salinité et de la turbidité ($\alpha \leq 0,001$). Cependant, le grand nombre de paramètres du milieu intervenant dans la régression rend délicate l'exploitation de ce résultat.

Les régressions multiples effectuées font apparaître l'importance d'un facteur du milieu : la teneur en oxygène dissous. Ce paramètre intervient très fréquemment (10 fois). Il constitue souvent, dans 7 équations significatives sur 8, le principal régresseur (extrait en 1^{er} par l'analyse). L'effectif et le poids de *Ambassis myops* et de *Atherinomorus endrachtensis* sont négativement corrélés à l'oxygénation des eaux à marée basse ce qui pourrait traduire leur résistance vis-à-vis des chutes de la teneur en oxygène dissous (plus importantes à marée basse). *Apogon lateralis* présente des résultats différents, les corrélations étant négatives avec le taux d'oxygène dissous à marée haute et positives à marée basse. Cette espèce semble tolérer des eaux moyennement oxygénées.

3.3.- ROLE ET IMPORTANCE DES FACTEURS DU MILIEU POUR LES POISSONS

Les conditions physico-chimiques des eaux côtières régulent en partie la présence et l'abondance des espèces de poissons. Ainsi, dans les estuaires tempérés la salinité agit sur la répartition des espèces (WEINSTEIN *et al.*, 1980). Les variations de l'intensité du gradient de dessalure se traduisent par des mouvements, en sens opposés, des espèces marines et dulçaquicoles (LONERAGAN *et al.*, 1989; LONERAGAN & POTTER, 1990). Dans les marais intertidaux, les lagunes et les baies côtières où l'influence de la salinité est réduite, les variations qualitatives et quantitatives des peuplements sont liées à la température (ALLEN & HORN, 1975; SUBRAHMANYAM & DRAKE, 1975; CAIN & DEAN, 1976) et au marnage (HORN, 1980). L'observation des résultats acquis au cours de cette étude et une analyse bibliographique détaillée indiquent que les observations réalisées sous des latitudes tempérées ne peuvent être appliquées intégralement à la zone inter-tropicale. L'influence de chaque facteur est analysée ci-dessous afin de mieux définir leur importance pour les communautés ichthyologiques des mangroves.

3.3.1.- La salinité

WHITFIELD *et al.* (1981) ont montré que les poissons des estuaires tropicaux étaient euryhalins. Cependant, la plupart d'entre eux résistent mieux aux dessalures qu'aux augmentations de salinité. La capacité des juvéniles à supporter de plus larges fluctuations de salinité expliquerait leur abondance dans les mangroves (AUSTIN, 1971; WALLACE & VAN DER ELST, 1975). Globalement, les captures dans l'estuaire de la Ouenghi sont corrélées à la salinité et dans une moindre mesure à la température. L'influence de la salinité est maximale en haut de l'estuaire (captures des filets maillants) où le déplacement du "coin salé" a pu être observé. Pour l'ensemble des espèces récoltées en amont de l'estuaire, les captures semblent optimales dans des conditions de salinité moyennes. L'effectif et la salinité à marée haute montrent en effet une corrélation négative alors que la richesse spécifique est positivement corrélée à la salinité à marée basse. En revanche, le rôle de ce facteur

n'apparaît pas lors des analyses des espèces les plus fréquentes. C'était en partie prévisible, les espèces présentes régulièrement dans l'estuaire devant être capables de résister aux variations de salinité. La salinité n'a pas d'effet important sur les peuplements ichtyologiques présents dans la mangrove de Bouraké où les conditions thermo-halines sont proches de celles des eaux lagunaires. Adaptés aux conditions hypotoniques (WHITFIELD *et al.*, 1981), les poissons de mangrove sont généralement peu sensibles aux variations de salinité. Bien sûr, certaines espèces réagissent aux modifications de ce facteur, notamment dans les estuaires, mais elles sont généralement peu abondantes. Ce paramètre du milieu semble donc avoir une importance secondaire pour les poissons des mangroves de Nouvelle-Calédonie. D'ailleurs, la salinité n'apparaît que sur le troisième axe factoriel de l'analyse des structures spatiales des pêches aux filets maillants de la campagne de "Prospection" et ne représente que 8,5% de l'inertie extraite par l'AFC (cf. Chapitre V *1ère partie*).

3.3.2.- La température

La température ne semble pas constituer un facteur prépondérant pour les poissons de mangrove et n'explique pas de façon satisfaisante les variations des communautés observées. La température ne participe pas aux premiers axes factoriels extrayant le maximum de variance lors des analyses de la structure spatiale des pêches exploratoires (cf. Chapitre V *1ère partie*). Les observations disponibles dans la littérature mettent rarement en avant l'importance de la température pour les peuplements de poissons de mangrove, sauf en Afrique du Sud (WALLACE, 1975b). Pour STONER (1986) l'influence de ce facteur est minime comparée à celle de la salinité et de la turbidité. MORTON *et al.* (1987) observent un effet de la température sur l'abondance des prises mais reconnaissent que l'influence du marnage reste prépondérante. D'autres auteurs (BELL *et al.*, 1984; QUINN & KOJIS, 1986) observent un décalage entre les variations des captures et celles des facteurs du milieu, dont la température. Ils décrivent des corrélations entre les prises et la température de l'eau, quelques mois auparavant. Cette approche n'a pu être abordée dans le cadre de cette étude, la série temporelle de données étant trop limitée (nombre insuffisant de valeurs pour réaliser et valider raisonnablement une telle analyse). Ce genre de démarche permettrait sans doute de mieux comprendre les mécanismes régulant la structure des communautés ichtyologiques, notamment les phénomènes de recrutement et les variations inter-annuelles.

3.3.3.- La turbidité

L'action de la turbidité sur la nature et la composition de peuplements de poissons de mangrove a été démontrée par plusieurs auteurs (BLABER, 1980; BLABER & BLABER, 1980; CYRUS & BLABER, 1987a, 1987b). Ce paramètre apparaît fréquemment dans nos régressions linéaires multiples, tant au niveau des résultats généraux qu'au cours des analyses des espèces principales. Les corrélations sont négatives sur le site de Bouraké (filets maillants et capéchade), notamment pour *Liza macrolepis*. Ce résultat confirme le classement de cette espèce par CYRUS & BLABER (1987a, 1987b) dans les espèces d'eaux "claires à peu turbides". Dans la mangrove de Bouraké, dont les caractéristiques physico-chimiques sont proches de celles des eaux lagunaires, l'augmentation de la teneur en particules en suspension pourrait représenter une contrainte pour les poissons du lagon pénétrant dans la mangrove : piscivores et autres prédateurs à vue. A l'opposé, les corrélations sont positives pour *Anodontostoma chacunda* et *Valamugil buchanani*, deux détritivores de l'estuaire de la Ouenghi (filets maillants). Cependant, CYRUS & BLABER (1987a, 1987b) classent *V. buchanani* parmi les taxons préférant les eaux claires à peu turbides. Une différence de comportement entre adultes (présente étude) et juvéniles (leur étude) pourrait expliquer cette contradiction. En effet, les filets maillants utilisés dans l'estuaire de la Ouenghi ont récolté des individus de grande taille alors que CYRUS & BLABER (1987a, 1987b) ont échantillonné des juvéniles à l'aide d'une senne de plage de 12 mm de maille étirée. De plus, ces auteurs raisonnent en unité de turbidité néphélométrique (NTU) qui traduit la non-transparence de l'eau. La mesure des quantités de matières particulaires en suspension ne représente qu'une composante de la turbidité et ne prend pas en compte les qualités optiques (réfraction et diffraction) des particules. L'importance de ce facteur du milieu est confirmée par l'analyse des structures spatiales des pêches exploratoires (cf. Chapitre V *1ère partie*).

En effet, les premiers axes factoriels traduisent l'influence du substrat, opposant les stations envasées des sites proches de formations coralliennes, ce qui correspond à un gradient d'envasement et par conséquent de turbidité de l'eau.

Le rôle exact de la turbidité sur les poissons de mangroves reste difficile à déterminer avec précision, d'autant que le comportement des espèces vis-à-vis de ce paramètre est variable (CYRUS & BLABER, 1987a, 1987b). Les eaux turbides sont généralement considérées comme des zones à fortes productivité planctonique bien que la relation entre les deux phénomènes soit complexe (BRUTON, 1985). Dans ce cas, un nombre élevé de zooplanctonophages est envisageable. Ceux-ci sont en effet très abondants dans la plupart des structures trophiques décrites dans des mangroves fluvio-marines (BLABER, 1979, 1980; ONG & SASEKUMAR, 1984; cf. Chapitre V 4^{ème} partie). En plus de la disponibilité des ressources alimentaires, BLABER & BLABER (1980) attribuent aux eaux turbides une réduction de la prédation sur les juvéniles et une fonction d'aide à la localisation des zones favorables à leur grossissement (eaux calmes et peu profondes). Le recrutement estival dans un estuaire tropical australien correspond à la période de turbidité maximale et à un nombre réduit de piscivores (BLABER, 1980). BLABER *et al.* (1985) ajoutent que dans la région de Dampier (nord-est de l'Australie) où la turbidité est faible, les piscivores sont nombreux et pénètrent avec la marée montante dans les mangroves, ce qui diminue la valeur de cet habitat en tant qu'abri pour les juvéniles. La faible transparence de l'eau et les teneurs élevées en matières particulaires en suspension présentent cependant certaines contraintes pour l'ichtyofaune. L'envasement consécutif au dépôt des particules en suspension peut affecter la nature du substrat et les ressources alimentaires benthiques (BRUTON, 1985), notamment au cours de transports sédimentaires brutaux ou intenses et prolongés (WHITFIELD, 1983).

3.3.4.- La matière organique particulaire en suspension

La matière organique particulaire en suspension, un facteur du milieu étroitement lié à la turbidité telle que nous l'avons définie, peut également influencer la composition des communautés de poissons. Son rôle a pu être mis en évidence par QUIROS & BAIGUN (1985) dans le bassin de River Plate, en Amérique du Sud, où l'ichtyofaune est dominée par des détritivores. Les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie sont peu sensibles aux variations de la teneur de la matière organique en suspension. Cela est dû en partie à l'importance secondaire des détritivores dans l'ensemble du peuplement (cf. Chapitre V 4^{ème} partie). En fait, même l'abondance des détritivores (principalement des Mugilidae) n'est pas corrélés à la matière organique en suspension, celle-ci intervenant rarement en tant que régresseur principal. Les mulots et les autres membres de ce groupe trophique s'alimentent en prélevant leur nourriture aux interfaces air-eau et eau-sédiment et plus rarement dans la colonne d'eau elle-même (HIATT, 1944; ODUM, 1968, 1970b; ODUM & HEALD, 1972; WIJAYARATNE & COSTA, 1986). Il est vraisemblable que l'apport de matière organique en suspension est négligeable par rapport aux accumulations de litière végétale, ce qui expliquerait l'indépendance des poissons de mangrove, notamment les détritivores, vis-à-vis de la teneur en matière organique particulaire en suspension.

3.3.5.- L'oxygène dissous

Des relations entre les espèces de poissons et la teneur en oxygène dissous n'ont été observées qu'à l'embouchure de l'estuaire de la Ouenghi (captures de la capéchade). L'oxygène dissous n'apparaît qu'une fois en tant que premier régresseur (pour *Siganus lineatus*) dans les autres sites et n'intervient pas lors de l'analyse des résultats globaux. Les raisons de cette spécificité restent obscures et sont sans doute en relation avec la physiologie des espèces considérées et leurs besoins énergétiques élevés (cas de la plupart des espèces de petite taille). La relation entre oxygénation de l'eau et abondance des poissons varie selon les espèces. *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis* tolèrent des eaux peu oxygénées. *Apogon lateralis* préfère des eaux moyennement oxygénées. PINTO (1987) décrit la teneur en oxygène dissous comme un facteur de

l'environnement agissant sur la distribution de trois espèces de poissons d'une mangrove des Philippines (corrélations négatives pour *Ambassis kopsi*, *Secutor ruconius* et *Lutjanus johni*), toutefois elle ne représente pas le régresseur principal et le niveau de probabilité requis ($\alpha \leq 0,05$) n'est pas atteint. Sous les latitudes tempérées des marais salés de Floride du Nord (SUBRAHMANYAM & COULTAS, 1980), la concentration de l'eau en oxygène intervient significativement dans quelques régressions multiples mais la part de variabilité saisonnière expliquée reste faible (20% en considérant la température, la salinité et l'oxygène dissous). En conséquence, l'oxygénation des eaux représente un facteur abiotique qui ne semble avoir de l'importance que localement pour certaines espèces. De façon générale, elle semble suffisante pour ne pas constituer une contrainte pour la majorité des espèces présentes. Ces considérations doivent bien évidemment être pondérées par l'ampleur des fluctuations de la teneur en oxygène dissous. En particulier, une baisse brutale et importante de l'oxygénation des eaux se traduit par la fuite des espèces vagiles et la mort d'espèces sédentaires. L'arrivée massive de polluants provoque généralement une augmentation brutale de la demande biologique en oxygène qui entraîne une baisse de la teneur en oxygène dissous ayant parfois des conséquences dramatiques (RAMAMURTHY, 1984; SEOW & BROOM, 1984). D'ailleurs, de fortes mortalités de poissons, sans doute liées à l'anoxie du milieu, ont pu être observées aux environs immédiats de Nouméa, dans des zones de pollution chronique et par forte chaleur.

3.3.6.- Autres facteurs évoqués dans la littérature

Tous les paramètres abiotiques n'ont pas été pris en compte dans notre analyse. Certains d'entre eux sont toutefois susceptibles d'agir sur la composition des peuplements de poissons de mangrove, tels que l'hydrodynamisme modéré et la profondeur (BLABER, 1980) ainsi que les conditions de marée (HUTOMO & DJAMALI, 1984; WRIGHT, 1986; MORTON *et al.*, 1987). Les deux stations échantillonnées simultanément dans la baie de Saint-Vincent sont soumises à des conditions hydrodynamiques et de marée analogues. Il est donc peu probable que les variations des courants, de l'agitation de l'eau ou encore des hauteurs de marée se traduisent par les différences observées entre les peuplements ichtyologiques.

La nature et la diversité de l'habitat (WHITFIELD, 1983) et du substrat (WARBURTON, 1978; BLABER, 1980) doivent être pris en considération. En particulier, la nature du substrat apparaît comme le principal facteur du milieu expliquant la distribution des espèces de poissons récoltées à l'aide des filets maillants et des empoisonnements à la roténone dans le cadre de la campagne "Prospection" (cf. Chapitre V *1ère partie*). MARAIS (1988) présente des corrélations positives entre l'effectif, le poids des prises de filets maillants et la taille des bassins versants de 14 estuaires sud-africains. Il reconnaît que ce paramètre agit directement sur la transparence de l'eau et la salinité (corrélations négatives entre l'abondance des poissons et ces deux facteurs) et qu'en fait ce sont les conséquences hydrologiques dues à la dimension du bassin versant qui sont importantes.

PINTO (1987) intègre des concentrations en nutriments à son analyse des prises par unité d'effort de huit espèces de poissons dans une mangrove des Philippines. Aucune des régressions linéaires multiples considérant 14 facteurs écologiques (température, salinité, marée, vitesse du vent, pluviométrie, quantité de litière végétale, teneur en carbone du sédiment, teneur en oxygène dissous, pH, concentrations en nitrates, en silicates, en phosphates, en chlorophylle a et en caroténoïdes) n'est significative. En conséquence, l'existence de relations directes entre les espèces et les concentrations en nutriments semble peu probable. Les poissons paraissent plus sensibles aux variations de certains facteurs du milieu, comme la turbidité, que l'on pourrait qualifier (en comparaison avec les nutriments) de macro-facteur écologique. Ceci est vrai dans la mesure où les seuils de toxicité des composés chimiques et organiques présents dans l'eau ne sont pas dépassés et que les besoins physiologiques des poissons sont assurés.

Les recrutements de juvéniles d'espèces vivant à l'état adulte ou se reproduisant en dehors des mangroves peuvent être modifiés en fonction des variations spatio-temporelles à grande échelle des populations matures

induites par la courantologie côtière (WALLACE, 1975b) et la dynamique des populations de ces espèces (ROBERTSON & DUKE, 1987). L'absence d'informations et de données nécessaires au suivi de ces phénomènes et de leurs conséquences sur les recrutements de poissons dans les mangroves représente une difficulté majeure pour valider une telle hypothèse.

4.- CONCLUSIONS

L'imagerie satellitaire peut fournir une aide sensible dans des domaines aussi variés que la cartographie, la gestion, l'aménagement des littoraux et d'y recueillir des informations précises (en qualité et en quantité). Compte-tenu des besoins croissants de la plupart des pays tropicaux, l'utilisation de la télédétection est appelée à se généraliser et les applications du traitement d'images satellitaires, répondant à de multiples besoins, devront se diversifier. Les résultats de cette étude, bien que permettant imparfaitement la mise en évidence quantitative des relations ichthyofaunistiques entre les mangroves et le lagon sud-ouest, ouvrent des horizons nouveaux et dévoilent d'intéressantes perspectives pour les scientifiques et les gestionnaires à l'écoute des ressources halieutiques côtières. La contribution des données satellitaires à la connaissance de ces ressources (algues, mollusques, crustacés, poissons) représente un axe de recherche et de développement digne d'intérêt, qui ne saurait être ignoré.

Parmi les facteurs abiotiques considérés lors de l'analyse des relations entre les captures de poissons et des paramètres de l'environnement, la turbidité représente un facteur essentiel pour l'abondance et le poids des espèces recensées. Le rôle de la turbidité pour les poissons de mangroves, notamment les juvéniles, une composante importante des peuplements, reste difficile à définir avec précision. La diminution de la transparence de l'eau semble constituer une protection contre les prédateurs à vue, surtout dans des zones de faible profondeur. De plus, les eaux turbides correspondent généralement à des milieux très productifs qui peuvent accueillir des concentrations importantes de plancton. La turbidité aiderait la localisation par les juvéniles de sites riches en aliments et soumis à une prédation modérée. Des expérimentations au laboratoire ou dans le milieu naturel devraient permettre de valider ces théories et de quantifier l'importance de chaque paramètre. Ces informations sont tout particulièrement nécessaires pour déterminer la valeur des mangroves en tant que nurseries pour des espèces côtières.

L'oxygénation des eaux est importante pour les espèces de petite taille capturées à l'aide de la capéchade dans l'estuaire de la Ouenghi. Globalement les concentrations en oxygène dissous sont suffisantes et ne représentent pas un facteur limitant pour les communautés ichthyologiques. Les variations de ce paramètre sont sans doute très rapides et les capacités de résistance des poissons à l'hypo-oxygénation du milieu sont réduites. Cela explique l'importance que ce facteur peut avoir localement, dans l'espace et dans le temps. La salinité et la température agissent uniquement sur les peuplements étudiés en amont de l'estuaire de la Ouenghi où le déplacement du coin salé, traduisant l'influence marine, a pu être observé. En revanche, il ne faut pas exclure leur action sur la réduction de la compétition interspécifique, des espèces congénériques occupant des niches écologiques différentes en fonction de leur affinité vis-à-vis de ces facteurs du milieu (cf. MARTIN, 1988).

Cinquième chapitre : 4ème partie

STRUCTURE TROPHIQUE

TABLE DES MATIÈRES

1.- INTRODUCTION	189
2.- MATERIEL ET METHODES	190
2.1.- ANALYSE DES CONTENUS STOMACAUX	190
2.2.- DEFINITION DES STRATEGIES ALIMENTAIRES ET DES GROUPES TROPHIQUES	190
2.3.- PRINCIPE ET ORIGINALITE DE L'ANALYSE TROPHIQUE	191
3.- RESULTATS	192
3.1.- ANALYSE GLOBALE.....	192
3.1.1.- Les données disponibles.....	192
3.1.2.- Importance des différents types d'aliments.....	193
3.1.3.- Les stratégies alimentaires rencontrées	194
3.2.- STRUCTURE TROPHIQUE	195
3.2.1.- Captures des filets maillants de la campagne "Prospection"	195
3.2.2.- Empoisonnements à la roténone de la campagne "Prospection"	197
3.2.3.- Ichtyofaune de la mangrove de Bouraké (campagne "Saint-Vincent")	198
3.2.4.- Ichtyofaune de la mangrove de la Ouenghi (campagne "Saint-Vincent")	199
3.3.- VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DE LA STRUCTURE TROPHIQUE	200
3.3.1.- Importance des variations spatiales.....	200
3.3.2.- Les variations temporelles à Bouraké.....	203
3.3.3.- Les variations temporelles à la Ouenghi.....	206
3.3.4.- Relation entre statut de résidence et structure trophique.....	206
4.- DISCUSSION	211
4.1.- SOURCES ENERGETIQUES DU RESEAU ALIMENTAIRE.....	211
4.1.1.- Les détritres	212
4.1.2.- Les algues	212
4.1.3.- Le phytoplancton	213
4.1.4.- Origine du carbone assimilé par les poissons	213
4.2.- STRUCTURES ET FONCTIONNEMENT DU RESEAU ALIMENTAIRE.....	214
4.2.1.- Particularités des structures trophiques identifiées	214
4.2.2.- Caractéristiques communes aux structures trophiques identifiées.....	215
4.2.3.- Fonctionnement tropho-dynamique des communautés	217
4.3. ROLE DES POISSONS DANS LES TRANSFERTS D'ENERGIE	218
5.- CONCLUSIONS.....	219

2.- MATERIEL ET METHODES

2.1.- ANALYSE DES CONTENUS STOMACAUX

L'identification des proies ingérées par les poissons nécessite généralement l'utilisation d'une loupe binoculaire, voire d'un microscope. Ceci est difficilement réalisable sur le terrain et même au laboratoire si le nombre d'espèces étudiées est élevé. Pour s'en rendre compte il suffit de consulter les travaux de ODUM & HEALD (1972). Dans le cadre de cette étude, la plupart des proies ont été identifiées à l'oeil nu. Au total, une quarantaine d'aliments ont été considérés. Pour simplifier la présentation des résultats, ils ont été classés en 9 catégories selon des critères biologiques, morphologiques (taille) et comportementaux (pélagique, planctonique, benthique⁶) :

- poisson;
- invertébré benthique de grande taille (> 2 mm);
- invertébré benthique de petite taille (≤ 2 mm);
- corail (distingué des invertébrés benthiques à cause de son importance dans le système lagunaire);
- zooplancton;
- macro-algue benthique;
- micro-algue benthique;
- phytoplancton;
- détrit.

La nature des aliments identifiés et leur importance en pourcentage volumique ont été reportées. Lorsque le nombre d'estomacs examinés contenant de la nourriture était insuffisant (<5) pour déterminer avec une relative certitude le régime alimentaire d'une espèce, celui-ci a été défini à l'aide des données disponibles dans la littérature (notamment pour les proies de petite taille). L'utilisation de références bibliographiques présente certains inconvénients : disparité des mesures utilisées (fréquences numérique, pondérale ou volumique, équivalent énergétique, etc) et des catégories de proies définies, variations possibles des régimes alimentaires selon les sites et les gammes de taille des individus observés. Au cours de leur croissance certaines espèces changent de régime alimentaire, comme par exemple *Chanos chanos*, *Elops machnata* et *Mugil cephalus* (HIATT, 1944). Ces variations ontogéniques peuvent avoir des conséquences minimales (les proies sont différentes mais le type d'aliment reste le même) ou rendre difficile l'intégration d'une espèce à un groupe trophique donné (DE SYLVA, 1975).

2.2.- DEFINITION DES STRATEGIES ALIMENTAIRES ET DES GROUPES TROPHIQUES

Selon la composition moyenne des contenus stomacaux d'une espèce, il est possible de déterminer en partie son éthologie alimentaire. Cette approche tient compte de la diversité des types d'aliments ingérés et de l'importance relative des proies consommées (en fréquence volumique). Trois stratégies alimentaires ont été définies :

- les espèces spécialistes, leur alimentation dépend d'un type d'aliment qui compose au moins 75% du bol alimentaire;

⁶ Les invertébrés benthiques ont été considérés en fonction de leur taille, sans distinguer ni leur position sur le fond (organismes endogés ou épigés) ni leur mobilité (organismes sessiles ou vagiles).

1.- INTRODUCTION

Les transferts d'énergie provenant des mangroves et bénéficiant aux peuplements ichthyologiques côtiers sont en grande partie basés sur l'utilisation de détritus issus des palétuviers (ODUM & HEALD, 1972, 1975a). Ce matériel organique peut être consommé directement par des poissons détritivores, comme *Mugil cephalus* qui "téléscopie" la chaîne alimentaire (ODUM, 1970b). Au Queensland où de fortes concentrations de crabes Grapsidae (*Sesarminae*) existent, une grande partie du matériel foliaire tombant sur le substrat est rapidement ingérée par ces petits crabes pour être réinjectée dans la chaîne alimentaire sous la forme de pelotes fécales (ROBERTSON, 1986, 1987, 1988a, 1988b). La reminéralisation de la litière végétale par des bactéries, des champignons saprophytes, des copépodes et d'autres organismes détritivores représente la principale source de matière organique du réseau alimentaire (ODUM *et al.*, 1982). Cette chaîne trophique des coprophages constitue une nourriture abondante et variée pour de nombreuses espèces côtières de poissons et de crustacés (SASEKUMAR *et al.*, 1984; ZIEMAN *et al.*, 1984).

De récents travaux indiquent que l'importance de la litière végétale provenant des palétuviers a sans doute été surestimée. Utilisant des isotopes stables de carbone, RODELLI *et al.* (1984) constatent que 50% des aliments ingérés dans les mangroves sont d'origine algale, les quantités d'éléments provenant des palétuviers étant inversement proportionnelles à la distance à la côte des prélèvements. L'analyse des flux trophiques d'un estuaire de Porto Rico conforte ces observations, la plupart des crevettes péneïdes et des organismes étudiés tirant leur énergie du carbone algal et non des palétuviers (STONER & ZIMMERMAN, 1988). De même, dans un herbier de Floride proche de la mangrove (80 m environ), la consommation de matériel issu de la dégradation des palétuviers est réduite et très localisée, contrairement à celle des phanérogames, des épiphytes et à celle du phytoplancton (FLEMING *et al.*, 1990). L'utilisation de détritus ou de phytoplancton peut coexister et même alterner au gré des saisons et des conditions hydrologiques, constituant ainsi la source de matière organique d'un réseau alimentaire plus ou moins complexe (DE SYLVA, 1975).

L'étude de la structure trophique des peuplements de poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie essaie d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

- quelle est la source d'énergie utilisée par les poissons dans les mangroves ?
- le réseau trophique présente-t-il des particularités de structure et de fonctionnement, notamment des variations spatio-temporelles ?
- quel rôle joue, s'il y a lieu, l'ichtyofaune dans les transferts d'énergie sortant des mangroves ?

- les espèces opportunistes, leurs proies sont variées et l'aliment majeur n'excède pas 75% du contenu stomacal;
- les espèces généralistes, au moins trois aliments différents sont présents et aucun ne dépasse 50% des proies ingérées.

Les espèces ont été associées à des groupes trophiques. Pour des raisons de commodité et de simplicité, leur terminologie reprend implicitement la nature des neuf types de proies : piscivores, macrocarnivores (ou carnivores 1), microcarnivores (ou carnivores 2), corallivores, zooplanctonophages, macroherbivores, microherbivores, phytoplanctonophages et détritivores.

2.3.- PRINCIPE ET ORIGINALITE DE L'ANALYSE TROPHIQUE

Pour de nombreuses espèces, l'appartenance à un groupe trophique donné ne repose pas sur une réalité biologique. Différentes proies sont consommées et plusieurs niveaux du réseau trophique (détritus, producteurs primaires, secondaires, etc) sont présents dans les contenus stomacaux (ODUM & HEALD, 1972, 1975a; BEUMER, 1978; WHITFIELD, 1980; MACIOLEK, 1981; MARAIS, 1984; ONG & SASEKUMAR, 1984; THONG & SASEKUMAR, 1984; MORTON *et al.*, 1987; KULBICKI *et al.*, *in prep. a*, *in prep. b*). Certains auteurs emploient une catégorie trophique particulière : les omnivores. Son utilisation est peu satisfaisante, de nombreuses espèces aux contenus stomacaux hétérogènes étant appelées à figurer dans ce groupe qui pourrait devenir ultra-majoritaire. Dans ce cas, l'analyse perdrait une grande partie de son intérêt. De plus, comme le signale PARRISH (1987a, 1989), le rôle des omnivores dans les transferts d'énergie est difficile à interpréter. En effet, les apports énergétiques consécutifs à l'ingestion de végétaux et ceux liés à la consommation d'autres organismes (consommateurs primaires, secondaires, voire tertiaires) ne sont pas comparables. D'autres auteurs ne tiennent compte que de la composante majeure du bol alimentaire. Cela simplifie considérablement l'analyse mais introduit une source d'erreur non négligeable en occultant l'effet des espèces dominant le peuplement sur leurs proies secondaires.

Pour tenter de remédier à ces difficultés, le spectre alimentaire de chaque espèce a été conservé dans son intégralité. Cette approche, préconisée par PARRISH *et al.* (1985, 1986) et KULBICKI *et al.* (*in prep. a*, *in prep. b*) permet de représenter une structure qui respecte l'importance relative de chaque groupe trophique. Il convient de remarquer que les nombres d'espèces, les effectifs et les poids de chaque catégorie ont une signification particulière. Par exemple, les piscivores d'un échantillon donné (de richesse spécifique SR, d'effectif N et de poids W) sont estimés par :

SP = nombre d'espèces piscivores,

$$SP = \sum_{i=1}^{SR} sp_i = \sum_{i=1}^{SR} fp_i \quad \text{avec : } \begin{array}{l} sp_i = \text{participation de l'espèce } i \text{ au nombre d'espèces de piscivores;} \\ fp_i = \text{fréquence de l'aliment poisson pour l'espèce } i; \end{array}$$

NP = effectif des piscivores,

$$NP = \sum_{i=1}^{SR} np_i = \sum_{i=1}^{SR} n_i fp_i \quad \text{avec : } \begin{array}{l} np_i = \text{participation de l'espèce } i \text{ à l'effectif des piscivores,} \\ n_i = \text{abondance de l'espèce } i; \end{array}$$

WP = poids des piscivores,

$$WP = \sum_{i=1}^{SR} wp_i = \sum_{i=1}^{SR} w_i fp_i \quad \text{avec : } \begin{array}{l} wp_i = \text{participation de l'espèce } i \text{ au poids des piscivores,} \\ w_i = \text{poids de l'espèce } i. \end{array}$$

Ces valeurs représentent des mesures virtuelles pouvant être des nombres décimaux d'espèces ou d'individus. Les résultats sont donc mentionnés en unités espèces (ou "*espèces*") et en unités individus (ou "*individus*"). Pour le poids, ce paradoxe étant moins gênant, aucune unité particulière n'a été utilisée.

Les récoltes des filets maillants et les empoisonnements à la roténone de la campagne "prospection" représentent deux composantes des peuplements ichtyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie : les adultes et les juvéniles (incluant les espèces de petite taille). Les structures provenant de ces échantillons complémentaires ne peuvent être analysées séparément. A titre d'exemple, la plupart des piscivores sont des individus de grande taille qui se nourrissent principalement de petits pélagiques (BLABER *et al.*, 1990b). Leurs proies ne figurent pas dans les captures de filets maillants mais parmi les empoisonnements à la roténone. Notre but étant une analyse globale des communautés ichtyologiques de mangrove, il est donc préférable de regrouper les informations provenant des différentes méthodes de pêche. Cela n'a malheureusement pas pu être réalisé dans le cadre de l'analyse trophique des peuplements de poissons échantillonnés au cours de la campagne "Prospection" en raison de la disproportion des nombres de poses de filets maillants et d'empoisonnements à la roténone. En revanche, l'étude des structures trophiques des peuplements ichtyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi (campagne "Saint-Vincent") a été réalisée après avoir regroupé les différentes composantes des communautés. Une pose de capéchade et deux poses correspondantes de filets maillants ont été cumulées, ce qui représente une image de la communauté ichtyologique échantillonnée sur une durée de 24 h.

3.- RESULTATS

3.1.- ANALYSE GLOBALE

3.1.1.- Les données disponibles

Analyse des contenus stomacaux

Les contenus stomacaux de 90 espèces présentes dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (34,4% des espèces recensées) ont été identifiés (cf. Annexe IVa). La qualité de ces observations dépend bien évidemment de la taille de l'échantillon examiné. Lorsqu'au moins 5 estomacs non-vides d'une même espèce ont pu être analysés, l'information a été considérée comme représentative du régime alimentaire (56 espèces). Dans le cas contraire (34 espèces), seule l'information qualitative a été conservée.

Conformément à la méthode employée, les aliments relevés le plus fréquemment sont des proies de grande taille, facilement identifiables à l'œil nu. Indépendamment de l'importance volumique relative des différents types d'aliments, les macro-invertébrés benthiques (taille > 2 mm) et les poissons constituent les proies le plus souvent recensées. Elles apparaissent respectivement dans les contenus stomacaux de 64 et de 60 espèces (cf. Annexe IVa). L'importance des petits invertébrés et des micro-algues est réduite alors que les autres types d'aliments (par ordre décroissant d'importance : corail, macro-algue, détritus, phytoplancton et zooplancton) ne figurent pas dans plus de 4 contenus stomacaux.

Pour des raisons identiques, les espèces dont le contenu stomacal a pu être identifié sont, en grande majorité, des espèces de grande taille. Ainsi, la totalité des Lutjanidae recensées dans les mangroves (5 espèces) figure dans l'Annexe IVa, de même que de nombreux Lethrinidae (9 espèces sur 10), Mullidae

(6 espèces sur 7), Serranidae (11 espèces sur 13) et Haemulidae (5 espèces sur 6). A l'opposé, aucun Gobiidae (32 espèces) n'a été examiné avec succès. Il en est de même pour la plupart des espèces de petite taille (Centropomidae, Blennidae, Clupeidae, Engraulidae, etc), à l'exception d'un Leiognathidae (*Gazza minuta*) et de deux Apogonidae (*Apogon hyalosoma* et *Cheilodipterus quinquelineatus*).

Recherches bibliographiques

Les contenus stomacaux d'une grande partie des espèces recensées dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie n'ont pu être identifiés. Dans certains cas le nombre d'estomacs analysés était insuffisant pour déterminer avec précision l'importance relative des différentes proies, ce qui rendait les résultats difficilement reproductibles. Au total, 206 espèces (sur 262) ne possédaient pas un régime alimentaire défini de façon satisfaisante, il a donc été nécessaire de consulter les données disponibles dans la littérature.

Cent trois références fournissent des résultats concernant plus ou moins directement les contenus stomacaux des espèces récoltées (cf. Annexe IVb). En les regroupant avec les données recueillies en Nouvelle-Calédonie (base de données biologiques, ORSTOM Nouméa), des informations sont alors disponibles pour près de 64% des espèces recensées dans les mangroves du lagon sud-ouest (166 espèces). Le plus souvent (122 espèces), les données recueillies sont de bonne qualité et fournissent de précieuses informations quantitatives. Les espèces concernées sont généralement de grande taille et possèdent un intérêt économique. Lorsque différents types de données étaient accessibles, les informations quantitatives ont été considérées en priorité par rapport aux données qualitatives (100 espèces) et semi-quantitatives (64 espèces).

Aucun renseignement n'était disponible pour 95 espèces. A chacune de ces espèces, un régime alimentaire virtuel a été attribué en fonction :

- des renseignements disponibles pour des espèces congénériques, d'éthologie proche;
- des caractéristiques biologiques, morphologiques et comportementales de l'espèce.

L'Annexe IVc présente le régime alimentaire des 262 espèces de poissons recensées dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Cette matrice de données constitue le fichier de base utilisé au cours de cette analyse trophique.

3.1.2.- Importance des différents types d'aliments

Les neuf aliments ont été considérés sans tenir compte des pourcentages volumiques observés, pour l'ensemble des espèces recensées (cf. Annexe IVc). Par ordre décroissant de leur fréquence d'apparition, ces aliments peuvent être classés en trois catégories :

- les aliments principaux (ou essentiels) : invertébrés benthiques de taille supérieure à 2 mm (présents dans les contenus stomacaux de 133 espèces), poissons (123 espèces) et invertébrés benthiques de taille inférieure à 2 mm (122 espèces);
- les aliments secondaires : détritus (66 espèces), zooplancton (62 espèces) et micro-algues (54 espèces);
- les aliments négligeables (ou accessoires) : phytoplancton (14 espèces), macro-algues (9 espèces) et coraux (5 espèces).

Tous les niveaux trophiques, depuis les consommateurs primaires (phytoplancton, micro- et macro-algues) et les détritivores jusqu'aux consommateurs d'ordre supérieur (secondaire, tertiaire, voire quaternaire), sont représentés. L'importance des poissons et des invertébrés benthiques pour l'alimentation d'un grand nombre d'espèces suggère que l'ichtyofaune se nourrit principalement aux niveaux les plus élevés du réseau trophique.

3.1.3.- Les stratégies alimentaires rencontrées

La plus grande partie des espèces recensées consomme un seul type de proie (140 espèces spécialistes) ou un nombre limité d'aliments (100 espèces opportunistes). A peine 22 espèces sont classées parmi les généralistes (tab. 53). Les invertébrés benthiques, les poissons et dans une moindre mesure le zooplancton, les micro-algues et les détritiques dominent le régime alimentaire de 97,3% des espèces inventoriées. A l'inverse, aucun corallivore n'a pu être recensé et les macroherbivores (1 espèce) tout comme les phytoplanctonophages (6 espèces) sont faiblement représentés (tab. 53).

Tableau 53.- Stratégies alimentaires des poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

Proie : poisson, macro-invertébré (taille > 2 mm), micro-invertébré (taille ≤ 2 mm), corail, zooplancton, phytoplancton, macro-algue, micro-algue et détritiques.

Stratégies alimentaires : spécialiste (1 type d'aliment représente au moins 75% du volume du bol alimentaire), opportuniste (un type d'aliment représente entre 50 et 75% du volume du bol alimentaire) et généraliste (un type d'aliment représente au plus 50% du volume du bol alimentaire qui contient au moins 3 types d'aliments différents).

Lorsque le bol alimentaire contenait des types d'aliments dominant en quantités égales, l'espèce a été classée pour moitié dans chaque groupe, ce qui explique des décomptes en nombres décimaux d'espèces.

Les valeurs des χ^2 partiels et leurs degrés de significativité (NS = $\alpha > 0,05$; * = $\alpha \leq 0,05$; ** = $\alpha \leq 0,01$) figurent à la suite des totaux des lignes et des colonnes. Les microinvertébrés et le corail, le zoo- et le phytoplancton, les macro-, les micro-algues et les détritiques ont été regroupés pour satisfaire aux conditions d'emploi du test. Le χ^2 global du test d'association-indépendance apparaît en *italique* à la jonction de ces deux séries de données.

Proie	Stratégies alimentaires			Total	χ^2
	Spécialiste	Opportuniste	Généraliste		
Poisson	37	12,5	0,5	50	9,49**
Macro-invertébré	45	27	6	78	0,57 ^{NS}
Micro-invertébré	18	29	8	55	9,94**
Corail	0	0	0	0	
Zooplancton	25	14,5	1,5	41	2,24 ^{NS}
Phytoplancton	4	2	0	6	
Macro-algue	1	0	0	1	
Micro-algue	10	6,5	2	18,5	6,88*
Détritiques	0	8,5	4	12,5	
Total	140	100	22	262	
χ^2	11,41*	6,34 ^{NS}	11,37*		<i>29,11**</i>

L'analyse du tableau 53 indique une dépendance des stratégies alimentaires vis-à-vis des proies constituant la plus grande partie du contenu stomacal ($\chi^2 = 29,11$ conduisant au rejet de l'hypothèse d'indépendance au seuil $\alpha \leq 0,01$ pour 8 degrés de liberté : regroupement des microinvertébrés et des coraux, du zoo- et du phytoplancton, des macro-, micro-algues et des détritiques pour satisfaire aux conditions d'emploi du test). Les valeurs des χ^2 partiels (tab. 53) montrent que ce sont principalement les espèces spécialistes et généralistes qui sont liées aux types de proies consommées (χ^2 partiels = 11,41 et 11,39 : significatifs pour 4 degrés de liberté au seuil $\alpha \leq 0,05$). Les stratégies alimentaires dépendent des aliments lorsque ce sont des poissons (χ^2 partiel = 9,49 pour 2 degrés de liberté : $\alpha \leq 0,01$) ou des invertébrés de petites tailles (χ^2 partiel = 9,94 pour 2 degrés de liberté : $\alpha \leq 0,01$). Les piscivores ont une stratégie alimentaire hautement spécialisée et ne consomment que très peu de proies annexes. A l'opposé, les macrocarnivores semblent prélever leur nourriture avec peu de discernement, le critère de sélectivité de la proie devant probablement être lié à la taille et à l'abondance de celle-ci. Le χ^2 partiel correspondant au regroupement des macro-, micro-algues et des détritiques est significatif (χ^2 partiel = 6,88 : $\alpha \leq 0,05$ pour 2 degrés de liberté). Cela est en grande partie dû à

STRUCTURE TROPHIQUE

l'alimentation diversifiée des détritivores qui ingèrent sans discernement des débris végétaux, du sédiment et des organismes benthiques : algues, foraminifères, micro-organismes, etc.

La disparité de l'importance relative des aliments dans les contenus stomacaux, notamment la sous-représentation des coraux et des macro-algues, a conduit à une simplification de l'analyse, 7 des 9 groupes trophiques potentiels étant conservés au cours des observations ultérieures:

- les piscivores;
- les macrocarnivores;
- les microcarnivores (incluant les corallivores);
- les zooplanctonophages;
- les phytoplanctonophages;
- les herbivores (regroupant macro- et microherbivores);
- les détritivores.

3.2.- STRUCTURE TROPHIQUE

Les méthodes de prélèvement employées au cours de cette étude ne permettent pas la description exacte des communautés de poissons, néanmoins leurs récoltes sont représentatives des différentes composantes de l'ichtyofaune. Les adultes et les poissons de grande taille ont été capturés à l'aide de filets maillants, les juvéniles et les espèces de petite taille étant échantillonnés grâce à des empoisonnements à la roténone ou à des poses de capéchades. Dans un premier temps, les structures trophiques de ces deux composantes des peuplements sont présentées (campagne "Prospection"). Une description de la structure trophique globale des communautés de poissons des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi, après regroupement des récoltes des filets maillants et de la capéchade, est alors réalisée.

3.2.1.- Captures des filets maillants de la campagne "Prospection"

Les prélèvements réalisés à l'aide de filets maillants dans le cadre de la campagne "Prospection" (126 espèces, 7 470 individus, 801,8 kg) ont été soumis à une analyse trophique (tab. 54). Les macrocarnivores constituent la catégorie la plus importante, dominant en nombre d'espèces (34%, soit 43 espèces), en effectif (23,6%, soit 1 762 individus) et en poids (30,9%, soit 248 kg). Ces observations confirment la valeur des invertébrés benthiques de grande taille pour l'alimentation des poissons.

Les consommateurs secondaires et tertiaires représentent plus de 75% des espèces capturées à l'aide des filets maillants, leur contribution en nombre ou en poids dépassant légèrement 50% (tab. 54). Les piscivores sont peu nombreux (6,7% de l'abondance) et de grande taille (14,30% du poids). Les microcarnivores et les zooplanctonophages, des espèces de petite taille, abondent (respectivement 13,4% et 13,3% de l'effectif) mais ne représentent que 4,7% et 6,1% du poids des prises. Les consommateurs primaires (herbivores et phytoplanctonophages) et les détritivores sont bien représentés en nombre et en poids (près de 50% du total).

L'importance des différents groupes trophiques et leur composition dépendent étroitement des espèces dominant les prises (tab. 54). Seize espèces contribuent individuellement pour au moins 10% de l'effectif ou du poids de l'un des 7 groupes trophiques (tab. 54). Elles figurent parmi les espèces les plus abondantes des pêches aux filets maillants de la campagne "Prospection" (tab. 19), à l'exception de *Sphyraena barracuda* et de *Lutjanus fulvivflammus* pour les piscivores et de *Siganus canaliculatus* pour les herbivores. En ce qui concerne les contributions pondérales, seules *S. barracuda* et *Thyrsoidea macrura* (piscivores), *Leiognathus equulus* (microcarnivores) et *S. canaliculatus* (herbivores) n'appartiennent pas aux dix espèces principales.

Tableau 54.- Structure trophique des pêches aux filets maillants de la campagne "Prospection".

Pour chaque groupe trophique, les espèces fournissant une contribution en nombre ou en poids supérieure à 10% sont mentionnées par ordre décroissant d'importance relative. Les totaux par groupe trophique, en nombre d'unités espèces (=espèces), d'unités individus (=individus) et en poids, sont également indiqués.

Groupe trophique	Effectif	Poids
Piscivores	<i>Sphyraena barracuda</i> (14,2%) <i>Lutjanus fulviflammus</i> (11,4%)	<i>Sphyraena barracuda</i> (16,2%) <i>Thyrsoidea macrura</i> (11,7%)
Total : 35 espèces	Total : 500 individus	Total : 114 642 g
Macro-carnivores	<i>Gerres ovatus</i> (39,3%) <i>Pomadasys argenteus</i> (11,4%)	<i>Pomadasys argenteus</i> (25,3%) <i>Lutjanus argentimaculatus</i> (19,9%)
Total : 42,9 espèces	Total : 1 762 individus	Total : 248 070 g
Micro-carnivores	<i>Gerres ovatus</i> (69,1%)	<i>Gerres ovatus</i> (46,5%) <i>Plotosus lineatus</i> (12%) <i>Valamugil buchanani</i> (10,2%)
Total : 9,5 espèces	Total : 1 002 individus	Total : 38 089 g
Zooplanktonophages	<i>Plotosus lineatus</i> (29,7%) <i>Leiognathus equulus</i> (21,4%) <i>Leiognathus splendens</i> (18,2%) <i>Liza macrolepis</i> (10,9%)	<i>Plotosus lineatus</i> (31,6%) <i>Liza macrolepis</i> (21,6%) <i>Leiognathus equulus</i> (15,6%)
Total : 17 espèces	Total : 992 individus	Total : 49 161 g
Herbivores	<i>Siganus lineatus</i> (49,3%) <i>Liza macrolepis</i> (12,7%) <i>Siganus canaliculatus</i> (12,5%)	<i>Siganus lineatus</i> (54,5%) <i>Siganus canaliculatus</i> (10,8%)
Total : 9,1 espèces	Total : 1 009 individus	Total : 132 667 g
Phytoplanktonophages	<i>Anodontostoma chacunda</i> (56,8%)	<i>Anodontostoma chacunda</i> (67,9%)
Total : 3,8 espèces	Total : 840 individus	Total : 82 553 g
Détritivores	<i>Liza macrolepis</i> (23,5%) <i>Anodontostoma chacunda</i> (23,3%) <i>Valamugil buchanani</i> (11,8%) <i>Liza melinoptera</i> (11,4%)	<i>Anodontostoma chacunda</i> (27,3%) <i>Liza macrolepis</i> (22,8%) <i>Mugil cephalus</i> (12,8%) <i>Valamugil buchanani</i> (11,4%)
Total : 8,7 espèces	Total : 1 365 individus	Total : 136 664 g

La plupart des groupes trophiques sont largement dominés par une espèce (tab. 54). Les microcarnivores sont essentiellement composés d'une seule espèce : *Gerres ovatus*, qui représente 69,1% de leur effectif et 46,5% de leur poids. Il en est de même pour les herbivores avec *Siganus lineatus* (49,3% de l'effectif et 54,5% du poids) et pour les phytoplanktonophages avec *Anodontostoma chacunda* (56,8% de l'effectif et 67,9% du poids). D'autres espèces se déplaçant en bancs apparaissent parmi les composantes majeures des différents groupes trophiques (exceptés les piscivores et, en poids, les macrocarnivores). Il s'agit de Mugilidae, de Leiognathidae et de *Plotosus lineatus*. Il convient de remarquer que certaines espèces sont importantes dans plusieurs groupes trophiques (*Liza macrolepis*, *G. ovatus*, *A. chacunda*, *P. lineatus* et *Valamugil buchanani*).

STRUCTURE TROPHIQUE

3.2.2.- Empoisonnements à la roténone de la campagne "Prospection"

L'utilisation de la roténone permet la récolte d'individus de petite taille (114 espèces, 5 013 individus pour un poids de 47,1 kg). Les deux groupes trophiques majeurs sont les zooplanctonophages (plus de 50% de l'effectif récolté) et les macrocarnivores (27,6% des espèces et 28,7% du poids, cf. tab. 55).

Tableau 55.- Structure trophique des empoisonnements à la roténone de la campagne "Prospection".

Groupe trophique	Effectif	Poids
Piscivores	<i>Apogon lateralis</i> (23%) <i>Therapon jarbua</i> (10,5%)	<i>Sphyraena barracuda</i> (16,5%) <i>Thyrsoidea macrura</i> (15,2%) <i>Therapon jarbua</i> (11,4%) <i>Anyperodon leucogrammicus</i> (11,4%)
Total : 22 espèces	Total : 152 individus	Total : 8 344 g
Macro-carnivores	<i>Arothron manillensis</i> (30,3%)	<i>Lutjanus argentimaculatus</i> (18,8%) <i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> (14,8%)
Total : 31,5 espèces	Total : 404 individus	Total : 13 492 g
Micro-carnivores	<i>Ambassis myops</i> (23,3%) Gobiidae indéterminés (21,1%) <i>Apogon lateralis</i> (19%)	<i>Leiognathus equulus</i> (16,6%) <i>Apogon lateralis</i> (13,8%) <i>Sillago sihama</i> (10,9%) <i>Hemigymnus melapterus</i> (10,2%)
Total : 22,8 espèces	Total : 736 individus	Total : 3 360 g
Zooplanctonophages	<i>Ambassis myops</i> (40,5%) <i>Atherinomorus lacunosus</i> (27%) <i>Thryssina baelama</i> (13,5%) <i>Leiognathus equulus</i> (10,8%)	<i>Thryssina baelama</i> (30,1%) <i>Atherinomorus lacunosus</i> (28,6%) <i>Leiognathus equulus</i> (23,4%)
Total : 12 espèces	Total : 2 544 individus	Total : 12 756 g
Herbivores	Gobiidae indéterminés (30,8%) <i>Siganus canaliculatus</i> (21,4%) <i>Siganus lineatus</i> (15,4%)	<i>Siganus lineatus</i> (51%) <i>Siganus canaliculatus</i> (18,6%)
Total : 11,6 espèces	Total : 202 individus	Total : 5 036 g
Phytoplanctonophages	<i>Liza melinoptera</i> (29%) <i>Leiognathus splendens</i> (25,8%) <i>Zenarchopterus dispar</i> (19,4%)	<i>Liza melinoptera</i> (51,3%) <i>Liza macrolepis</i> (33,4%)
Total : 3,3 espèces	Total : 31 individus	Total : 477 g
Détritivores	<i>Ambassis myops</i> (54,6%) <i>Apogon lateralis</i> (18,5%)	<i>Liza melinoptera</i> (26,1%) <i>Liza macrolepis</i> (17%) <i>Apogon lateralis</i> (16,1%) <i>Ambassis myops</i> (12,4%)
Total : 10,8 espèces	Total : 944 individus	Total : 3 601 g

La part cumulée des consommateurs secondaires (et d'ordre supérieur) dépasse 75% de la richesse spécifique, de l'effectif et du poids des captures, notamment en raison des zooplanctonophages. Les espèces

fournissant les plus fortes contributions numériques ou pondérales aux différents groupes trophiques (tab. 55) ont généralement un comportement grégaire (Centropomidae, Apogonidae, Atherinidae, Leiognathidae et Siganidae) et figurent parmi les espèces dominant les empoisonnements (tab. 20). *Ambassis myops* (microcarnivores, zooplanctonophages et détritivores) et *Apogon lateralis* (piscivores, microcarnivores et détritivores) apparaissent aux premiers rangs en nombre de trois groupes trophiques (tab. 55). Des Gobiidae indéterminés, *Leiognathus equulus*, *Liza macrolepis* et *Liza melinoptera* montrent des résultats analogues.

3.2.3.- Ichtyofaune de la mangrove de Bouraké (campagne "Saint-Vincent")

La structure trophique globale du peuplement ichthyologique de la mangrove de Bouraké (104 espèces, 9 867 individus pour un poids de 378,8 kg) est présentée dans le tableau 56. Les captures des filets maillants et celles de la capéchades ont été regroupées indépendamment du facteur temps, celui-ci fera l'objet d'une attention particulière ultérieurement (§ 3.3.).

Tableau 56.- Structure trophique de l'ichtyofaune de la mangrove de Bouraké (campagne "Saint-Vincent").

Groupe trophique	Effectif	Poids
Piscivores	<i>Apogon lateralis</i> (17,3%) <i>Sphyraena barracuda</i> (12,2%) <i>Caranx melampygus</i> (11%) Total : 237 individus	<i>Epinephelus lanceolatus</i> (16,4%) <i>Sugggrundus staigeri</i> (13,8%) <i>Sphyraena barracuda</i> (11,7%) Total : 48 992 g
Total : 24,5 espèces		
Macro-carnivores	<i>Gerres ovatus</i> (57,5%) Total : 1 131 individus	<i>Acanthopagrus berda</i> (17,7%) Total : 154 089 g
Total : 34,4 espèces		
Micro-carnivores	<i>Gerres ovatus</i> (64,4%) <i>Apogon lateralis</i> (16,4%) Total : 1 010 individus	<i>Gerres ovatus</i> (66,3%) Total : 21 633 g
Total : 9,6 espèces		
Zooplanctonophages	<i>Atherinomorus endrachtensis</i> (77,2%) Total : 6 157 individus	<i>Atherinomorus endrachtensis</i> (52,5%) <i>Liza macrolepis</i> (21,7%) Total : 18 386 g
Total : 15,9 espèces		
Herbivores	<i>Siganus lineatus</i> (44,8%) <i>Siganus canaliculatus</i> (22%) <i>Scarus ghobban</i> (15,1%) Total : 796 individus	<i>Siganus lineatus</i> (35,9%) <i>Scarus ghobban</i> (33,4%) <i>Siganus canaliculatus</i> (20,1%) Total : 100 988 g
Total : 9,9 espèces		
Phytoplanctonophages	<i>Liza macrolepis</i> (45,3%) <i>Liza melinoptera</i> (32,8%) Total : 65 individus	<i>Liza macrolepis</i> (42,1%) <i>Valamugil buchanani</i> (39%) <i>Liza melinoptera</i> (13,9%) Total : 7 222 g
Total : 2,6 espèces		
Détritivores	<i>Apogon lateralis</i> (43,8%) <i>Liza macrolepis</i> (24%) <i>Liza melinoptera</i> (17,2%) Total : 471 individus	<i>Liza macrolepis</i> (42,6%) <i>Valamugil buchanani</i> (30,7%) <i>Liza melinoptera</i> (14,1%) Total : 27 468 g
Total : 7,1 espèces		

Les macrocarnivores dominent en nombre d'espèces (33,1%) et en poids (40,7%), alors qu'en effectif ce sont les zooplanctonophages (62,4%). L'utilisation de la capéchade permet, tout comme la roténone, la récolte d'individus de petite taille qui appartiennent généralement aux zooplanctonophages (Atherinidae, Centropomidae, Engraulidae, etc). Les niveaux les plus élevés du réseau trophique constituent 65% (en poids) à 75% (en espèces et en nombre) de l'ichtyofaune. L'ensemble des groupes trophiques est, à l'exception des piscivores, fortement dominé par des espèces grégaires : *Gerres ovatus*, *Atherinomorus endrachtensis*, Mugilidae et Siganidae (tab. 56). Les 14 espèces dominent les groupes trophiques sont, le plus souvent, identiques à celles évoquées dans les paragraphes précédents. Certaines d'entre elles interviennent dans différents groupes trophiques (*G. ovatus*, *Apogon lateralis*, *Liza macrolepis*, *Liza melinoptera* et *Valamugil buchanani*).

La caractéristique de la structure trophique du peuplement de poissons de la mangrove de Bouraké est l'importance pondérale des herbivores. Ceux-ci figuraient jusqu'à présent aux 4^{ème} ou 5^{ème} rangs en poids (filets maillants et roténone de la campagne "Prospection"). A Bouraké, ils représentent le second groupe trophique (26,66% du poids). Cela est dû aux captures de Siganidae (*Siganus lineatus* et *S. canaliculatus*) et de *Scarus ghobban* (tab. 56). Ces espèces de grande taille ont un régime alimentaire composé en grande partie de micro-algues (60 à 100% du bol alimentaire, cf. Annexe IVc) et appartiennent, en poids, aux principales espèces capturées sur ce site (principalement à l'aide des filets maillants, cf. tab. 21).

3.2.4.- Ichtyofaune de la mangrove de la Ouenghi (campagne "Saint-Vincent")

La structure trophique de l'ichtyofaune de la mangrove de la Ouenghi (94 espèces, 24 115 individus pour un poids de 638,4 kg) partage certaines similarités avec les observations précédentes. L'analyse révèle en effet une forte diversité de macrocarnivores et une abondance élevée de zooplanctonophages (tab. 57). En revanche, la structure trophique de l'ichtyofaune de l'estuaire de la Ouenghi est caractérisée par l'importance des détritivores. Cette catégorie figure au 1^{er} rang en poids (28,2%, soit 180 kg) et au 2^{ème} rang en nombre (19,6%, soit 4 735 individus).

Le détail des principales composantes des différentes catégories trophiques permet d'isoler les espèces détritivores les plus importantes (tab. 57). Celles-ci sont :

- *Ambassis myops* (60,8% de l'effectif);
- *Valamugil buchanani* (49,1% du poids);
- *Anodontostoma chacunda* (20,2% du poids).

Ambassis myops est l'espèce la plus abondante de l'estuaire avec 9 594 individus, capturés uniquement à l'aide de la capéchade en raison de leur petite taille (tab. 30). Ils se nourrissent principalement de zooplancton (60% de leur contenus stomacaux) mais aussi de détritus (30%) et de petits invertébrés (10%, cf. Annexe IVc). L'effectif élevé d'*A. myops* explique leur contribution importante au nombre de poissons détritivores. Il en est de même pour *Anodontostoma chacunda* qui possède un régime alimentaire hétérogène (60% de phytoplancton et 40% de détritus) et représente de fortes prises pondérales.

Tableau 57.- Structure trophique de l'ichtyofaune de la mangrove de la Ouenghi (campagne "Saint-Vincent").

Groupe trophique	Effectif	Poids
Piscivores	<i>Gazza minuta</i> (27,2%) <i>Apogon lateralis</i> (22,1%) Total : 774 individus	<i>Thyrsoidea macrura</i> (27,1%) <i>Trichiurus lepturus</i> (23,7%) Total : 115 933 g
Macro-carnivores	<i>Gerres ovatus</i> (21,4%) <i>Pomadasys argenteus</i> (18,1%) <i>Gerres filamentosus</i> (10,7%) Total : 959 individus	<i>Pomadasys argenteus</i> (28,9%) <i>Lutjanus argentimaculatus</i> (14,4%) <i>Epinephelus malabaricus</i> (11,5%) Total : 114 462 g
Micro-carnivores	<i>Ambassis myops</i> (37,7%) <i>Apogon lateralis</i> (27%) <i>Leiognathus equulus</i> (11,3%) Total : 2 546 individus	<i>Valamugil buchanani</i> (55,4%) Total : 39 822 g
Zooplanctonophages	<i>Ambassis myops</i> (40,9%) <i>Atherinomorus endrachtensis</i> (32,2%) <i>Leiognathus equulus</i> (10,9%) Total : 14 087 individus	<i>Leiognathus equulus</i> (28%) <i>Atherinomorus endrachtensis</i> (20,8%) Total : 47 690 g
Herbivores	<i>Siganus lineatus</i> (34,5%) <i>Valamugil engeli</i> (20,7%) <i>Liza melinoptera</i> (13,8%) Total : 320 individus	<i>Siganus lineatus</i> (25,8%) <i>Mugil cephalus</i> (22,7%) <i>Valamugil buchanani</i> (14,7%) <i>Valamugil engeli</i> (12,9%) Total : 49 921 g
Phytoplanctonophages	<i>Anodontostoma chacunda</i> (66,7%) <i>Leiognathus splendens</i> (21,9%) Total : 694 individus	<i>Anodontostoma chacunda</i> (60,3%) <i>Valamugil buchanani</i> (32,5%) Total : 90 569 g
Détritivores	<i>Ambassis myops</i> (60,8%) <i>Apogon lateralis</i> (18,1%) Total : 4 735 individus	<i>Valamugil buchanani</i> (49,1%) <i>Anodontostoma chacunda</i> (20,2%) <i>Mugil cephalus</i> (10,5%) Total : 180 017 g

3.3.- VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DE LA STRUCTURE TROPHIQUE

3.3.1.- Importance des variations spatiales

Les peuplements ichtyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi possèdent des structures trophiques globales analogues en nombre d'espèces et en effectif mais celles-ci diffèrent en poids. Les communautés sont dominées par les macrocarnivores et les herbivores dans les mangroves de borures côtières et par les détritivores dans les estuaires. Ces variations sont liées à l'importance de *Siganus canaliculatus* et de *Scarus ghobban* à Bouraké. En revanche, ces herbivores sont pratiquement absents de l'estuaire de la Ouenghi

STRUCTURE TROPHIQUE

où des Mugilidae (*Mugil cephalus*, *Liza* spp. et *Valamugil* spp.) et *Anodontostoma chacunda* (à la fois détritivores et phytoplanctonophages) abondent.

Des AFC sur les moyennes mensuelles des nombres d'unités espèces, d'unités individus et du poids des 7 groupes trophiques indiquent une partition très nette entre les observations réalisées à Bouraké et celles de la Ouenghi, quelle que soit la date de récolte (fig. 37).

Nombres d'unités espèces

En nombre d'unités espèces, les deux 1^{er} axes factoriels de l'AFC extraient 82,5% de l'inertie des données (fig. 37a). Les projections des structures trophiques mensuelles se disposent de part et d'autre de l'axe II, Bouraké dans la partie positive de l'axe I et Ouenghi à l'opposé. Trois observations intermédiaires se situent à la limite de ces deux ensembles homogènes : janvier à la Ouenghi ainsi que septembre et octobre à Bouraké. Les phytoplanctonophages et les détritivores caractérisent les stations estuariennes alors que les herbivores déterminent la position des prélèvements réalisés à Bouraké.

Nombres d'unités individus

Les effectifs mensuels moyens à Bouraké et à la Ouenghi se disposent dans le 1^{er} plan factoriel de l'AFC (81,1% de l'inertie), le long de l'axe II (fig. 37b). Les structures trophiques mensuelles à Bouraké sont liées aux herbivores et celles de la Ouenghi aux détritivores et aux phytoplanctonophages. Les mois intermédiaires sont ceux de janvier à la Ouenghi et d'octobre à Bouraké, tout comme en nombre d'espèces (fig. 37a). Deux sous-ensembles de points s'individualisent sur l'axe I. Ils correspondent à la Ouenghi aux mois de septembre à novembre (abondance de zooplanctonophages) et à Bouraké de trois mois (janvier, août et novembre) associés aux macrocarnivores.

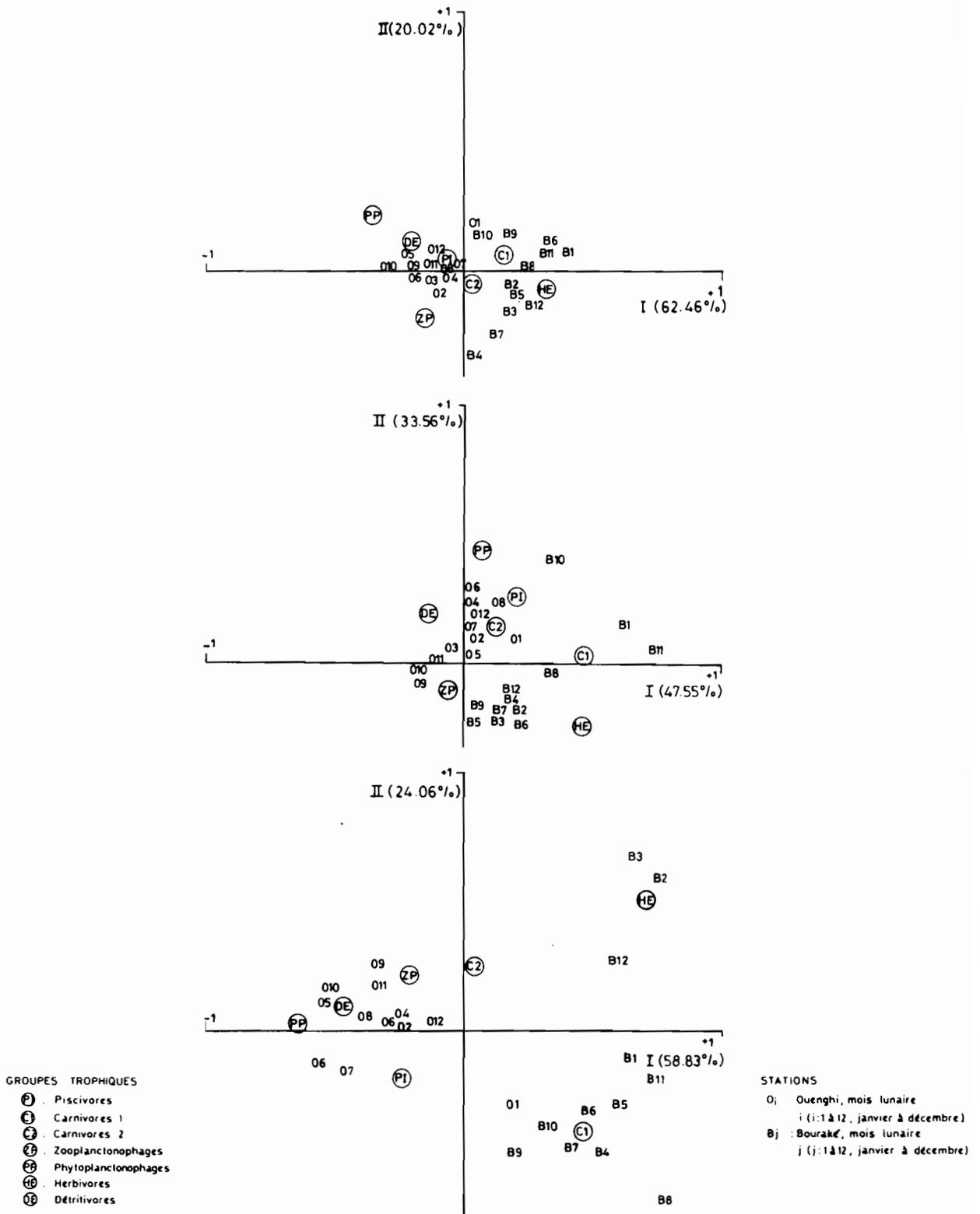
Poids

En poids, la projection des descripteurs et des observations sur le 1^{er} plan factoriel (82,9% de l'inertie) complète les deux analyses précédentes (espèces et individus). Les structures trophiques mensuelles de Bouraké et de la Ouenghi restent nettement distinctes, de part et d'autre de l'axe II (fig. 37c). Cet axe factoriel permet de distinguer deux sous-ensembles parmi les observations réalisées à Bouraké. Ainsi, les structures trophiques mensuelles se répartissent en trois groupes :

- Ouenghi : tous les mois excepté le mois de janvier, leurs descripteurs associés sont les détritivores et les phytoplanctonophages;
- Bouraké : février, mars et décembre, liés aux herbivores;
- Bouraké : le reste de la série temporelle sur ce site et le mois de janvier à la Ouenghi, ces points sont caractérisés par les macrocarnivores.

Les résultats de ces trois AFC, séparant nettement les structures trophiques des communautés ichtyologiques observées dans deux types de mangroves, sont remarquablement homogènes (fig. 37). Ils valident les observations globales en poids et les généralisent aux nombres d'unités espèces et d'unités individus. Les 1^{er} plans factoriels (plus de 80% de l'inertie) distinguent les structures trophiques de l'ichtyofaune de Bouraké caractérisées par les herbivores (*Scarus ghobban* et *Siganus canaliculatus*) et les macrocarnivores de celles de l'estuaire de la Ouenghi avec des détritivores et des phytoplanctonophages (*Mugilidae* et *Anodontostoma chacunda*).

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE



3.3.2.- Les variations temporelles à Bouraké

La structure trophique de l'ichtyofaune de la mangrove de Bouraké montre, en nombre d'*espèces*, des fluctuations temporelles assez faibles (fig. 38a). L'importance relative des différents groupes trophiques varie peu, sauf pour une catégorie minoritaire : les phytoplanctonophages. L'importance relative des phytoplanctonophages est de 5,88% en octobre alors qu'elle n'est que de 0,66% en mai. Le rapport entre ces deux valeurs extrêmes est élevé, le maximum étant 8,9 fois plus grand que le minimum. Les macrocarnivores sont les plus diversifiés, tout au long de l'année (fig. 38a). Une analyse factorielle des correspondances permet de préciser l'organisation temporelle de la structure trophique de l'ichtyofaune de la mangrove de Bouraké (fig. 39a). Sur le 1^{er} plan de l'AFC (82,8% de l'inertie), trois ensembles de points peuvent être distingués :

- les mois d'avril et de juillet, associés aux zooplanctonophages, cette période correspondant aux diversités les plus élevées de ce groupe trophique (respectivement 28,22% et 24,11%);
- les mois de septembre et d'octobre, liés aux phytoplanctonophages (3,66% et 5,88%) et aux détritivores (10,21% et 10,19%);
- les mois de janvier, de mai, de juin et de novembre caractérisés par les macrocarnivores (39,34%, 35,58%, 43,17% et 37,79%) et les herbivores (16,66%, 12,53%, 14,23% et 16,31%).

En effectif, les structures trophiques présentent de fortes variations temporelles (fig. 38b). Le ratio des pourcentages les plus élevés sur les plus faibles varie de 5,8 (macrocarnivores) à 14,5. L'amplitude maximale de ces variations est celle des zooplanctonophages qui dominent le plus souvent la structure (maximum = 77,08% en mai, minimum = 5,31% en octobre). Aux mois de janvier et de novembre les macrocarnivores sont abondants (30,16% et 30,44%) alors qu'au mois d'octobre ce sont les détritivores qui ont l'effectif le plus élevé (29,81%). La projection des observations (mois) et des descripteurs (groupes trophiques) sur le plan des deux 1^{er} axes factoriels de l'AFC (92,7% de l'inertie) isole nettement le mois d'octobre en raison de l'importance des détritivores (fig. 39b). A l'opposé, vers la partie positive de l'axe I, une série de mois correspond aux périodes de très forte abondance des zooplanctonophages. Le reste de l'année (janvier, août et novembre) est caractérisée par les macro- et les microcarnivores (fig. 39b).

Les variations temporelles des structures trophiques en poids sont importantes (fig. 38c). Les ratios peuvent atteindre 11,6 (zooplanctonophages : 11,39% en mars / 0,98% en janvier). Les deux groupes trophiques principaux sont les macrocarnivores qui dominent toute l'année, sauf en février et mars où ce sont les herbivores qui constituent la contribution pondérale la plus élevée (33,42% et 37,25%). Cumulées, ces deux composantes représentent plus de 50% du poids des prises, quel que soit le mois de l'année. Le 1^{er} plan factoriel de l'AFC explique 79,1% de l'inertie et distingue trois séries temporelles (fig. 39c) :

- mai, juin, juillet, août et octobre, associés aux macrocarnivores (56,08%, 45,20%, 53,99%, 67,85% et 51,88%);
- avril, septembre et novembre, liés aux piscivores (22,08%, 33,20% et 15,42%);
- février et mars, caractérisés par les herbivores (33,42% et 37,25%), les microcarnivores (12,65% et 5,15%) et les zooplanctonophages (9,25% et 11,39%).

L'organisation trophique du peuplement ichtyologique observé à Bouraké présente des variations temporelles en nombres d'*espèces*, en nombre d'*individus* et en poids. L'amplitude de ces fluctuations varie (fig. 38) et les tendances extraites par les AFC (fig. 39) ne permettent pas d'isoler une tendance saisonnière bien définie. L'utilisation temporaire de la mangrove de Bouraké par de nombreuses espèces lagunaires, les espèces résidentes étant peu abondantes, explique sans doute l'absence d'organisation temporelle de la structure trophique de l'ichtyofaune.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

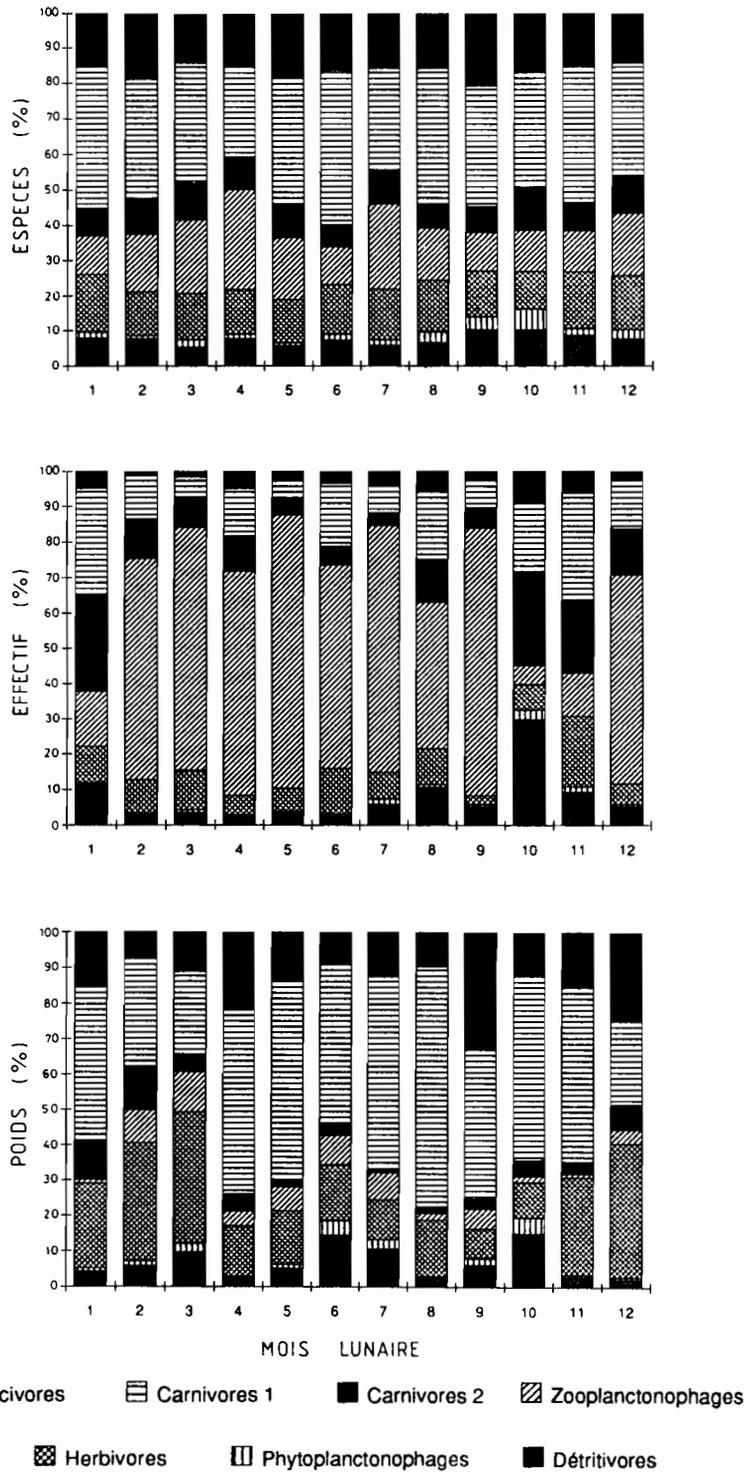


Figure 38.- Variations mensuelles des structures trophiques de la mangrove de Bouraké : a) en nombre d'espèces, b) en effectif, c) en poids.

STRUCTURE TROPHIQUE

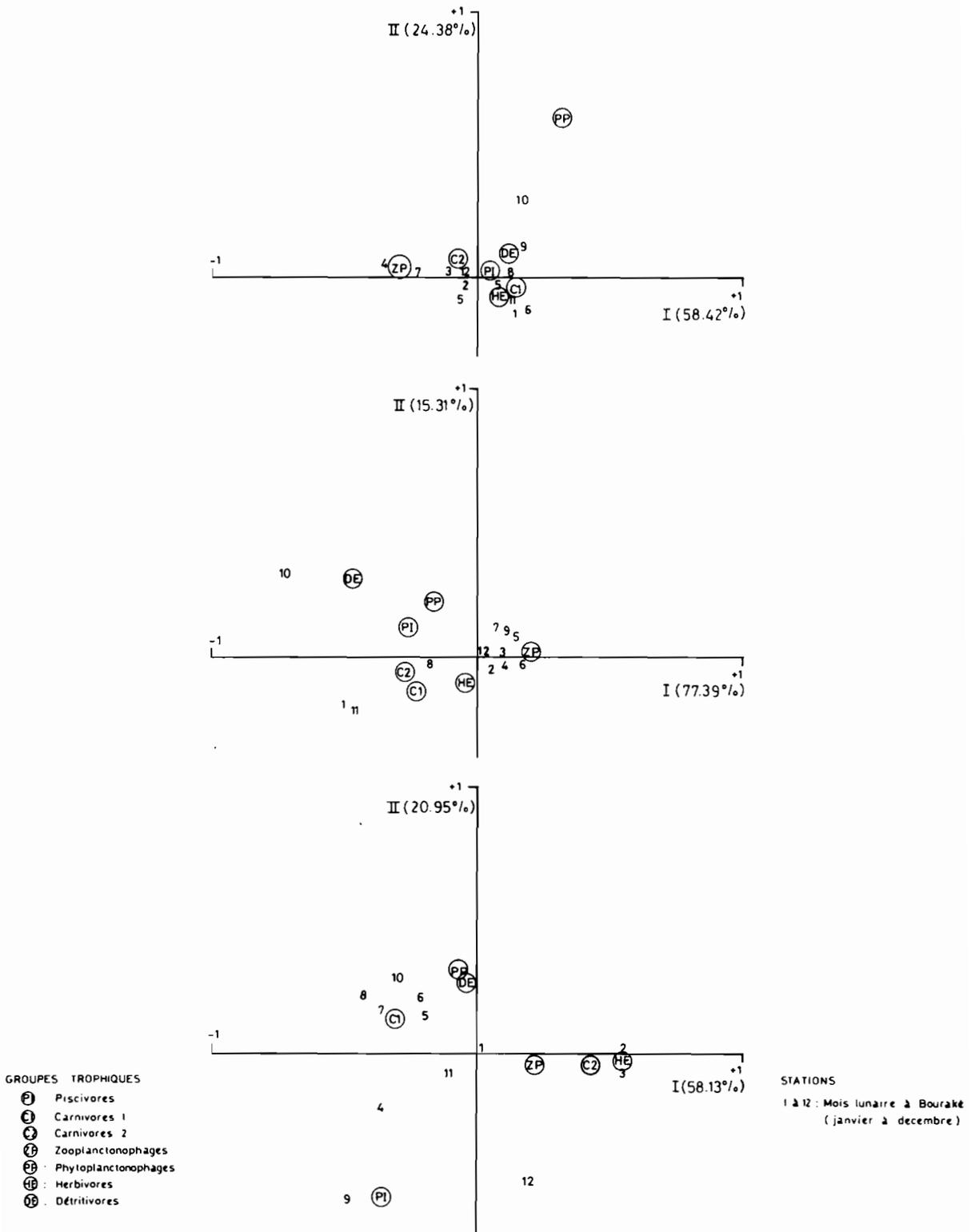


Figure 39.- Analyse factorielle des correspondances des structures trophiques mensuelles à Bouraké et projection des 7 catégories trophiques calculées : a) en nombre d'espèces, b) en effectif, c) en poids.

3.3.3.- Les variations temporelles à la Ouenghi

La structure trophique des communautés ichthyologiques de la mangrove de la Ouenghi ne présentent pas de fluctuations temporelles en nombre d'*espèces* (fig. 40a). La catégorie la plus diversifiée est celle des macrocarnivores, sauf au mois d'octobre où les piscivores dominent. L'ordre d'importance des différents groupes trophiques ne change pratiquement pas et leur importance varie modérément. Aucun groupement ne peut être extrait d'une AFC, soulignant ainsi l'homogénéité temporelle des structures trophiques.

L'amplitude des variations temporelles des structures trophiques en effectif est plus élevée qu'en nombre d'*espèces* (fig. 40b). Celles-ci sont en partie masquées par l'abondance des zooplanctonophages qui dominent toute l'année mais les différences entre les valeurs extrêmes peuvent être très élevées. Leur ratio est au moins égal à 2 et atteint des valeurs importantes pour les phytoplanctonophages (29,4), les macrocarnivores (21,3), les herbivores (15,9) et les piscivores (14,9). Une organisation des structures trophiques dans le temps apparaît sur le 1^{er} plan factoriel de l'AFC (82,24% de l'inertie). D'une part, les mois de septembre à novembre se projettent avec le descripteur "zooplanctonophages" dans la partie négative de l'axe I (fig. 41a). Cette période est caractérisée par l'importance de ce groupe trophique qui représente 63,3% à 75,1% des *individus* échantillonnés (essentiellement *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis*). D'autre part, le reste de l'année se dispose en fonction des différentes catégories trophiques, en particulier les microcarnivores en janvier et les phytoplanctonophages en juin.

Les fluctuations temporelles des structures trophiques exprimées en poids sont illustrées dans la figure 40c. Leur amplitude est moyenne avec un ratio compris entre 2,1 pour les détritivores et 4,2 pour les herbivores. En revanche, les classements par rang sont fréquemment bouleversés. Trois groupes trophiques dominent la structure : les macrocarnivores en janvier, les piscivores en juin-juillet et les détritivores. Le 1^{er} plan factoriel de l'AFC (82,78% de l'inertie) sépare trois ensembles de points :

- septembre, octobre et novembre liés aux zooplanctonophages et aux détritivores;
- janvier associé aux macrocarnivores;
- juin et juillet caractérisés par les piscivores et les phytoplanctonophages (fig. 41b).

Cette organisation temporelle de la structure trophique, observée à la fois en abondance et en poids, est caractéristique de la communauté ichthyologique de l'estuaire de la Ouenghi. Contrairement à Bouraké, l'organisation trophique des poissons de l'estuaire est marquée par la succession de trois saisons. Elles correspondent aux périodes d'abondance maximale d'*espèces* importantes : *Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis* (des zooplanctonophages au printemps), *Sillago ciliata* et *S. sihama* (des macrocarnivores en été) et *Anodontostoma chacunda* (un phytoplanctonophage en hiver).

3.3.4.- Relation entre statut de résidence et structure trophique

L'influence des statuts de résidence sur la structure trophique des peuplements a été étudiée en comparant, sur chacun des deux sites, l'importance relative des groupes trophiques, d'une part pour les espèces résidentes et d'autre part pour les espèces passagères (fig. 42 et 43).

Dans la mangrove de Bouraké, les structures trophiques observées pour les résidents et les passagers sont, en nombre d'*espèces* et en effectif, relativement proches (fig. 42). En revanche, les structures pondérales diffèrent fortement. Les herbivores (Siganidae et Scaridae) constituent 34,5% du poids de la communauté des espèces résidentes. Ce groupe est 10 fois moins important pour les passagers. Ceux-ci sont caractérisés par les piscivores (45,1% de leur poids).

STRUCTURE TROPHIQUE

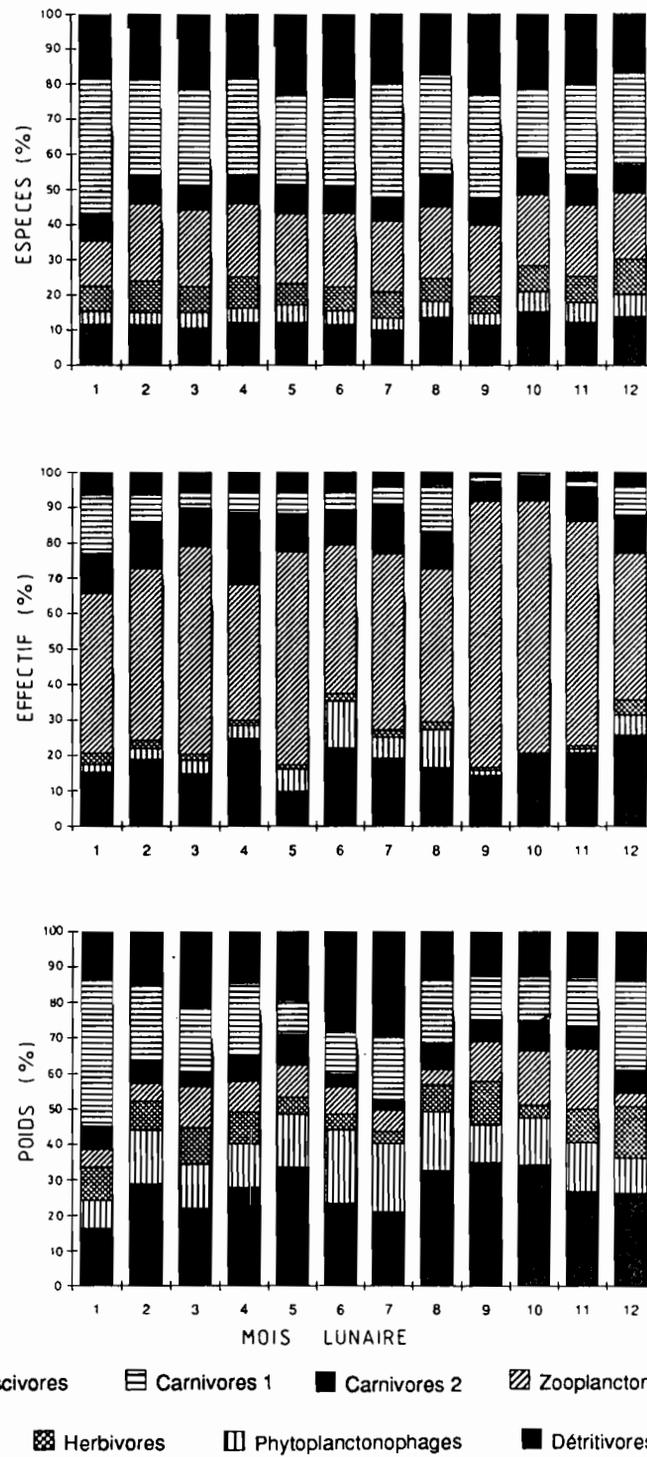


Figure 40.- Variations mensuelles des structures trophiques de la mangrove de la Ouenghi :
a) en nombre d'espèces, b) en effectif, c) en poids.

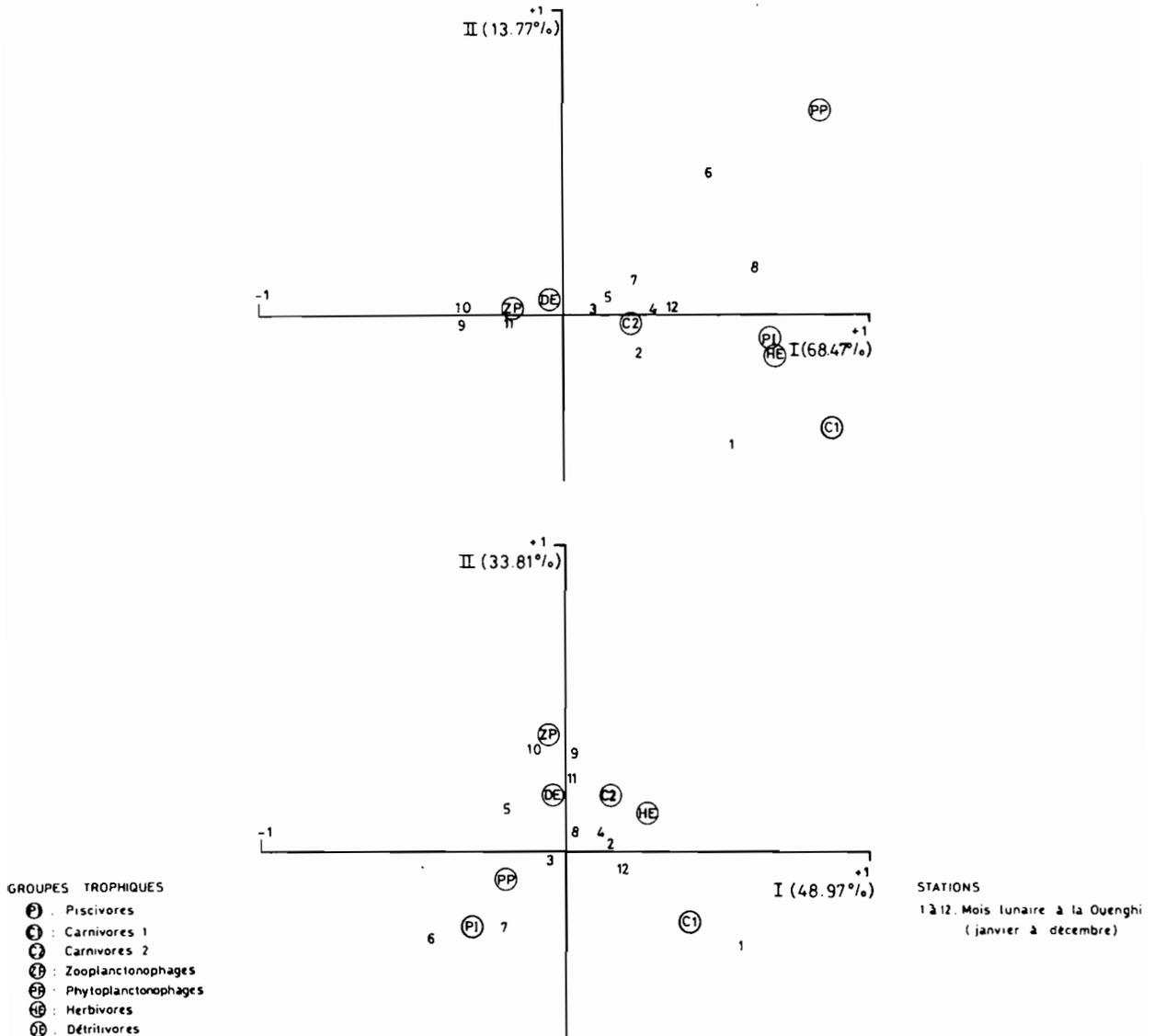


Figure 41.- Analyse factorielle des correspondances des structures trophiques mensuelles à la Ouenghi et projection des 7 catégories trophiques calculées : a) en effectif, b) en poids.

Les structures trophiques des espèces résidentes et passagères de l'estuaire de la Ouenghi présentent de nettes différences, à la fois en effectif et en poids (fig. 43). Les résidents sont caractérisés par un nombre élevé de zooplanctonophages (*Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis*) et de détritivores, l'un des groupes trophiques les plus importants (1^{er} en poids et 2^{ème} en effectif). Les zooplanctonophages ne constituent que la 3^{ème} catégorie trophique en nombre pour les espèces passagères, les macrocarnivores et les piscivores totalisant plus de 60% des individus récoltés. En poids, l'importance de ceux-ci atteint 92% des captures, ce qui est considérable.

STRUCTURE TROPHIQUE

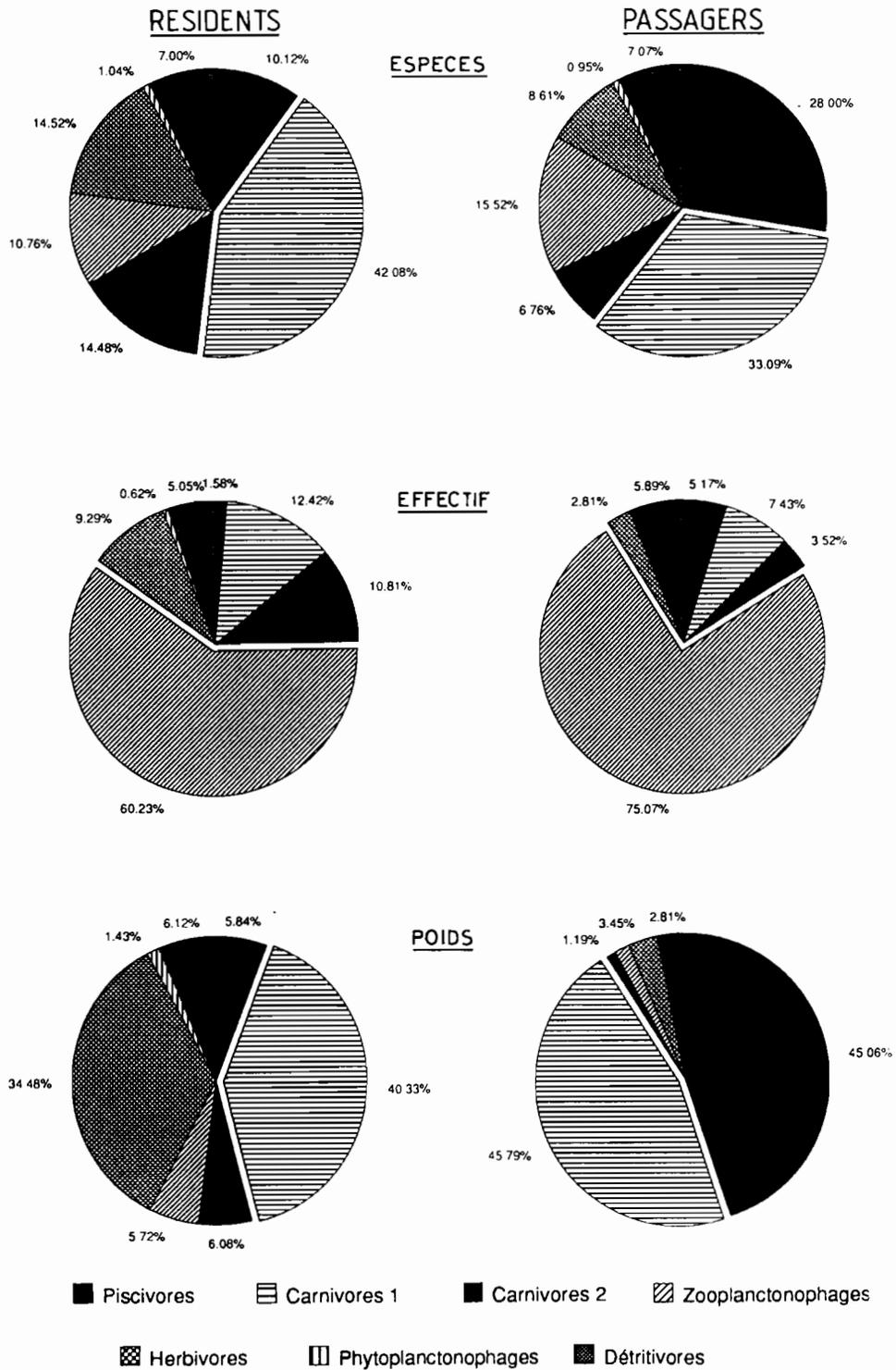


Figure 42.- Structure trophique de l'ichtyofaune résidente et passagère de la mangrove de Bouraké : a) en nombre d'*espèces*, b) en *effectif*, c) en poids.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

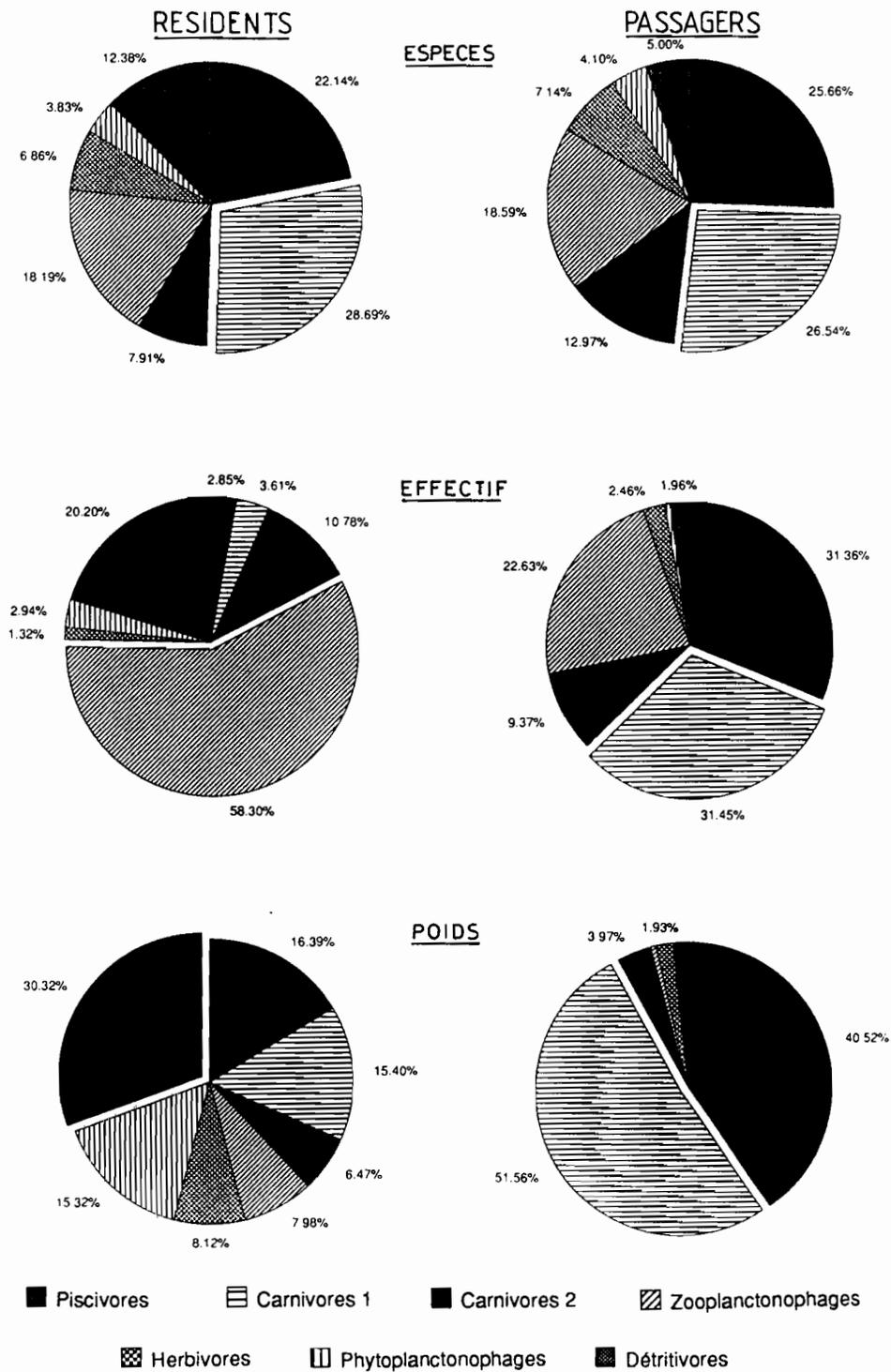


Figure 43.- Structure trophique de l'ichtyofaune résidente et passagère de la mangrove de l'estuaire de la Ouenghi : a) en nombre d'espèces, b) en effectif, c) en poids.

STRUCTURE TROPHIQUE

Les structures trophiques globales de l'ichtyofaune des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi étudiées au cours des paragraphes précédents correspondent aux caractéristiques des espèces résidentes de chaque site. Celles-ci traduisent l'utilisation des ressources disponibles dans le milieu (détritus et phytoplancton dans l'estuaire, algues à Bouraké). Les consommateurs primaires et les détritivores constituent près de 25% de la richesse spécifique et de l'effectif des espèces résidentes dans les deux types de mangroves et plus de 50% de leur poids alors qu'elles sont mal représentées parmi les passagers. Inversement, les espèces passagères appartiennent pour la plupart aux niveaux les plus élevés du réseau trophique. Ce sont essentiellement des macrocarnivores et des piscivores de grande taille (plus de 90% du poids des espèces passagères). L'intrusion de poissons piscivores dans les mangroves est particulièrement bien mise en évidence, leur importance étant systématiquement nettement plus élevée parmi les passagers que parmi les résidents. Cela met en évidence le rôle des migrateurs de très courte durée pour les transferts d'énergie sortant de la mangrove par l'intermédiaire des poissons. Des espèces lagunaires viennent sporadiquement dans les mangroves pour s'alimenter au détriment de crustacés (crabes et crevettes) et de poissons (juvéniles et espèces de petite taille). Etant donnée l'importance relative des résidents et des passagers sur les deux sites échantillonnés, cette voie de transfert d'énergie semble mieux développée dans les mangroves de bordure côtière que dans les estuaires.

4.- DISCUSSION

4.1.- SOURCES ENERGETIQUES DU RESEAU ALIMENTAIRE

L'ichtyofaune des milieux estuariens présente parfois différentes structures trophiques dans des sites très voisins, celles-ci pouvant même alterner selon les saisons et les conditions hydrologiques (DE SYLVA, 1975). Deux principales sources de carbone sont utilisées, d'une part les algues, d'autre part les formes plus ou moins dégradées de végétaux supérieurs (palétuviers, phanérogames marines, etc). L'analyse des régimes alimentaires des poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie illustre ces observations. En effet, dans l'estuaire de la Ouenghi, la source primaire d'énergie du réseau alimentaire est disponible sous la forme de détritus et de phytoplancton. Au contraire, dans les mangroves de bordure côtière les microalgues représentent l'échelon primaire le plus important. Elles sont activement consommées par des herbivores, notamment des Siganidae et des Scaridae. Ces trois sources potentielles de carbone doivent donc être considérées pour les études des relations trophiques et des bilans d'énergie dans les mangroves (ODUM *et al.*, 1982; ROBERTSON, 1987).

Quel que soit le type de mangrove, l'énergie est directement utilisée par des espèces résidentes qui constituent le premier niveau du réseau trophique de l'ichtyofaune (herbivores, détritivores et phytoplanctonophages). Celui-ci représente 25% de la richesse spécifique et de 25 à 50% de l'effectif et du poids des captures des espèces résidentes. Bien que les comparaisons avec d'autres études soient difficiles, ces résultats sont conformes aux observations généralement réalisées dans ce type de milieu. En nombre d'espèces, l'importance relative des consommateurs primaires varie dans la littérature entre 15% (BLABER, 1980; LITTLE *et al.*, 1988) et 35% (YANEZ-ARANCIBIA, 1978; AMEZCUA-LINARES & YANEZ-ARANCIBIA, 1980). Dans une mangrove subtropicale du Queensland, ils représentent 22% de la richesse spécifique (MORTON, 1990). A Cuba, SIERRA *et al.* (1990) reportent des résultats analogues, les omnivores (assimilés ici aux détritivores) et les herbivores constituant 25,7% des espèces de poissons.

4.1.1.- Les détritits

Les fragments de feuilles et de plantules de palétuviers peuvent être consommés directement par des poissons détritivores ou intervenir indirectement dans la chaîne alimentaire. Deux voies de transferts sont alors envisageables, d'une part grâce à la chaîne trophique de coprophages décrite en Floride (ODUM & HEALD, 1972, 1975a), d'autre part par l'intermédiaire de crabes Grapsidae, mécanisme mis en évidence au Queensland (ROBERTSON, 1986, 1987, 1988a, 1988b). Compte-tenu de l'absence de concentrations élevées de *Sesarma* en Nouvelle-Calédonie, ce dernier type de transfert ne devrait véhiculer que de faibles quantités énergétiques dans les mangroves du lagon sud-ouest.

Le matériel détritique issu des palétuviers compose l'essentiel de la litière végétale. Sa décomposition par des bactéries et des champignons saprophytes est lente en raison de la grande taille des molécules et de la présence de tannins qui forment des complexes avec les protéines, inhibant leur dégradation (BIRKELAND, 1985). La reminéralisation de ces détritits ne peut être négligée, ALONGI (1988, 1989) ALONGI *et al.* (1989) et BOTO *et al.* (1989) considérant la mangrove comme un réservoir de carbone. Cependant, elle pourrait avoir, pour les poissons, une importance secondaire par rapport à l'ingestion des fragments végétaux par divers organismes de la chaîne trophique des coprophages (zooplancton ou benthos). En effet, ces organismes constituent des aliments importants pour l'ichtyofaune des mangroves du lagon sud-ouest où les zooplanctonophages sont particulièrement abondants et les macrocarnivores représentent l'un des groupes trophiques dominant.

Quelque soit le mode d'intervention des détritits dans la chaîne alimentaire (direct ou indirecte), ce type d'aliment est important pour l'ichtyofaune des mangroves, notamment dans les estuaires. En Malaisie, 61,4 à 84,2% des poissons présentent des contenus stomacaux avec au moins 5% (en volume) de détritits (ONG & SASEKUMAR, 1984). JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY (1980) constatent que 87,5% des espèces de poissons d'une mangrove en Inde consomment des détritits. Ces auteurs en déduisent que ce type de nourriture est essentiel pour les communautés ichtyologiques des mangroves et pour les échanges énergétiques avec les eaux côtières adjacentes. Les fragments de végétaux sont utilisés non pas comme aliment mais comme support de microflore et de microfaune épiphytes, ces dernières fournissant aux poissons l'essentiel de leurs besoins nutritifs et énergétiques (ODUM & HEALD, 1972, 1975a; BIRKELAND, 1985).

4.1.2.- Les algues

Les herbivores, *sensu lato* (micro- et macrophytes), représentent une catégorie trophique importante, notamment dans les mangroves de bordure côtière peu sensibles aux influences estuariennes. La plupart des algues consommées sont de petite taille et forment un gazon algal qui se développe sur les substrats durs immergés : troncs, racines échasses, pneumatophores, plantules et affleurements rocheux. Dans la mangrove de Bouraké, les micro-algues représentent une grande partie de la production primaire disponible pour les poissons. Trois brouteurs ont une importance particulière. Il s'agit de deux Siganidae (*Siganus canaliculatus* et *Siganus lineatus*) et d'un Scaridae (*Scarus ghobban*). *S. ghobban* est absent et *S. canaliculatus* faiblement représenté dans les estuaires. De plus, les micro-algues ne sont pas présentes en grande quantité dans les estuaires où le substrat est fortement envasé, ce qui explique leur rôle réduit pour l'alimentation de l'ichtyofaune estuarienne.

Les algues épiphytes sont consommées par des invertébrés benthiques, notamment des gastéropodes herbivores (Cerithidae, Littorinidae, Pomatididae, etc). Ceux-ci peuvent constituer des proies pour certains poissons. Cette voie indirecte de transfert d'énergie est envisageable, toutefois divers arguments laissent penser que son importance est réduite. D'une part, les concentrations élevées de ces gastéropodes sont très localisées. D'autre part, les invertébrés benthiques généralement ingérés par les poissons sont des crustacés mobiles le

plus souvent carnivores et parfois détritivores (crabes et crevettes). Les espèces de poissons benthophages se nourrissant d'organismes endogés et épigés sont peu nombreuses (*Sillago ciliata* et *Sillago sihama* sont les plus abondantes) et ne figurent pas parmi les composantes essentielles du peuplement. De plus, les contenus stomacaux de *S. sihama* sont essentiellement composés de crustacés et d'annélides polychètes et ne présentent que peu de gastéropodes (GOWDA *et al.*, 1988).

4.1.3.- Le phytoplancton

Les observations réalisées au cours de cette étude indiquent que le carbone phytoplanctonique ne constitue pas une source directe importante d'énergie pour les poissons de mangrove. Des observations similaires ont été reportées par THONG & SASEKUMAR (1984) en Malaisie où à peine 3% de l'ichtyofaune est constituée d'espèces phytoplanctonophages. Quelques espèces estuariennes consomment du phytoplancton (*Anodontostoma chacunda*, certains Hemiramphidae et des Mugilidae), mais cet aliment figure rarement de façon majoritaire dans leurs contenus stomacaux. Globalement, les phytoplanctonophages ne représentent qu'une petite composante du peuplement ichtyologique des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, principalement dans les estuaires. Il est probable que la productivité phytoplanctonique est élevée dans les mangroves estuariennes en raison des enrichissements en sels minéraux autochtones (reminéralisation de la litière végétale) ou allochtones (apports terrigènes). Le principal facteur limitant la production primaire phytoplanctonique est sans nul doute la turbidité des eaux estuariennes qui peut être très élevée (cf. Chapitre II).

Le phytoplancton intervient indirectement dans le réseau alimentaire des poissons. Des copépodes ou d'autres organismes planctoniques herbivores, des mollusques (huîtres) et de crustacés (balanes) filtreurs se nourrissent de phytoplancton et peuvent être eux-même consommés par des poissons. Il faut remarquer que les zooplanctonophages et les prédateurs d'invertébrés benthiques (macro- et microcarnivores) figurent parmi les groupes trophiques les mieux représentés dans la communauté de poissons. L'importance de cette voie de transfert d'énergie ne peut actuellement pas être précisée.

4.1.4.- Origine du carbone assimilé par les poissons

Déterminer la provenance du matériel organique assimilé par les poissons (palétuviers, algues ou phytoplancton) nécessite l'emploi de techniques d'analyse complexes, comme l'observation des rapports isotopiques de carbone. Cela ne pouvait pas être réalisé dans le cadre de cette étude. Les résultats de RODELLI *et al.* (1984), basés sur l'examen de plus de 600 animaux (crabes, crevettes et poissons) dans une mangrove de Malaisie, suggèrent que le carbone algal et le carbone détritique sont assimilés en quantité équivalente. Des variations sensibles existent selon les organismes, notamment entre filtreurs et dépositivores. L'importance des algues dans le réseau trophique devient rapidement majoritaire avec l'éloignement de la mangrove (RODELLI *et al.*, 1984). Ces analyses de rapports isotopiques restent incomplètes. Les résultats obtenus n'autorisent que des conclusions très générales et ne permettent pas le suivi des différents niveaux et liens trophiques. Ce type d'approche ne tient généralement pas compte de toutes les sources potentielles de carbone : phytoplancton, micro- et macro-algues, phanérogames, litière végétale provenant des palétuviers (ROBERTSON, 1987). De plus, les rapports isotopiques des formes stables de carbone peuvent varier pour une même plante et présenter une forte variabilité saisonnière (STEPHENSON *et al.*, 1984). Il est donc préférable de suivre des combinaisons isotopiques de différents atomes (carbone, soufre, azote), d'analyser les concentrations de certaines substances naturelles (arsenic ou acides gras, etc) pour décrire les relations trophiques et les flux énergétiques (ROBERTSON, 1987).

Le nombre et la complexité des liens trophiques entre les différentes sources de carbone et les poissons fréquentant la mangrove, de même que la richesse et la diversité de cet écosystème représentent des obstacles

considérables pour quantifier avec précision les flux énergétiques. A ma connaissance, il n'existe qu'une seule étude quantitative des relations trophiques des poissons d'un estuaire tropical. Les observations de WHITFIELD (1980) en Afrique du Sud, basées sur des déterminations calorifiques, mettent en évidence l'importance des débris de roseaux (*Phragmites spp.*), de la microflore et de la microfaune associées à ceux-ci. Plus de 90% de la biomasse des poissons, principalement des Mugilidae, utilise cette source d'énergie (WHITFIELD, 1980). Ces résultats ne peuvent malheureusement pas être directement appliqués à l'ichtyofaune des mangroves, les détritus ne provenant pas des palétuviers.

4.2.- STRUCTURES ET FONCTIONNEMENT DU RESEAU ALIMENTAIRE

4.2.1.- Particularités des structures trophiques identifiées

Les communautés ichtyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie présentent des structures trophiques variables selon l'habitat, ce qui confirme la prépondérance du facteur site observée lors de l'étude des variations spatio-temporelles. De très nettes différences existent, tant en diversité, qu'en effectif ou en poids. Au Queensland, BLABER (1980) observe également différentes structures trophiques entre les poissons d'une mangrove d'estuaire et l'ichtyofaune de la baie adjacente. De même, les communautés de poissons des chenaux et de la zone intertidale des mangroves de la baie de Dampier, située au nord-ouest de l'Australie, ne présentent pas des réseaux alimentaires identiques (BLABER *et al.*, 1985).

Les structures trophiques mises en évidence dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi sont schématisées dans la figure 44. Ce schéma comparatif simplifié est basé sur des données pondérales qui décrivent plus précisément l'organisation et le fonctionnement trophique des peuplements que les nombres d'espèces ou les effectifs. L'utilisation de différentes sources de carbone apparaît clairement. Plusieurs groupes trophiques ont une importance inégale : dominance des macrocarnivores et des herbivores à Bouraké, dominance des détritivores à la Ouenghi (fig. 44). Les macrocarnivores sont prépondérants à Bouraké (groupe trophique le mieux représenté avec 40,7% du poids des prises), sans doute en raison de la diversité des organismes benthiques présents dans ce site. BLABER (1980) décrit un phénomène identique au Queensland. La proportion d'espèces appartenant à ce groupe trophique est maximale dans les eaux peu profondes proches d'un estuaire et non dans les chenaux du fleuve. L'importance des carnivores benthophages dans les mangroves est d'ailleurs soulignée par de nombreux auteurs (JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY, 1980; KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981; ONG & SASEKUMAR, 1984; THONG & SASEKUMAR, 1984; LITTLE *et al.*, 1988), notamment dans des mangroves peu dessalées des zones tempérée (BELL *et al.*, 1984) ou subtropicale (MORTON *et al.*, 1987).

La répartition des différents niveaux trophiques varie d'un site à l'autre (fig. 44). Les consommateurs primaires sont fortement représentés dans l'estuaire (48% du poids des prises) alors que ce sont les consommateurs secondaires qui dominent à Bouraké (51%). Les espèces résistant le mieux aux fortes dessalures appartiennent généralement à des niveaux trophiques inférieurs. Les détritivores (Mugilidae, Centropomidae) et les phytoplanctonophages (Clupeidae) abondent dans l'estuaire. Les carnivores, bien qu'euryhalins comme la plupart des espèces recensées au cours de cette étude (WHITFIELD *et al.*, 1981), semblent préférer les eaux lagunaires peu dessalées. Leurs proies potentielles sont, d'après de rapides investigations semi-quantitatives, plus abondantes et diversifiées dans les mangroves de bordure côtière du type de Bouraké que dans les estuaires (cf. Chapitre II). La faune benthique la plus riche est localisée devant la mangrove et à la lisière des palétuviers où la majorité des poissons vient s'alimenter (GALZIN *et al.*, 1981). L'amplitude et la fréquence des émergences, l'envasement, l'anoxie et les conditions d'oxydo-réduction du sédiment semblent être à l'intérieur de la mangrove défavorables à l'existence de peuplements benthiques riches et diversifiés.

STRUCTURE TROPHIQUE

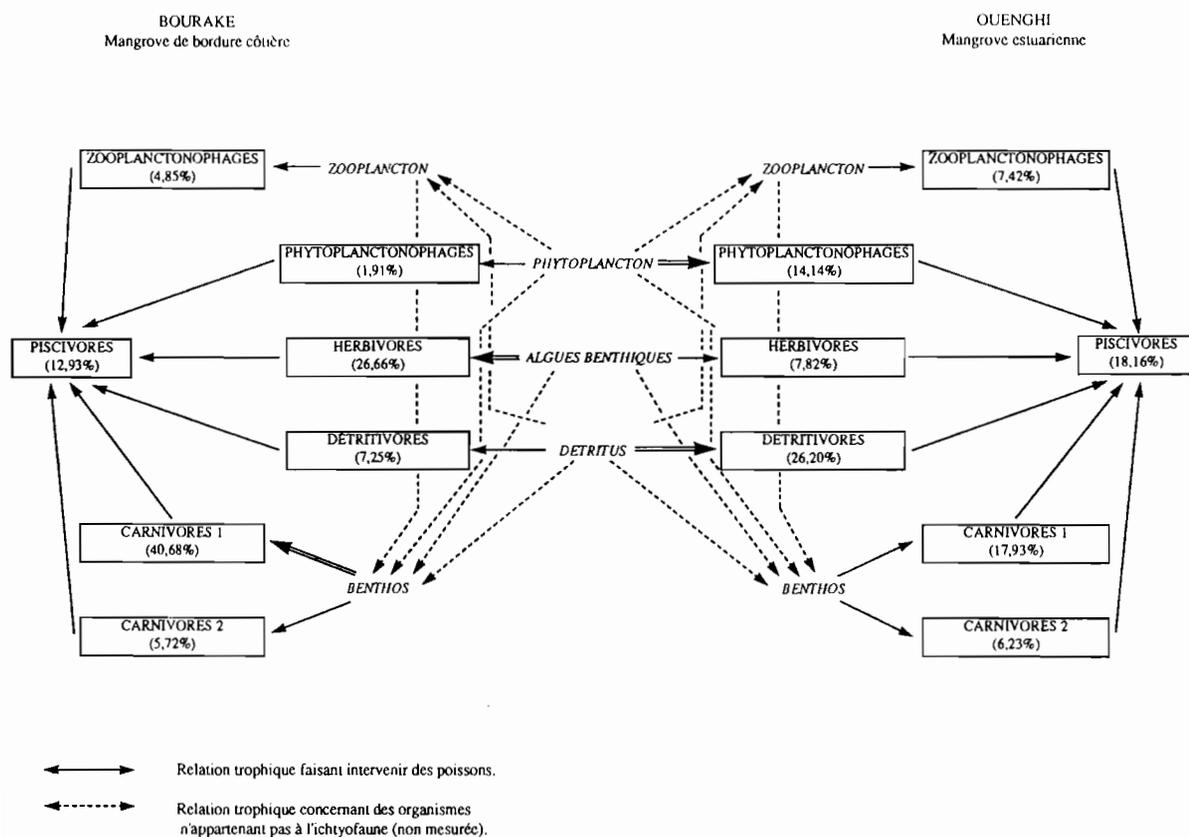


Figure 44.- Schéma comparatif du réseau trophique des communautés ichthyologiques des mangroves de Bouraké et de la Ouenghi (données pondérales, exprimées en pourcentages).

4.2.2.- Caractéristiques communes aux structures trophiques identifiées

En dépit de différences sensibles, l'importance de trois des sept groupes trophiques est comparable dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi : les zooplanctonophages, les microcarnivores et les piscivores (fig. 44). Les zooplanctonophages et les piscivores qui figurent parmi les catégories trophiques les plus importantes méritent une attention particulière.

Les zooplanctonophages

Ils représentent de 4,8% (Bouraké) à 7,4% (Ouenghi) du poids des prises (fig. 44). Une espèce est en grande partie responsable de l'importance de ce groupe trophique dans l'estuaire : *Atherinomorus endrachtensis*. Cet Atherinidae est présent toute l'année à la Ouenghi où il abonde au cours du printemps austral. Une étude récente réalisée aux Caraïbes souligne la densité des zooplanctonophages qui constituent 84,5% des individus mais à peine 7,6% de la biomasse des poissons échantillonnés dans des mangroves de bordure côtière (SIERRA *et al.*, 1990). Sans atteindre des abondances aussi élevées (58 à 62% des effectifs selon le site), les résultats acquis en Nouvelle-Calédonie sont similaires. Ils traduisent le comportement grégaire de ces petits pélagiques (*Atherinidae*, *Engraulidae*, etc).

BLABER (1980) estime que les communautés ichtyologiques des mangroves estuariennes dépendent étroitement du zooplancton. BLABER *et al.* (1985) et ROBERTSON (1988b) fournissent des résultats quantitatifs favorables à cette hypothèse. Dans une mangrove de bordure côtière du nord-ouest de l'Australie (Dampier), les zooplanctonophages ne représentent pas plus de 35% de l'effectif (dans la zone intertidale) et 0,4% du poids des captures (valeurs communiquées uniquement pour les chenaux de mangrove, cf. BLABER *et al.* (1985)). En revanche, dans des estuaires du Queensland, les zooplanctonophages constituent le groupe trophique dominant des peuplements ichtyologiques, à la fois en effectif et en poids (ROBERTSON, 1988b). Ces estuaires sont caractérisés par l'abondance de copépodes et de larves de brachyours (zoés), ces dernières étant activement recherchées par les juvéniles (ROBERTSON, 1988b). Cependant, l'interaction très étroite entre les communautés ichtyologiques et le zooplancton peut difficilement être généralisée à d'autres mangroves, notamment aux formations néo-calédoniennes. D'une part, la région de Dampier est soumise à des marées de fortes amplitudes (jusqu'à 5,6 m de marnage), la mangrove étant régulièrement envahie à marée montante par des piscivores et des détritivores (BLABER *et al.*, 1985). D'autre part, ROBERTSON (1988b) utilise des sennes de 3 à 18 mm de maille étirée qui favorisent la capture d'individus de petite taille ne représentant pas l'intégralité du peuplement de poissons. Dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, les zooplanctonophages sont importants, surtout en effectif. En revanche, leur répartition est indépendante de la nature de l'habitat.

Les piscivores

L'importance relative des piscivores est équivalente dans les mangroves de Bouraké et de la Ouenghi, avec respectivement 12,9 et 18,2% du poids des prises (fig. 44). A l'inverse des zooplanctonophages, ce groupe trophique diversifié (23,6 à 25,5% des espèces) est caractérisé par un nombre réduit d'individus (2,4 à 3,2% de l'effectif) de grande taille (poids moyen de 150 à 207 g). Quelques études présentent des résultats atypiques, notamment celles de BLABER (1980), BLABER & BLABER (1980) et celle de BELL *et al.* (1984) qui décrivent des communautés ichtyologiques de mangroves où les piscivores sont très faiblement représentés en raison de la forte turbidité et de la profondeur réduite de l'eau. Inversement, dans les eaux claires et peu dessalées de la mangrove de Dampier, ce groupe trophique est particulièrement abondant et domine la communauté de poissons. Dans cette région, leur contribution peut atteindre 40% des espèces et des individus et plus de 70% du poids des prises (BLABER *et al.*, 1985). La diversité et le nombre réduit des piscivores mais représentés par des individus de grande taille semblent être une caractéristique commune à la plupart des peuplements de poissons de mangrove (MORTON, 1990; SALINI *et al.*, 1990; SIERRA *et al.*, 1990; THOLLOT, présente étude).

Tout comme de nombreuses autres espèces côtières, les poissons piscivores entrent dans la mangrove avec la marée montante et fréquentent principalement les chenaux (SASEKUMAR *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985; BLABER, 1986). A l'exception de quelques espèces étroitement associées aux palétuviers (*Thyrsoidea macrura*, certains Belonidae), ils séjournent peu de temps dans la mangrove. Au cours de leurs migrations, la plupart de ces prédateurs se nourrissent de façon hautement spécialisée (BLABER *et al.*, 1990b; SALINI *et al.*, 1990; THOLLOT, présente étude). La taille de leurs proies, petits pélagiques et nombreuses autres espèces généralement grégaires (Clupeidae, Engraulidae, etc), est petite, souvent inférieure à 10 cm (BLABER, 1986). Aux îles Salomon, BLABER *et al.* (1990b) constatent que 36,9% des piscivores présentent des contenus stomacaux où les poissons utilisés comme appâts-vivants constituent au moins 5% du poids sec ingéré. Dix-sept espèces piscivores, principalement des Carangidae, des Sphyraenidae, des Belonidae et des Lutjanidae, appartiennent à l'ichtyofaune des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Leurs proies potentielles sont nombreuses et abondamment représentées en Nouvelle-Calédonie (*Stolephorus* spp., *Spratelloides* spp., *Herklotsichthys* spp., *Sardinella* spp. et dans une moindre mesure des Apogonidae et des Atherinidae, cf. BLABER *et al.* (1990b)). Les juvéniles qui abondent dans les mangroves constituent d'autres proies potentielles des piscivores. L'intérêt et le rôle protecteur de ce milieu pour les post-larves sont alors directement liés à l'intensité et à l'efficacité de la prédation. Elle est intense dans des eaux très claires (BLABER

et al., 1985; BLABER, 1986), alors que des eaux turbides peu profondes assurent une protection maximale pour les juvéniles (BLABER, 1980; BLABER & BLABER, 1980; BELL *et al.*, 1984).

4.2.3.- Fonctionnement tropho-dynamique des communautés

La plupart des études de poissons de mangrove négligent l'aspect fonctionnel des analyses trophiques. Certains auteurs se limitent à l'examen des contenus stomacaux (ODUM & HEALD, 1972; BEUMER, 1978; SASEKUMAR *et al.*, 1984). D'autres considèrent qualitativement des groupes trophiques plus ou moins bien définis (CHUA, 1973; JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY, 1980; KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981; BELL *et al.*, 1984; PINTO, 1987; LITTLE *et al.*, 1988; ROBERTSON, 1988b). Des modèles simplifiés des relations trophiques sont disponibles (DE SYLVA, 1975; ODUM & HEALD, 1975a; WHITFIELD, 1980; ONG & SASEKUMAR, 1984; THONG & SASEKUMAR, 1984; THOLLOT, 1987, 1988, 1989). Il est généralement difficile d'en dégager un schéma précis de fonctionnement, d'autant que ces descriptions, souvent qualitatives, n'intègrent pas les variations spatio-temporelles.

Les variations temporelles des structures trophiques des peuplements ichthyologiques sont relativement peu marquées en Nouvelle-Calédonie, notamment à Bouraké où les conditions du milieu sont stables et proches de celles des eaux lagunaires. Dans l'estuaire de la Ouenghi, trois périodes peuvent être distinguées. L'hiver est caractérisé par les phytoplanctonophages (*Anodontostoma chacunda*), le printemps par les zooplanctonophages (*Ambassis myops* et *Atherinomorus endrachtensis*) et l'été par les macrocarnivores (*Sillago ciliata* et *S. sihama*). Ces variations pourraient coïncider avec une disponibilité optimale des ressources pour chacun de ces groupes trophiques. Dans les eaux lagunaires, un bloom phytoplanctonique hivernal est suivi d'une prolifération de zooplancton vers la fin de l'année (LE BORGNE, comm. pers.). En l'absence de mesures de concentrations phyto- et zooplanctoniques dans les mangroves, cette hypothèse ne peut être validée. Notons toutefois que ROBERTSON (1988b) signale également des concentrations et une diversité du zooplancton maximales en été au Queensland. Cependant, d'autres facteurs explicatifs, indépendants de l'alimentation des espèces, peuvent caractériser ces périodes. Il pourrait s'agir de fluctuations naturelles d'abondance liées à la dynamique des populations de poissons, à des phénomènes de recrutements ou à des modifications comportementales (reproduction, etc). Ces variations temporelles restent donc délicates à interpréter dans la mesure où la série chronologique n'est pas assez longue. Sans les négliger, il semblerait que l'importance des fluctuations temporelles soit minime vis-à-vis des différences spatiales évoquées auparavant.

La prépondérance du facteur site sur l'organisation des peuplements ichthyologiques se traduit par l'existence de structures trophiques différentes. En revanche, les relations entre les structures trophiques et les statuts de résidence des espèces suggèrent que les différentes composantes de l'ichtyofaune fonctionnent de la même façon. Dans chaque type de mangrove, les espèces résidentes utilisent principalement les sources de carbone disponibles dans le milieu : algues benthiques à Bouraké, détritiques et phytoplancton à la Ouenghi. La part des espèces carnivores résidentes ne dépasse pas, en poids, 50% des captures. En revanche, les visiteurs occasionnels sont des migrateurs de courte durée qui occupent les niveaux trophiques les plus élevés. L'importance pondérale des macrocarnivores et des piscivores est très marquée, supérieure à 90% du total des espèces passagères, quel que soit le site échantillonné. Pour la plupart, ce sont des poissons de grande taille, habituellement observés dans divers habitats lagunaires (Carangidae, Sphyraenidae). Dans une mangrove de Malaisie, SASEKUMAR *et al.* (1984) décrivent également des invasions d'espèces marines, dont de nombreux prédateurs d'invertébrés benthiques et de crevettes pénaïdes. Lorsque les conditions hydrologiques sont favorables, les migrations trophiques de piscivores sont particulièrement importantes (BLABER *et al.*, 1985; BLABER, 1986).

Les poissons résidents participent au cycle énergétique interne des mangroves. Ils prélèvent leur nourriture dans le milieu et en extraient l'énergie nécessaire à leur croissance et à leur reproduction. En contrepartie, ils

contribuent à la productivité de l'écosystème en rejetant des fécès, de l'ammoniaque et des gamètes. Les espèces passagères exportent la majeure partie de la matière organique consommée dans les mangroves et enrichissent les habitats côtiers d'où elles sont originaires. Quel que soit le type de mangrove (Bouraké ou Ouenghi), le fonctionnement tropho-dynamique des peuplements ichthyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie est conforme à un schéma général (fig. 45). Indépendamment des sources de carbone utilisées et de la structure trophique de l'ichtyofaune, il schématise la perte d'énergie de l'écosystème mangrove due aux poissons (fig. 45).

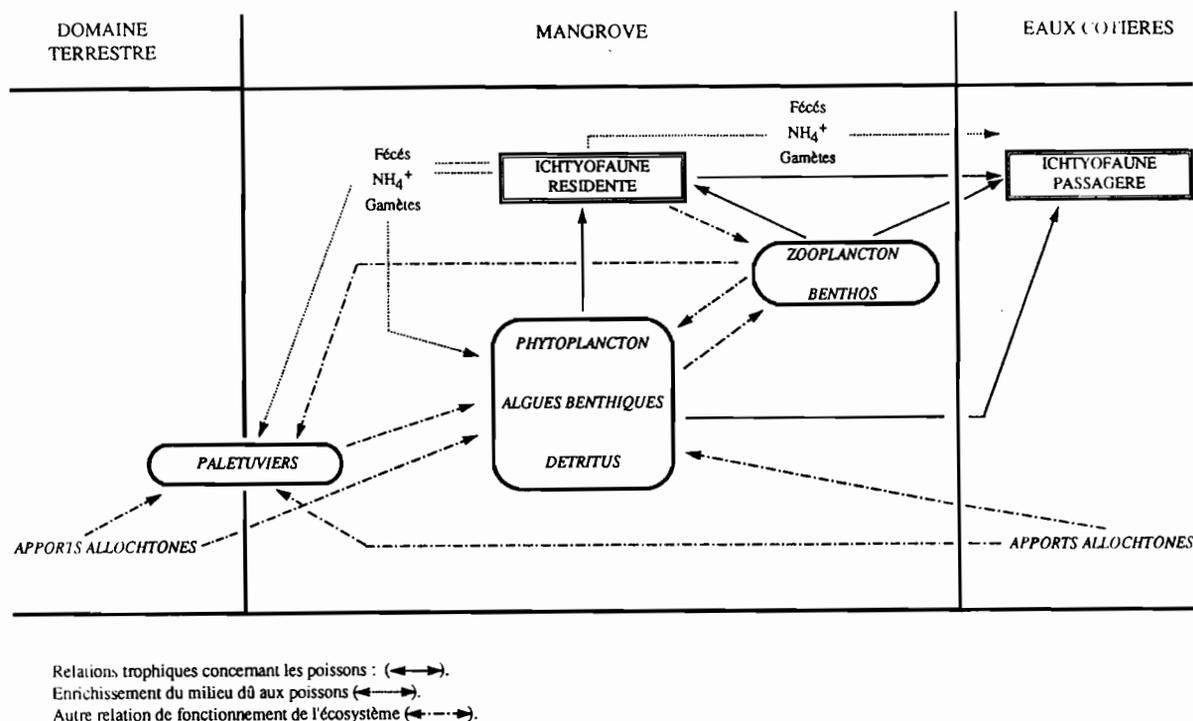


Figure 45.- Schéma simplifié du rôle des poissons dans le cycle de la matière des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

4.3. ROLE DES POISSONS DANS LES TRANSFERTS D'ENERGIE

CINTRON & SCHAEFFER-NOVELLI (1983) et PARRISH (1987a, 1989) ont résumé l'intervention des poissons dans les flux énergétiques sortant des mangroves. Ceux-ci sont dus :

- à des migrations trophiques à court terme, surtout de la part d'adultes;
- à des exportations de juvéniles après grossissement.

Dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie, ces deux voies existent mais leur importance semble inégale. Les communautés ichthyologiques sont marquées par une forte instabilité temporelle due à de multiples arrivées et départs d'espèces (cf. Chapitre V 2^{ème} partie). Cette composante passagère des peuplements, appartenant à

STRUCTURE TROPHIQUE

des niveaux trophiques élevés, intervient activement dans les transferts de matière organique sortant des mangroves (crustacés et poissons). Ces relations sont d'autant plus importantes que les échanges entre la mangrove et les habitats adjacents sont intenses. C'est le cas à Bouraké où les espèces passagères sont nombreuses. A l'inverse, bien que les juvéniles soient abondants dans les mangroves et surtout les estuaires, les recrutements massifs ne concernent pas un grand nombre d'espèces. Considérant que l'échantillonnage est représentatif du peuplement, il est vraisemblable que les migrations de juvéniles quittant leur nurserie ne constituent pas un gain sensible d'énergie pour les systèmes récepteurs.

Ces remarques restent malheureusement qualitatives car les quantités d'énergie véhiculées ne sont pas facilement mesurables, notamment celles qui sont dues à l'impact des migrations de juvéniles. Pour les poissons adultes de passage dans la mangrove, il faut distinguer le matériel réellement assimilé du reste du bol alimentaire. En revanche, au niveau de l'écosystème, cette distinction est inutile, les matières fécales pouvant être reminéralisées ou utilisées par des organismes détritiques. L'ensemble de ces flux, directs ou indirects, importants ou non, représente pour le milieu qui en bénéficie un gain net d'énergie. Quelle que soit la valeur de ces apports, ils ne peuvent qu'améliorer la productivité du système récepteur et favoriser le développement des populations de poissons (PARRISH, 1987a, 1989).

5.- CONCLUSIONS

L'analyse des régimes alimentaires des poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie et l'étude des structures trophiques de leurs peuplements permettent la description du fonctionnement tropho-dynamique des communautés ichtyologiques. Les espèces résidentes utilisent les différentes sources de carbone disponibles dans le milieu, essentiellement des microalgues dans les mangroves de bordure côtière et des détritiques et du phytoplancton dans les estuaires, ce qui entraîne des différences de structures trophiques selon le type d'habitat. Les variations temporelles ne sont sensibles que dans les mangroves estuariennes où elles pourraient traduire les fluctuations d'abondance du phyto- et du zooplancton. Les espèces résidentes trouvent dans la mangrove elle-même l'énergie qui leur est nécessaire et participent à un cycle de la matière vivante interne à la mangrove. En revanche, les migrations trophiques des espèces passagères (piscivores et macrocarnivores) représentent une perte d'énergie pour les mangroves, sans doute plus importante que celles dues aux exportations de juvéniles après grossissement. Les flux liés aux migrations d'espèces passagères semblent être prépondérants dans les mangroves de bordure côtière où les conditions hydrologiques sont les plus favorables à l'invasion de nombreuses espèces marines.

Ces résultats restent toutefois insuffisants pour quantifier les liens trophiques et les échanges énergétiques entre la mangrove et les autres écosystèmes. Leur mise en évidence est d'autant plus difficile qu'ils font intervenir de multiples relations entre des écosystèmes complexes. Leur étude est délicate (analyses isotopiques des voies de transfert du matériel organique assimilé, marquage-recaptures de post-larves et de juvéniles, etc) et leur quantification difficile. Etant donnée la pression anthropique croissante entraînant une utilisation intensive des mangroves et leur aménagement, il devient essentiel de quantifier ces échanges afin de déterminer le rôle de cet écosystème pour les communautés ichtyologiques côtières.

Sixième chapitre

**RELATIONS
AVEC LES COMMUNAUTÉS
ICHTHYOLOGIQUES DES FONDS
MEUBLES ET DES RECIFS CORALLIENS**

TABLES DES MATIERES

1.- INTRODUCTION	223
2.- LIENS ICHTYOLOGIQUES ENTRE MANGROVES, FONDS MEUBLES, RECIFS CORALLIENS	223
2.1.- MATERIEL ET METHODES	223
2.1.1.- Approche qualitative pour l'ensemble des lagons de Nouvelle-Calédonie	223
2.1.2.- Approche fonctionnelle dans la baie de Saint-Vincent.....	224
2.2.- RESULTATS	226
2.2.1.- Interactions sur l'ensemble des lagons de Nouvelle-Calédonie	226
2.2.2.- Interactions dans la baie de Saint-Vincent.....	227
2.3.- DISCUSSION	230
3.- ROLE DE LA MANGROVE POUR LES ESPECES LAGONAIRES	231
3.1.- MATERIEL ET METHODES	231
3.2.- RESULTATS	232
3.2.1.- Comparaison des poids moyens	232
3.2.2.- Analyse des moyennes des tailles et des poids des espèces communes aux mangroves et aux fonds meubles de la baie.....	235
3.3.- DISCUSSION	237
3.3.1.- Rôle de la mangrove pour les espèces lagunaires	237
3.3.2.- Utilisation du milieu lagunaire par l'ichtyofaune des mangroves	240
4.- EBAUCHE DE FONCTIONNEMENT DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES LAGONAIRES	241
5.- CONCLUSIONS	243

1.- INTRODUCTION

La nature et l'importance des liens existant entre les différentes communautés ichthyologiques côtières représentent des informations indispensables à la gestion des littoraux tropicaux et de leurs ressources halieutiques. Un bilan des connaissances actuelles souligne l'absence cruciale de données quantitatives et d'observations réalisées simultanément sur plus de deux milieux (OGDEN & GLADFELTER, 1983; BIRKELAND, 1985; PARRISH, 1987a, 1989). GALZIN *et al.* (1981) aux Caraïbes, BIRKELAND & AMESBURY (1987) ainsi que JAMES *et al.* (1988) dans le Pacifique ont étudié à la fois des mangroves et d'autres types de milieux. Dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, les récifs coralliens, les fonds meubles et les mangroves constituent les principaux biotopes susceptibles de jouer un rôle important pour les communautés ichthyologiques lagunaires. Des résultats préliminaires indiquent que les interactions entre les peuplements de poissons côtiers de Nouvelle-Calédonie semblent limitées à des relations trophiques (THOLLOT & KULBICKI, 1988). Une étude intégrée de ces trois milieux a été réalisée dans la baie de Saint-Vincent, élaborée et menée conjointement par plusieurs scientifiques du Centre ORSTOM de Nouméa (M. Kulbicki, L. Wantiez et moi même). Les variations spatio-temporelles de la composition et de la structure des peuplements de poissons ont été étudiées dans chaque biotope ainsi que leurs interactions (THOLLOT *et al.*, 1991). La synthèse de ces travaux devrait permettre d'obtenir un schéma de fonctionnement ichthyologique du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie.

L'analyse présentée au cours de ce chapitre, constitue une approche des interactions existant entre les peuplements de poissons de mangroves, de fonds meubles et de récifs coralliens. Dans un premier temps, une analyse qualitative a été réalisée pour l'ensemble des lagons de Nouvelle-Calédonie et plus particulièrement dans la baie de Saint-Vincent. La nature des liens ichthyologiques entre la mangrove et les fonds meubles ou les récifs coralliens proches a ensuite été définie. Le rôle des mangroves pour l'ichtyofaune des milieux adjacents est précisé en termes de sites potentiels de nurserie pour des juvéniles, de frayère et de migration trophique pour certains adultes. Une ébauche du fonctionnement de l'ichtyofaune lagunaire est alors proposée.

2.- LIENS ICHTYOLOGIQUES ENTRE MANGROVES, FONDS MEUBLES, RECIFS CORALLIENS

2.1.- MATERIEL ET METHODES

2.1.1.- Approche qualitative pour l'ensemble des lagons de Nouvelle-Calédonie

Différentes études de l'ichtyofaune ont été réalisées dans les lagons de Nouvelle-Calédonie :

- sur les fonds meubles, par chalutage (KULBICKI & WANTIEZ, 1990a, 1990b; WANTIEZ, 1990, données non publiées; WANTIEZ & KULBICKI, 1991) et par dragage (RIVATON & RICHER DE FORGES, 1990);
- sur les récifs coralliens, par comptage en plongée (KULBICKI & WANTIEZ, 1990b; WANTIEZ & KULBICKI, 1991; KULBICKI, données non publiées) et par empoisonnement à la roténone (KULBICKI, 1991, données non publiées).

Les inventaires établis grâce à ces études ont été comparés à la liste faunistique obtenue dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie grâce à des filets maillants, des tramails, des capéchades et des empoisonnements à la roténone employés au cours des campagnes "Prospection" et "Saint-Vincent" (méthodes détaillées dans le chapitre III). L'affinité entre les différents peuplements ichtyologiques a été définie en utilisant l'indice de similarité de Kulczynski (I_K), présenté et utilisé au cours du chapitre III.

2.1.2.- Approche fonctionnelle dans la baie de Saint-Vincent

Les prélèvements réalisés dans le cadre de la campagne "Saint-Vincent" permettent une analyse détaillée des interactions spécifiques existant entre les peuplements ichtyologiques des mangroves, des fonds meubles et des récifs coralliens de cette baie côtière du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie (fig. 46). En effet, les échantillonnages ont eu lieu simultanément dans les différents milieux au cours de l'année 1989, chaque dernier quartier de lune, à l'exception du mois de juillet (pas de récolte sur les fonds meubles). Les méthodes de prélèvement employées sur 7 stations (2 en mangrove, 2 sur les fonds meubles et 3 sur les récifs coralliens) ont été :

- les filets maillants et la capéchade dans les mangroves de "Bouraké" et de la "Ouenghi" (cf. Chapitres III et IV);
- le chalut à poissons et le chalut à crevettes sur les fonds meubles de la "baie nord" et de la "baie sud" de Saint-Vincent (WANTIEZ, 1990, données non publiées);
- le comptage en plongée sur les récifs coralliens de la "Passe" de Saint-Vincent, de l'île "Puen" et de la baie de "Pritzbuér" (KULBICKI, 1991, données non publiées; KULBICKI *et al.*, sous presse a).

Les résultats obtenus grâce à ces différentes techniques de prélèvement peuvent être comparés qualitativement. Une agglomération hiérarchique ascendante par liens complets des similarités de Kulczynski (I_K), technique utilisée lors de l'analyse biogéographique (cf. Chapitre III), a été appliquée aux listes faunistiques établies sur les sept stations échantillonnées dans les trois milieux.

Grâce au suivi mensuel des captures, une analyse temporelle des recouvrements spécifiques a pu être réalisée. Les espèces présentes simultanément dans différents milieux ont été recherchées. La saisonnalité des échanges a alors été testée, pour chaque série de données, à l'aide d'un test du χ^2 (H_0 = équi-répartition mensuelle des espèces communes à deux milieux). De même, après avoir regroupé les inventaires provenant d'une part des fonds meubles et d'autre part des récifs coralliens, un χ^2 a permis de tester l'importance de la nature du milieu adjacent sur les échanges ichtyologiques avec les mangroves (H_0 = égalité du nombre d'espèces communes avec les mangroves quel que soit le milieu lagunaire concerné).

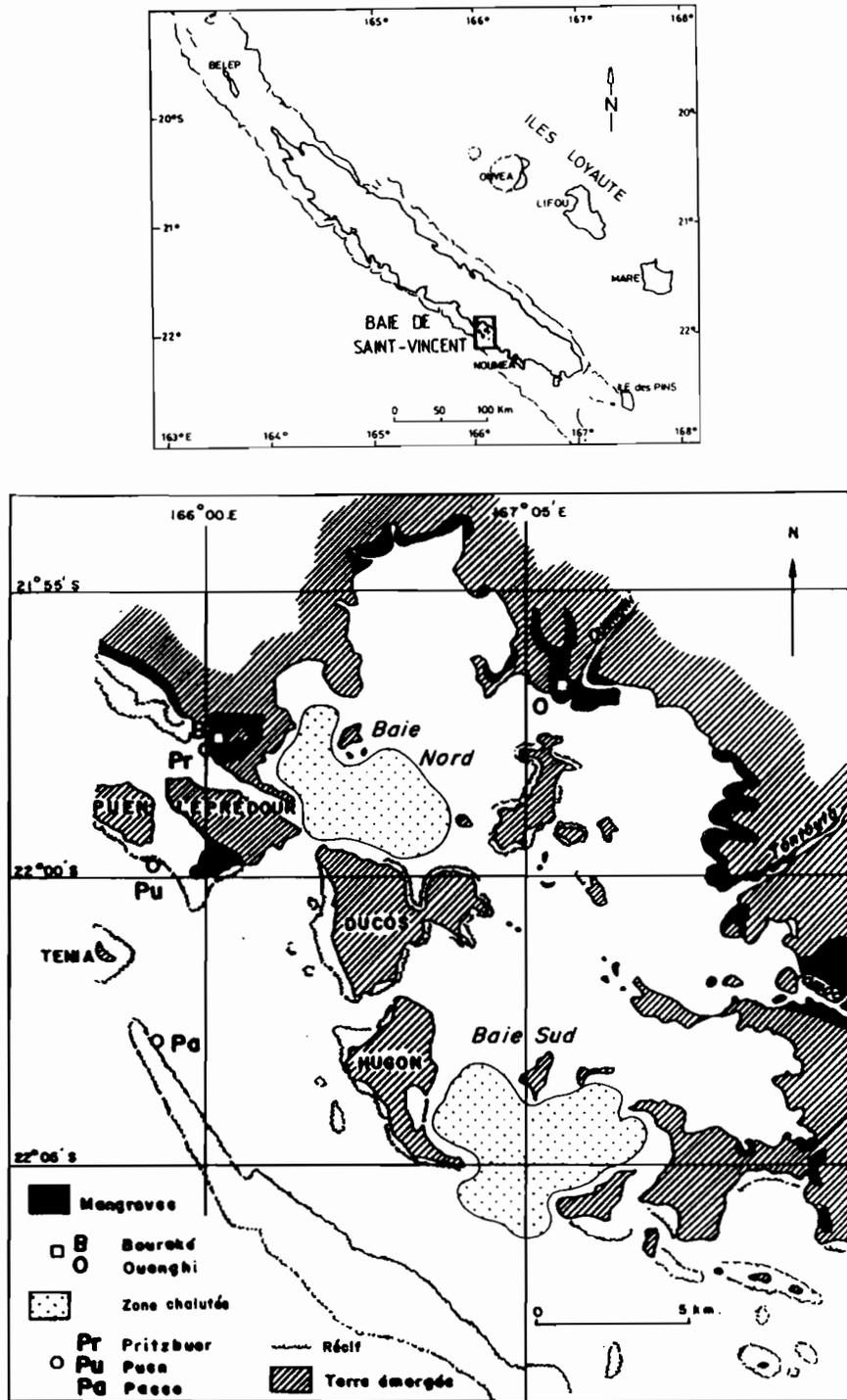


Figure 46.- Localisation des sites échantillonnés dans les mangroves, les fonds meubles et sur les récifs coralliens de la baie de Saint-Vincent.

2.2.- RESULTATS

2.2.1.- Interactions sur l'ensemble des lagons de Nouvelle-Calédonie

Les inventaires de poissons réalisés dans l'ensemble du lagon néo-calédonien se résument ainsi :

- mangroves : 262 espèces (64 familles);
- fonds meubles : 598 espèces (98 familles), dont 377 espèces (71 familles) par chalutage et 323 espèces (74 familles) par dragage;
- récifs coralliens : 735 espèces (76 familles), dont 528 espèces (62 familles) par comptage et 434 espèces (60 familles) par empoisonnement à la roténone.

Au total, 1 138 espèces de poissons, réparties en 121 familles, ont été recensées dans les fonds meubles, les récifs coralliens et les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Selon le milieu échantillonné, les nombres de familles et d'espèces varient (fig. 47). Les fonds meubles présentent un grand nombre de familles (98 familles) et les récifs coralliens une forte diversité spécifique (735 espèces). L'ichtyofaune des mangroves constitue 52,9% des familles et 23% des espèces lagunaires.

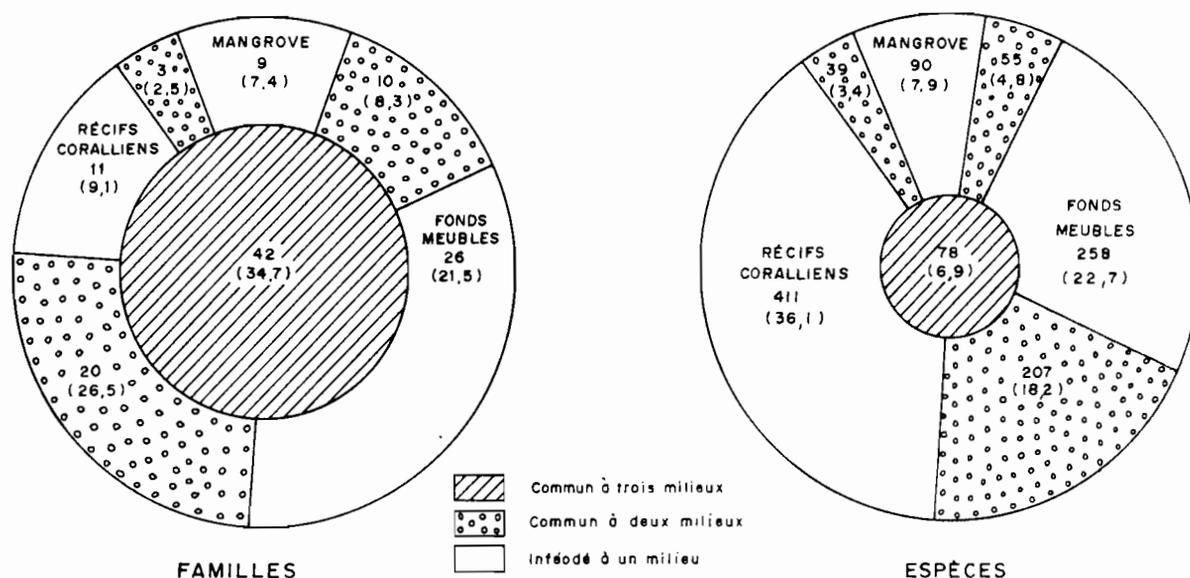


Figure 47.- Comparaison de l'ichtyofaune des mangroves, des fonds meubles et des récifs coralliens sur l'ensemble des lagons de Nouvelle-Calédonie, en nombres de familles et d'espèces (valeurs brutes et, entre parenthèses, pourcentages).

Le recouvrement taxonomique est, en ce qui concerne les mangroves, plus important avec les fonds meubles qu'avec les récifs coralliens (fig. 47). Les espèces communes aux mangroves et à l'une des quatre autres listes ichtyofaunistiques sont identifiées dans le tableau 14 (cf. Chapitre III). Les mangroves partagent un nombre élevé d'espèces avec les fonds meubles (*Leiognathidae*, *Lethrinidae*, *Lutjanidae*, *Mullidae* et *Sphyrnidae*). Au total, 133 espèces (42 familles) sont communes à ces deux milieux dont l'affinité, mesurée par l'indice de similarité de Kulczynski (I_k), atteint la valeur de 37,8%. En ce qui concerne les récifs coralliens, 117 espèces (45 familles) figurent également dans l'inventaire des poissons de mangrove ($I_k = 30,3\%$). Elles appartiennent à des familles typiquement coralliennes (*Acanthuridae* et *Labridae*) ou largement réparties dans le lagon (*Lethrinidae*, *Lutjanidae* et *Mullidae*). Soixante dix-huit espèces réparties en 42 familles ont une répartition spatiale très large et fréquentent les trois milieux (fig. 47). Il s'agit

principalement de Mullidae et de Lethrinidae (7 espèces), de Serranidae (6 espèces), de Carangidae et de Lutjanidae (5 espèces, cf. tab. 14).

Neuf familles (Elopidae, Anguillidae, Kuhliidae, Cichlidae, Centropomidae, Monodactylidae, Scatophagidae, Sparidae et Ehippididae) sont inféodées aux mangroves (fig. 47). De même, plus de 34% des espèces capturées dans les mangroves (90 espèces) n'apparaissent ni dans les fonds meubles ni sur les récifs coralliens. Pour la plupart, ce sont des espèces de petite taille (Apogonidae, Blenniidae et Gobiidae) ou des espèces necto-benthiques (Mugilidae, cf. tab. 14).

2.2.2.- Interactions dans la baie de Saint-Vincent

Affinités des peuplements ichthyologiques

L'ensemble des communautés ichthyologiques de la baie de Saint-Vincent possède une richesse spécifique de 565 espèces. Les récifs coralliens abritent généralement la faune la plus riche avec 258 espèces identifiées sur la station de la "Passe" et 246 espèces à "Puen". Seule la diversité observée sur les récifs frangeants de la station de "Pritzbuer" est réduite (118 espèces). Les recensements des peuplements de fonds meubles présentent 206 espèces dans la "baie sud" et 105 espèces dans la "baie nord". Les mangroves apparaissent comme les communautés de poissons les plus pauvres de la baie de Saint-Vincent avec à peine 104 espèces à "Bouraké" et 94 espèces à la "Ouenghi".

Les mesures de similarité de l'indice de Kulczynski et leur groupement par liens complets font apparaître une très forte affinité entre les différents inventaires d'un même milieu (fig. 48). La nature de l'habitat a une importance prépondérante sur la composition spécifique du peuplement. En revanche, la proximité de milieux différents, comme c'est le cas entre "Pritzbuer" (récifs coralliens) et "Bouraké" (mangrove), ne se traduit pas par un recouvrement spécifique intense. Cela suggère une relative indépendance des peuplements ichthyologiques dont la composition est étroitement liée aux conditions du milieu, notamment la nature du substrat et les facteurs hydrologiques.

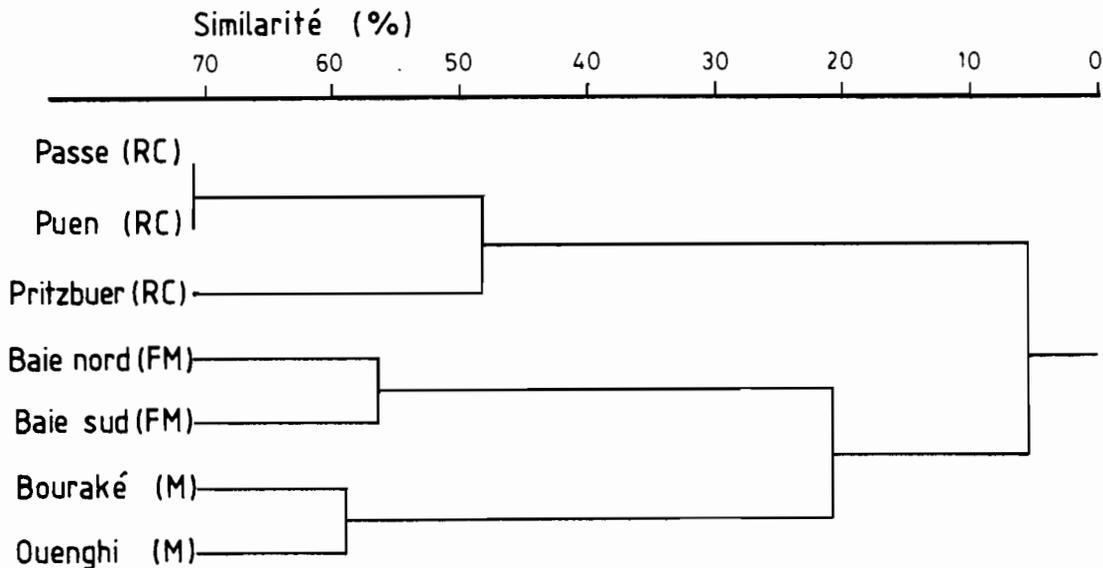


Figure 48.- Relations faunistiques des peuplements de poissons des mangroves, des fonds meubles et des récifs coralliens de la baie de Saint-Vincent (groupement à liens complets des similarités selon l'indice de Kulczynski).

L'ichtyofaune des mangroves de "Bouraké" et celle de la "Ouenghi" présentent une affinité élevée ($I_K = 58,7\%$). Leur groupement ne fusionne avec celui des fonds meubles qu'à un niveau faible de similarité (21,1%). Les peuplements récifaux constituent un ensemble homogène et se situent, par rapport aux mangroves et aux fonds meubles, à l'opposé de l'arborescence du groupement hiérarchique (fig. 48).

Composition du recouvrement spécifique entre les mangroves et les autres milieux

Au total, 66 espèces récoltées dans la mangrove de "Bouraké", soit 63,5% des espèces inventoriées, sont communes à l'un des inventaires réalisés dans les autres milieux lagunaires (cf. annexe V). Le plus souvent, ce sont des Serranidae (6 espèces), des Carangidae et des Lethrinidae (5 espèces), des Leiognathidae, des Lutjanidae ou des Acanthuridae (4 espèces). L'ichtyofaune de la mangrove de "Bouraké" présente de nombreuses espèces communes aux fonds meubles (respectivement 22 et 36 espèces de la "baie nord" et de la "baie sud") et également aux récifs coralliens (26 espèces à la "Passe", 34 espèces à "Puen"). En dépit de la proximité de ce site avec la station de "Pritzbuier", 19 espèces seulement sont communes aux deux inventaires.

Dans la mangrove de la "Ouenghi", 50 espèces recensées (53,2% de la richesse spécifique) sont présentes dans d'autres milieux lagunaires, principalement les fonds meubles de la baie (cf. annexe V). La famille la mieux représentée, les Leiognathidae (6 espèces), est caractéristique des communautés de poissons necto-benthiques. Généralement les espèces communes à l'estuaire de la "Ouenghi" et aux formations récifales ont, à l'échelle de la baie, une large répartition et occupent les trois milieux.

Suivi temporel des liens ichtyofaunistiques entre mangrove et lagon

Les échanges ichtyologiques entre la mangrove de bordure côtière de "Bouraké" et le lagon présentent de fortes variations spatio-temporelles (fig. 49a). Ils concernent principalement les récifs coralliens bien que le nombre d'espèces communes avec les fonds meubles soit parfois élevé (février, septembre et octobre). La variabilité des données est telle qu'aucune tendance saisonnière ne peut être extraite (χ^2 , $\alpha > 0,05$). De même, les liens ichtyologiques de la mangrove avec le lagon ne dépendent pas du type de milieu (χ^2 , $\alpha > 0,05$).

Dans la mangrove de la "Ouenghi", les espèces communes aux autres milieux appartiennent essentiellement aux fonds meubles (fig. 49b). Les variations temporelles sont faibles, notamment pour les espèces communes avec les récifs coralliens. La saisonnalité de ces échanges, testée par des χ^2 , n'est pas significative ($\alpha > 0,05$), quelle que soit la série de données considérée. En revanche, les liens ichtyofaunistiques sont significativement plus importants entre la mangrove de la "Ouenghi" et les fonds meubles qu'entre l'estuaire et les récifs coralliens (χ^2 , $\alpha \leq 0,001$).

Plus de 75% des espèces co-occurentes fréquentent simultanément différents milieux (tab. 72). Celles-ci sont plus abondantes à "Bouraké" (47 espèces) qu'à la "Ouenghi" (39 espèces). Certaines sont présentes au même moment dans les trois types d'habitats. Il s'agit de :

- Carangidae indéterminés, en janvier ("Bouraké");
- *Parupeneus dispilurus*, en avril ("Bouraké");
- *Chaetodon auriga*, en janvier et mars ("Bouraké");
- *Scarus ghobban*, en janvier et octobre ("Bouraké");
- *Diodon histrix*, en mai ("Bouraké");
- *Scomberoides tol*, en mars et juin ("Ouenghi");
- *Upeneus tragula*, en janvier, février, juin, août, septembre et novembre à "Bouraké", ainsi qu'en décembre à "Bouraké" et à la "Ouenghi".

Ces espèces ont, à l'échelle de la baie de Saint-Vincent, une très large répartition. Leur co-occurrence dans les trois types de milieux aux mêmes périodes indique qu'elles colonisent indifféremment chaque biotope, notamment *Upeneus tragula* dont différentes populations pourraient exister dans les mangroves, sur les fonds meubles et sur les récifs coralliens.

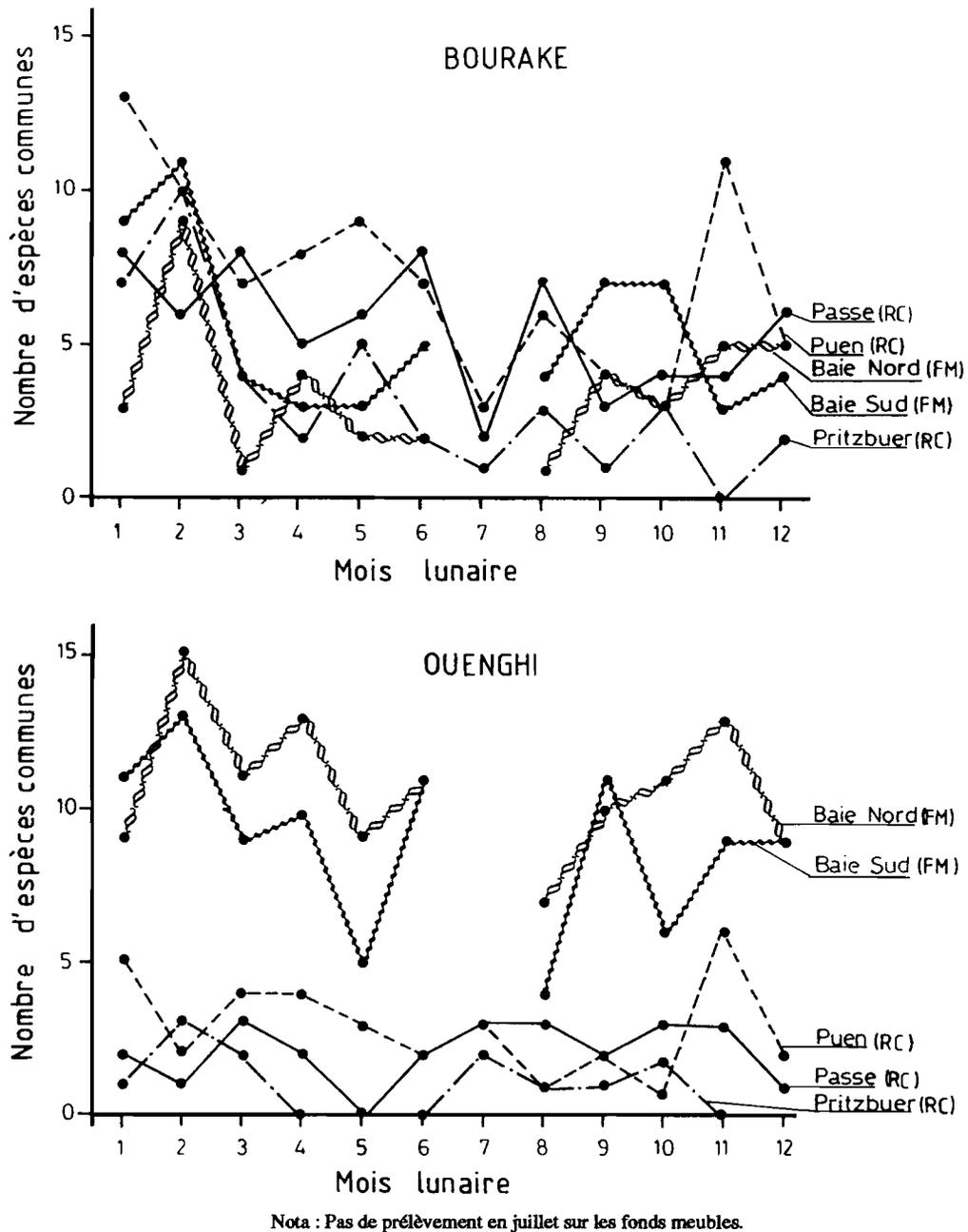


Figure 49.- Evolution spatio-temporelle des interactions spécifiques des peuplements de poissons de la baie de Saint-Vincent, a) entre la mangrove de Bouraké et les fonds meubles et récifs proches, b) entre la mangrove de la Ouenghi et les fonds meubles et récifs proches.

2.3.- DISCUSSION

L'ichtyofaune recensée dans les mangroves du lagon sud-ouest représente 52,9% des familles et 23% de l'ensemble des espèces lagunaires. Parmi les poissons de mangroves, plus de 50 espèces, principalement des poissons de petite taille (Gobiidae, Blenniidae, Apogonidae) ou vivant dans les estuaires (Kuhliidae, Centropomidae, Ephippidae), étaient jusqu'alors inconnues ou non recensées en Nouvelle-Calédonie. Elles figurent maintenant dans l'inventaire ichtyologique compilé par RIVATON *et al.* (1989).

A grande échelle, sur l'ensemble des lagons de Nouvelle-Calédonie, l'intensité des échanges ichtyologiques entre mangrove et fonds meubles, $I_K = 37,8\%$ (133 espèces appartenant à 42 familles), est plus forte qu'entre mangrove et récifs coralliens, $I_K = 30,3\%$ (117 espèces appartenant à 45 familles). L'importance exacte de ces interactions est difficile à évaluer dans la mesure où un grand nombre de familles (42) et d'espèces (78) sont présentes dans les trois types de milieu, dont de nombreux Lethrinidae, Lutjanidae et Serranidae. Une partie de l'ichtyofaune récoltée dans les mangroves est inféodée à cet écosystème. Neuf familles et 90 espèces fréquentent exclusivement les mangroves. Il s'agit d'espèces typiquement estuariennes (Anguillidae, Cichlidae, Centropomidae, Kuhliidae, Scatophagidae, etc), de poissons de petite taille (Gobiidae, Blenniidae, Apogonidae) et d'espèces necto-benthiques ou pélagiques (Mugilidae, Hemiramphidae).

Dans la baie de Saint-Vincent, les stations appartenant à un même milieu présentent de fortes affinités ($I_K = 56,8$ à $70,3\%$) et forment des groupements homogènes. Les relations ichtyologiques entre mangroves et fonds meubles sont plus importantes que les liens existant entre mangroves et récifs coralliens. Le niveau de similarité nécessaire pour la fusion des inventaires ichtyologiques des mangroves et des fonds meubles est faible, à peine 21,1%. Les récifs coralliens se situent à l'opposé du dendrogramme. La composition des différents assemblages d'espèces est, comme dans les estuaires de Papouasie Nouvelle-Guinée (QUINN & KONS, 1985), peu sensible à la proximité d'autres milieux. De plus, la plupart des espèces présentes dans les différents milieux de la baie de Saint-Vincent sont généralement abondantes dans un seul biotope (cf. § 3.), ce qui atténue l'importance des liens ichtyofaunistiques entre les différentes communautés.

La faiblesse des recouvrements spécifiques peut, en partie, être liée aux méthodes employées pour échantillonner les différents milieux. La présence et l'abondance de certaines espèces cryptiques ou vivant dans des terriers sont sous-estimées par les comptages en plongée (KULBICKI, 1991). Il en est de même pour les espèces pélagiques (Mugilidae, Hemiramphidae) que les chaluts n'échantillonnent pas efficacement (ROBERTSON & DUKE, 1987; THAYER *et al.*, 1987; THOLLOT & KULBICKI, 1988). En Papouasie Nouvelle-Guinée, BIRKELAND & AMESBURY (1987) ont pu réaliser des comptages en plongée sur des récifs coralliens, des herbiers et des mangroves, chaque milieu étant associé à un, à deux ou à aucun autre écosystème. JAMES *et al.* (1988) ont appliqué un protocole expérimental identique en Micronésie. La précision des données, des densités de poissons relevées famille par famille en ne dissociant pas toujours les adultes des juvéniles, semble insuffisante pour décrire avec précision les liens entre les différentes communautés ichtyologiques. De plus, ces auteurs négligent le biais lié à l'identification à vue des poissons dans des eaux troubles, comme c'est le cas dans les mangroves et sur les fonds meubles de Nouvelle-Calédonie.

En conséquence, les communautés de poissons côtiers de Nouvelle-Calédonie apparaissent comme des entités relativement isolées. En Micronésie, JAMES *et al.* (1988) décèlent des interactions entre les peuplements ichtyologiques de récifs, d'herbiers et de mangroves. Toutefois, l'hétérogénéité très élevée des données et l'absence de distinction entre juvéniles et adultes dévalorisent grandement les résultats acquis par ces auteurs. Ils reconnaissent d'ailleurs que des facteurs plus importants que la nature des habitats environnants ont un rôle majeur pour la composition et la structure des communautés de poissons. Utilisant une approche similaire en Papouasie Nouvelle-Guinée, BIRKELAND & AMESBURY (1987) n'observent pas d'interaction significative entre

les différents peuplements. Il semble donc que l'ichtyofaune côtière tropicale pourrait être constituée d'assemblages distincts d'espèces, ces derniers étant, dans une certaine mesure, indépendants (QUINN & KOJIS, 1985; BIRKELAND & AMESBURY, 1987; THOLLOT & KULBICKI, 1988; THOLLOT, 1989; THOLLOT *et al.*, 1991).

Les travaux concernant les relations entre les peuplements ichthyologiques côtiers tropicaux sont peu nombreux. Il semble que la variabilité temporelle des liens existant entre les communautés n'ait jusqu'à présent été étudiée qu'en Nouvelle-Calédonie. THOLLOT *et al.* (1991) ont réalisé une analyse préliminaire des données présentées dans ce document, les prélèvements issus des différentes stations d'un même milieu étant regroupés. Leur analyse montre que les variations temporelles de la richesse spécifique et des nombres d'espèces communes à différents milieux sont faibles, aucune saisonnalité n'étant significative. Ces tendances sont vérifiées pour chacune des deux mangroves échantillonnées, notamment celle de Bouraké. L'estuaire de la Ouenghi possède des relations ichthyologiques privilégiées avec les fonds meubles de la baie, principalement en raison de l'abondance des Leiognathidae dans les deux milieux. Cette famille de poissons necto-benthiques est caractéristique des baies côtières de l'Indo-Pacifique (PAULY, 1977; FISCHER & BIANCHI, 1984) et de Nouvelle-Calédonie (CONAND, 1984, 1987). Selon les espèces, l'utilisation des mangroves et des fonds meubles à des stades particuliers de leur vie est plus ou moins marquée. Leurs stratégies d'occupation des différents milieux seront détaillées dans les paragraphes suivants.

3.- ROLE DE LA MANGROVE POUR LES ESPECES LAGONAIRES

3.1.- MATERIEL ET METHODES

La nature des liens ichthyofaunistiques existant entre des peuplements ne peut être définie que grâce à une analyse de la biologie des espèces de poissons communes aux différents milieux. Des communautés de poissons de mangroves, de fonds meubles et de récifs coralliens ont été échantillonnées régulièrement durant l'année 1989 au cours de la campagne "Saint-Vincent" (cf. § 2.1.2.). Afin de disposer d'effectifs suffisants pour analyser la biologie des espèces communes aux différents biotopes, les spécimens récoltés dans chaque type de milieu ont été regroupés, indépendamment des techniques de prélèvements et des sites échantillonnés. Il convient de remarquer dès maintenant que la disparité des données, leur nature et leur précision, dépendant de la technique de prélèvement utilisée et du type de milieu étudié, constitue une difficulté majeure pour mener à bien ce genre de démarche.

Lorsque une espèce commune aux mangroves et aux fonds meubles était représentée par au plus 5 individus dans les mangroves, le poids moyen des prises cumulées a été relevé. Pour les espèces d'effectifs supérieurs à 5 individus dans les mangroves, la moyenne des tailles ou des poids a été considérée. Les différences observées ont alors été soumises à des validations statistiques à l'aide de tests *t* ou *t'*, selon l'homogénéité des variances (SOKAL & ROHLF, 1981). Des histogrammes des fréquences de taille ont été établis globalement (base annuelle) ou mensuellement pour les espèces les plus abondantes.

Les espèces observées lors des comptages en plongée ne sont pas capturées. Seules les estimations des tailles et des poids moyens sont disponibles et peuvent être intégrées dans l'analyse. En revanche, la précision de ces données ne permet pas de les utiliser pour des inférences statistiques.

Le sexe et le degré de maturité sexuelle (tab. 18) ainsi que le régime alimentaire (cf. Chapitre V 4^{ème} partie) des espèces communes aux mangroves, aux fonds meubles et aux récifs coralliens ont également été pris en compte au cours de cette étude.

3.2.- RESULTATS

Parmi les 565 espèces de poissons constituant les communautés ichthyologiques de la baie de Saint-Vincent, 80 espèces sont communes aux trois milieux échantillonnés (annexe V). Ces espèces ne représentent que 14% de la diversité spécifique totale de la baie.

La pauvreté des échanges entre mangrove et lagon est confirmée par l'analyse des abondances des espèces communes aux différents milieux (annexe V). En effet, de nombreux taxons peuvent être qualifiés d'espèces accidentelles sur un ou plusieurs habitats (abondance inférieure ou égale à 5). L'habitat de prédilection de 26 espèces a été défini en fonction des effectifs cumulés par type de milieu. Cet habitat est situé dans la mangrove (11 espèces) ou les récifs coralliens (10 espèces) et plus rarement sur les fonds meubles (5 espèces, cf. annexe V). Une espèce rare en mangrove, *Heniochus acuminatus*, a été identifiée en grand nombre à la fois dans les fonds meubles (95 individus) et sur les récifs coralliens (103 individus). D'autres espèces ont une répartition spatiale très large, 6 espèces étant abondantes dans les mangroves et sur les récifs coralliens et 2 espèces sur les fonds meubles et les récifs. Onze espèces ne figurent pas en effectifs suffisants pour déterminer avec précision leur habitat de prédilection. De plus, trois espèces indéterminées figurent dans la liste des espèces communes aux différents milieux. Elles ne seront donc pas considérées lors des analyses biologiques. Au total, les données obtenues pour 39 espèces, soit près de la moitié des espèces communes aux mangroves et à l'un des milieux adjacents, sont insuffisantes pour étudier leur biologie et définir leur utilisation de l'habitat.

3.2.1.- Comparaison des poids moyens

Espèces communes aux mangroves et aux récifs coralliens

Les 12 espèces communes aux mangroves et aux formations récifales mais absentes des fonds meubles présentent toutes des poids moyens plus faibles dans les mangroves que sur les récifs coralliens (tab. 58). Ceci est particulièrement sensible pour *Acanthurus dussumieri*, *Caranx melampygus* et *Hyporhamphus dussumieri*. Bien que ces différences ne puissent être validées statistiquement, il semble que la mangrove abrite des juvéniles de ces espèces récifales.

Espèces communes aux mangroves et aux fonds meubles

L'analyse des poids moyens des espèces communes aux fonds meubles et aux mangroves indique un rôle de nurserie des mangroves (tab. 73). Neuf des onze espèces concernées ont un poids moyen plus faible dans les mangroves que sur les fonds meubles, notamment *Epinephelus coioides* et *Gnathanodon speciosus*.

Leiognathus equulus utilise chaque milieu de façon sélective (fig. 65). Les juvéniles sont abondants dans les estuaires où a lieu leur recrutement au début de l'année (poids moyen = 4,9 g). Après une phase de grossissement de quelques mois, ils quittent la mangrove. Cette espèce rejoint les fonds meubles vers octobre (poids moyen = 47,5 g). C'est dans cet habitat que *L. equulus* atteint les tailles les plus importantes avec un poids moyen proche de 70 g pour des longueurs à la fourche dépassant 20 cm.

Tableau 58.- Abondance et poids moyen des espèces de poissons présentes à la fois dans les mangroves et dans les fonds meubles ou sur les récifs coralliens de la baie de Saint-Vincent.

Pour chaque espèce d'abondance supérieure à 5, n = effectif (quels que soient le site, la technique et la date d'échantillonnage) et

Pmoy = poids moyen en g (= poids total (g) / effectif total) sont indiqués pour chaque milieu échantillonné.

Lorsqu'une espèce ne figure pas dans l'un des milieux en effectif suffisant, n et Pmoy sont mentionnés entre parenthèses.

Espèce	Mangroves		Fonds meubles		Récifs coralliens	
	n	Pmoy	n	Pmoy	n	Pmoy
Clupeidae <i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	172	0,8	13	16,5		
Engraulidae <i>Stolephorus indicus</i>	36	1,8	52	6,4		
Hemiramphidae <i>Hyporhamphus dussumieri</i>	10	7,5			21	81,0
Holocentridae <i>Neoniphon sammara</i>	8	68,9			68	117,9
	20	113,6			34	211,8
Serranidae <i>Epinephelus coioides</i>	6	256,7	20	4825,7		
Carangidae <i>Caranx ignobilis</i>	22	423,1	(2)	(55,0)	10	3134,0
	38	28,0			19	542,2
	56	211,2			6	738,0
	6	4,7	6	155,8		
Leiognathidae <i>Gazza minuta</i>	232	26,1	7498	21,5		
	1950	8,8	397	56,3		
	1297	5,9	51	25,9		
	233	6,7	13624	10,0		
	761	7,0	85698	16,0		
	49	3,0	8494	4,0		
Lutjanidae <i>Lutjanus argentimaculatus</i>	55	447,8			25	2738,8
	74	43,9			265	341,0
	108	170,9			129	243,9
	55	49,2			29	208,1
Lethrinidae <i>Lethrinus harak</i>	16	117,1			50	241,5
Mullidae <i>Parupeneus indicus</i>	32	380,5	(1)	(120,0)	76	840,4
Chaetodontidae <i>Chaetodon auriga</i>	29	59,0	(3)	(65,0)	133	59,0
Scaridae <i>Scarus ghobban</i>	120	281,1	(2)	(65,0)	108	377,3
Acanthuridae <i>Acanthurus blochii</i>	15	67,1	(1)	(40,0)	168	204,6
	16	0,5			29	424,9
Siganidae <i>Siganus canaliculatus</i>	197	116,2	6	50,0	(2)	(12,0)
	468	105,1			47	688,1
Tetraodontidae <i>Arothron manillensis</i>	25	40,6	46	61,5		

Les jeunes *Leiognathus fasciatus* abondent régulièrement parmi les palétuviers où ils atteignent en une année un poids moyen d'une dizaine de grammes. Sur les fonds meubles de la baie, des adultes de poids moyens largement supérieurs (18 à 40 g) sont capturés occasionnellement (trop rarement pour apparaître dans la figure 50). Cette espèce semble utiliser les mangroves comme nurserie. Après leur grossissement dans les mangroves, les adultes se dispersent dans la baie et fréquentent ponctuellement les fonds meubles.

Les juvéniles de *Leiognathus splendens* grossissent dans les mangroves et ont une taille maximale dans la baie (tab. 58). Toutefois, des juvéniles fréquentent aussi les fonds meubles, en particulier de septembre à décembre (fig. 50). La mangrove pourrait donc ne pas leur être indispensable. Les autres Leiognathidae : *Gazza minuta*, *Leiognathus leuciscus* et *Secutor ruconius*, présentent des distributions temporelles de poids moyens similaires dans les fonds meubles et dans les mangroves (fig. 50). Les différences observées,

notamment pour *G. minuta*, correspondent généralement à de faibles effectifs dans les mangroves et globalement les valeurs restent comparables. Il est vraisemblable que des populations analogues occupent les deux milieux, tout comme pour *L. splendens*.

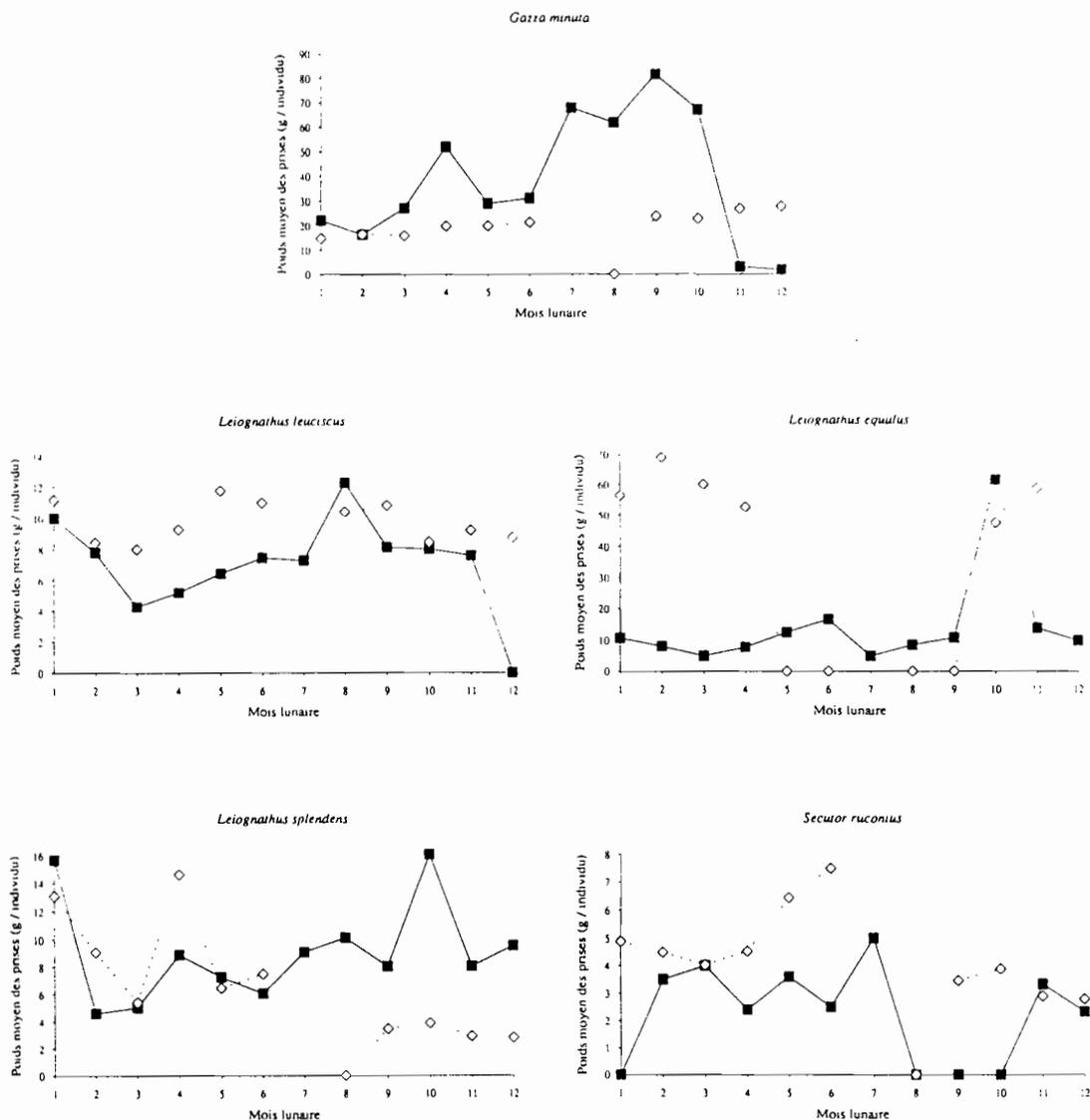


Figure 50.- Variations temporelles des poids moyens des prises de *Gazza minuta*, *Leiognathus leuciscus*, *L. equulus*, *L. splendens* et *Secutor ruconius* sur les fonds meubles (trait pointillé) et dans les mangroves (trait continu) de la baie de Saint-Vincent.

Espèces communes aux mangroves, aux fonds meubles et aux récifs coralliens

Six espèces sont présentes dans les trois milieux (tab. 58). Cinq d'entre elles sont rares (effectif inférieur ou égal à 5) dans les fonds meubles et une sur les récifs coralliens. *Siganus canaliculatus* a un poids moyen faible et de petits effectifs hors des mangroves, ce qui permet de la classer parmi les espèces associées aux palétuviers. Excepté *Chaetodon auriga* dont le poids moyen est comparable quel que soit le site, les autres espèces semblent fréquenter les différents milieux durant des périodes précises de leur vie.

Caranx ignobilis, *Parupeneus indicus*, *Scarus ghobban* et *Acanthurus blochii* présentent des poids moyens faibles dans les fonds meubles. Dans les mangroves, leurs poids moyens sont sensiblement supérieurs à ceux des fonds chabutables tout en étant plus faibles que sur les récifs coralliens. Cela suggère une utilisation des mangroves comme nurserie, des juvéniles étant capturés en petit nombre dans la baie au cours de leur migration vers les mangroves. Le grossissement aurait lieu dans les estuaires pour *C. ignobilis* et dans les mangroves de bordure côtière pour *P. indicus*, *S. ghobban* et *A. blochii*.

3.2.2.- Analyse des moyennes des taille et des poids des espèces communes aux mangroves et aux fonds meubles de la baie

Les différences des moyennes des tailles (longueur à la fourche en cm) ne sont pas significatives pour 4 des 12 espèces considérées (tab. 59). Compte-tenu de leur abondance dans chaque habitat, *Lethrinus nebulosus*, *Upeneus tragula* et *Sphyræna putnamiae* apparaissent comme des espèces vivant dans la baie et pénétrant occasionnellement dans les mangroves. Il est vraisemblable que ces prédateurs viennent dans les palétuviers pour s'alimenter. En revanche, *Pomadasys argenteus* est abondant dans la mangrove à des stades sexuels immatures. De nombreux spécimens chabutés en septembre et en octobre étaient prêts à pondre. Cette espèce effectue une migration reproductrice dans la baie de Saint-Vincent.

Quatre espèces ont des tailles moyennes significativement plus faibles dans les mangroves que sur les fonds meubles, *Scomberoides tol*, *Gerres filamentosus*, *Gerres ovatus* et *Upeneus vittatus* (tab. 59). Les individus les plus petits sont présents dans les mangroves. En revanche, les tailles maximales relevées sont proches, quel que soit le milieu. Les mangroves abritent donc de nombreux juvéniles et constituent pour ces espèces une zone de nurserie et de grossissement. L'analyse saptio-temporelle des fréquences de tailles de *G. ovatus* permet l'identification de distributions polymodales dans les mangroves où des individus de petite et de moyenne taille coexistent, à l'inverse des fonds meubles qui présentent une distribution unimodale simple (fig. 51). Le suivi des cohortes indique un recrutement en juvéniles au début de l'année dans les mangroves, suivi d'un grossissement sur place. Une migration vers les fonds meubles a lieu après environ 18 mois après le recrutement dans les mangroves. Les individus ont atteint 10 à 12 cm de longueur. La figure 51 schématise la succession des cohortes grâce à la représentation des classes modales sur une échelle temporelle. Dans les mangroves, la croissance est assez régulière de décembre-janvier au mois d'avril de l'année suivante, le taux de croissance est de l'ordre de 5 cm.an⁻¹ (fig. 51). Les individus quittent la mangrove massivement pour aller dans la baie au cours du mois de mai. Par la suite, l'accroissement de taille semble très faible. Il est de 2 cm.an⁻¹ sur les fonds meubles, probablement en raison de phénomènes de successions de recrutement ou de migrations (fig. 51). Ces données mettent en évidence le rôle de nurserie des mangroves pour les juvéniles de *G. ovatus*. Après cette phase de grossissement durant 18 mois, ces Gerreidae se répartissent dans d'autres habitats dont les fonds meubles. Une partie de la population reste sur place ou effectue des migrations régulières dans les mangroves. Aucun individu prêt à pondre n'y a été identifié, contrairement aux fonds meubles où la reproduction a lieu vers la fin de l'année, principalement en septembre.

Trois espèces ont des tailles moyennes plus élevées dans les mangroves que dans les fonds meubles, *Sillago ciliata*, *Sillago sihama* et *Polydactylus microstoma* (tab. 59). *Trichiurus lepturus*, une espèce dont la mesure de la longueur à la fourche n'a pas été retenue (difficultés de lecture dues à la fragilité de la caudale), présente un poids moyen plus élevé dans les mangroves que dans les fonds meubles. Des *T. lepturus*, des *S. sihama* et des *P. microstoma* adultes pénètrent dans les mangroves estuariennes, essentiellement pour s'y alimenter. Des individus de grande taille ont été recensés fréquemment dans les mangroves mais en petit nombre, sans que l'un d'entre eux soit sur le point d'émettre ses gamètes. Une migration liée à la reproduction est donc peu envisageable pour ces trois espèces. En revanche, chez *Sillago ciliata* la maturation des gonades a lieu dans les mangroves et l'espèce se reproduit en septembre dans la baie.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

Tableau 59.- Comparaison des moyennes des longueurs à la fourche ou des poids frais des espèces présentes dans les mangroves et dans les fonds meubles de la baie de Saint-Vincent.

Pour chaque espèce et selon la variable étudiée (longueur à la fourche ou poids frais), la taille de l'échantillon (n), le minimum (min), le maximum (max), la moyenne (moy) et l'écart-type (σ) des individus récoltés dans chaque type de milieu : mangroves (filets maillants et capéchades, Ouenghi et Bouraké) et fonds meubles (chaluts à poissons et à crevettes, baies nord et sud) sont indiquées.

Selon l'homogénéité des variances (F_{max} de Hartley), les moyennes ont été comparées à l'aide d'un test t (variances homogènes) ou t' (variances hétérogènes), comme le suggèrent SOKAL & ROHLF (1981).

NS = $\alpha > 0,05$ * = $\alpha \leq 0,05$ *** = $\alpha \leq 0,001$

Espèce	Variable	Milieu	n	min	max	moy	σ	F_{max}	t ou t'
Sillaginidae	<i>Sillago ciliata</i>	Mangrove	48	165	310	242	39	***	***
		Fonds meubles	29	155	220	183	17		
		Mangrove	35	135	270	207	31		
	<i>Sillago sihama</i>	Mangrove	35	135	270	207	31	***	***
		Fonds meubles	68	130	220	180	17		
		Mangrove	53	35	215	118	48		
Carangidae	<i>Scomberoides tol</i>	Mangrove	53	35	215	118	48	***	***
		Fonds meubles	69	110	230	171	26		
Gerreidae	<i>Gerres filamentosus</i>	Mangrove	127	50	190	97	43	***	***
		Fonds meubles	57	110	200	147	21		
	<i>Gerres ovatus</i>	Mangrove	482	30	180	90	25	***	***
		Fonds meubles	348	90	190	123	15		
		Mangrove	219	40	430	198	101		
Haemulidae	<i>Pomadasys argenteus</i>	Mangrove	219	40	430	198	101	***	NS
		Fonds meubles	111	130	360	190	35		
Lethrinidae	<i>Lethrinus nebulosus</i>	Mangrove	10	80	490	287	154	NS	NS
		Fonds meubles	66	100	630	318	149		
Mullidae	<i>Upeneus tragula</i>	Mangrove	15	75	240	169	51	***	NS
		Fonds meubles	58	95	200	142	24		
		Mangrove	52	60	230	147	53		
	<i>Upeneus vittatus</i>	Mangrove	116	125	220	166	17	***	*
		Fonds meubles	11	235	635	337	117		
		Mangrove	11	235	635	337	117		
Sphyraenidae	<i>Sphyraena putnamiae</i>	Mangrove	113	200	400	317	50	***	NS
		Fonds meubles	11	175	245	201	24		
Polynemidae	<i>Polydactylus microstoma</i>	Mangrove	11	175	245	201	24	NS	***
		Fonds meubles	24	105	185	149	20		
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	Mangrove	37	72	1213	643	233	*	***
		Fonds meubles	50	75	900	262	162		

Les tailles moyennes estimées lors des comptages en plongée sont disponibles pour trois espèces seulement. *Lethrinus nebulosus* a une taille moyenne élevée (37,5 cm) mais est peu abondante sur les récifs coralliens (2 individus). *Scomberoides tol* (35,7 cm pour 7 individus) présente les tailles les plus grandes sur les récifs coralliens. Il montre un gradient croissant de longueur de la côte (mangrove) vers le large (récif). C'est également le cas pour *Upeneus tragula* dont la longueur moyenne est de 21 cm (66 individus) dans les

récorifs. Cette espèce vit sur les fonds meubles de la baie à des tailles moyennes, quelques individus allant dans la mangrove pour s'alimenter.

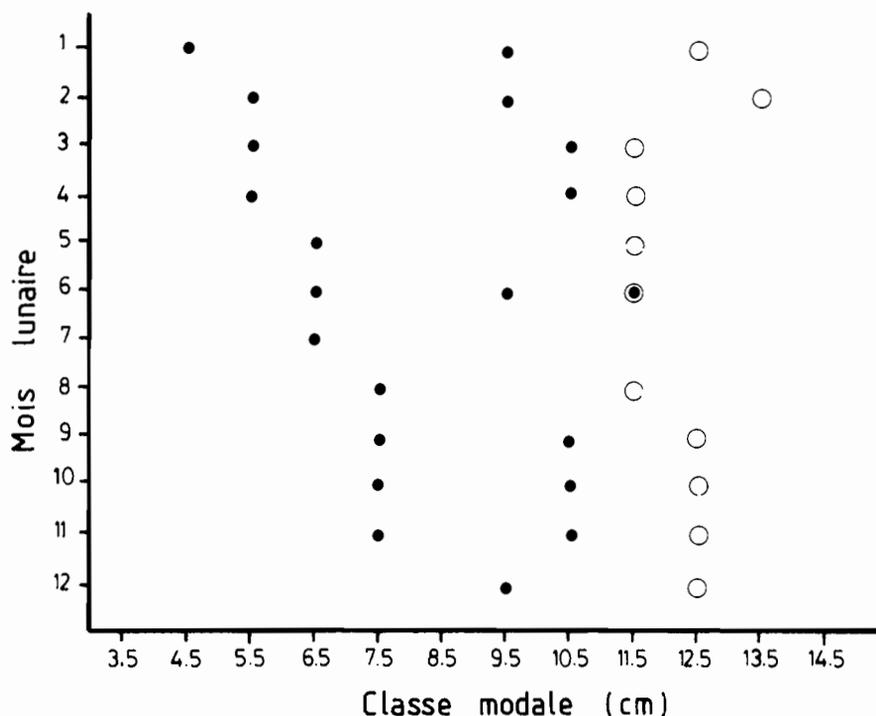


Figure 51.- Variations spatio-temporelles des classes modales des fréquences de taille (longueurs à la fourche en cm) de *Gerres ovatus* relevées en 1989 sur les fonds meubles (cercles) et dans les mangroves (points) de la baie de Saint-Vincent.

3.3.- DISCUSSION

Les liens ichthyofaunistiques entre mangrove et lagon, notamment avec les récifs coralliens, sont réduits, les communautés sont relativement indépendantes, quelle que soit la proximité des différents milieux. Les espèces communes aux mangroves et aux autres biotopes sont peu nombreuses et généralement abondantes dans un seul type de milieu. Toutefois, pour quelques espèces lagunaires, l'existence des mangroves peut être une condition nécessaire au déroulement de leur cycle biologique. A l'inverse, certaines espèces sont inféodées aux mangroves et fréquentent occasionnellement les eaux lagunaires. Il convient donc de préciser le rôle des différents habitats pour ces espèces de poissons.

3.3.1.- Rôle de la mangrove pour les espèces lagunaires

La mangrove : nurserie pour les juvéniles

Juvéniles de poissons récifaux

Des espèces récifales présentes au stade juvénile dans les mangroves ont été signalées aux Caraïbes (AUSTIN, 1971; AUSTIN & AUSTIN, 1971a, 1971b) et dans l'Indo-Pacifique (BLABER, 1980, 1986; LAL *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985). Ce rôle de nurserie des mangroves pour les poissons coralliens ne semble toutefois

pas être essentiel dans l'Indo-Pacifique (BIRKELAND, 1985; BIRKELAND & AMESBURY, 1987; PARRISH, 1987a, 1989; THOLLOT & KULBICKI, 1988).

Dans la baie de Saint-Vincent, 19 espèces récifales ou associées aux formations coralliennes utilisent les mangroves comme zone de nurserie. Ce sont des Carangidae (*Caranx ignobilis*, *C. melampyus*, *C. papuensis* et *Scomberoides tol*), des Lutjanidae (*Lutjanus argentimaculatus*, *L. fulviflammus*, *L. fulvus* et *L. russelli*), des Holocentridae (*Neoniphon sammara* et *Sargocentron rubrum*), des Lethrinidae (*Lethrinus harak* et *L. nebulosus*), des Mullidae (*Parupeneus indicus* et *Upeneus tragula*), des Acanthuridae (*Acanthurus blochii* et *A. dussumieri*) et quelques autres espèces (*Hyporhamphus dussumieri*, *Scarus ghobban* et *Siganus lineatus*). Il est difficile de confronter ces observations à d'autres résultats, la littérature concernant la biologie de ces espèces étant souvent restreinte. Toutefois, leur présence dans des régions dépourvues de mangroves indique que ce milieu ne leur est sans doute pas indispensable.

En Afrique du Sud, *Caranx ignobilis*, *C. melampyus* et *C. papuensis* fréquentent principalement les estuaires du Natal au stade juvénile et plus rarement à l'âge adulte (WALLACE, 1975a; WALLACE & VAN DER ELST, 1975; BLABER & CYRUS, 1983). DAY *et al.* (1981) précisent que les spécimens récoltés dans les estuaires sont immatures et se reproduisent en pleine mer. *C. melampyus* est décrite à Palau comme une espèce largement répartie dans le lagon, se reproduisant à l'extérieur du récif barrière (JOHANNES, 1978, 1981). Un autre Carangidae est présent dans les mangroves au stade juvénile : *Scomberoides tol* (KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981). Ces espèces semblent utiliser les mangroves comme zone de nurserie.

Constatant une sous-représentation des larves de Lutjanidae dans les eaux lagunaires, JOHANNES (1978) émet l'hypothèse qu'une grande partie des larves et des juvéniles s'abritent dans des eaux peu profondes, essentiellement dans les herbiers et les mangroves. Les résultats acquis au cours de cette étude sont en accord avec cette théorie. Les jeunes *Lutjanus argentimaculatus* sont abondants dans les mangroves alors que les adultes vivent dans le lagon et même sur la pente récifale externe où ils se reproduisent (JOHANNES, 1978, 1981; DAY *et al.*, 1981; BROUARD & GRANDPERRIN, 1984; SMITH & HEEMSTRA, 1986; RANDALL *et al.*, 1990). La présence de juvéniles de *L. fulviflammus* (DAY *et al.*, 1981) et de *L. russelli* (KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981) dans les mangroves indique que ces espèces semblent utiliser le milieu de la même façon. C'est également le cas pour *Lethrinus harak* (JOHANNES, 1981) et *L. nebulosus* (DAY *et al.*, 1981).

Siganus lineatus est présent aux stades juvénile et adulte dans les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Toutefois, cette espèce atteint des tailles maximales sur les formations récifales, généralement à proximité du récif barrière. JOHANNES (1978, 1981) observe des phénomènes identiques à Palau et localise les zones de reproduction sur les pentes externes de la barrière récifale. Les œufs démersaux éclosent et les larves se regroupent rapidement en surface (BRYAN & MADRAISAU (1977) in JOHANNES (1978)). Il est alors vraisemblable qu'elles rejoignent les mangroves où les juvéniles grandissent.

Juvéniles de poissons de fonds meubles

Le rôle des mangroves comme nurserie pour des juvéniles d'espèces vivant à l'âge adulte sur les fonds meubles de la baie de Saint-Vincent ne semble pas important. Sept espèces seulement utilisent les mangroves pour s'y développer.

Epinephelus coioides et *Upeneus vittatus* fréquentent les estuaires au début de leur vie, puis colonisent les fonds meubles de la baie de Saint-Vincent. *Gnathanodon speciosus* dont des juvéniles ont été récoltés dans la mangrove, possède au stade adulte une répartition spatiale beaucoup plus large, conformément à la majorité des Carangidae. JOHANNES (1978, 1981) a obtenu des résultats analogues pour cette espèce.

Deux Gerreidae abondants dans les mangroves de la baie de Saint-Vincent, *Gerres filamentosus* et *Gerres ovatus*, utilisent cet habitat comme nurserie. Les adultes vivent sur les fonds meubles mais également sur les fonds de sable blanc proches des récifs. En Inde, *G. filamentosus* est également présent au stade juvénile dans les mangroves (KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981). Les observations relatives à *G. ovatus* ne peuvent pas être directement confrontées à celles de la littérature. Toutefois, des espèces congénériques : *G. abbreviatus*, *G. acinaces*, *G. oblongus*, *G. oyena*, *G. punctatus* et *G. rappi* fréquentent elles-aussi les mangroves aux premières étapes de leur vie (WALLACE, 1975a; WALLACE & VAN DER ELST, 1975; DAY *et al.*, 1981; JOHANNES, 1981). L'utilisation de l'habitat par *G. ovatus* a pu être précisée. Le recrutement d'individus mesurant 3 à 4 cm a lieu dans les mangroves au cours de l'été. Le grossissement dure environ 18 mois et les sub-adultes quittent ce milieu lorsqu'ils ont atteint une taille de 10 à 12 cm. Des adultes sont toujours présents dans les mangroves. Aucun individu sexuellement mature n'ayant été récolté parmi les palétuviers, il est peu probable qu'une population inféodée à la mangrove existe. Des migrations régulières de *G. ovatus*, des fonds sableux vers la mangrove, ont lieu, elles sont sans doute liées à la recherche de petits invertébrés benthiques dont cette espèce se nourrit (THOMSON, 1959; BLABER & BLABER, 1980; BELL *et al.*, 1984).

Leiognathus equulus est présente au stade juvénile dans les mangroves estuariennes (WALLACE, 1975a; WALLACE & VAN DER ELST, 1975; JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY, 1980; KRISHNAMURTHY & JEYASEELAN, 1981). En Afrique du Sud, leur recrutement a lieu dans les estuaires à une taille supérieure à 1,6 cm, généralement comprise entre 4 et 6 cm (DAY *et al.*, 1981). Les données relevées en Nouvelle-Calédonie sont conformes à ces observations. La taille minimale mesurée est de 2,5 cm. Les recrues, de poids moyen égal à 4,9 g, ont une longueur estimée à 5,7 cm (relation taille-poids : $W_{(g)} = 32,3 \cdot 10^{-6} \cdot L_{(mm)}^{2,95}$ pour $n = 581$ avec $r = 0,995$, KULBICKI *et al.*, sous presse b). Après une phase de grossissement de quelques mois, les sub-adultes quittent la mangrove pour rejoindre les fonds meubles de la baie. Leur longueur est alors de l'ordre de 12,5 cm. DAY *et al.* (1981) reportent pour leur part que dans les estuaires *L. equulus* dépassent rarement 14 cm, ce qui est inférieur à leur taille de première maturité sexuelle (18 cm). Aux Philippines, les individus deviennent matures plus rapidement, à une taille proche de 15 cm (MINES *et al.*, 1984). Dans la baie de Saint-Vincent, des individus dépassant cette taille ont été capturés. La reproduction aurait lieu en pleine eau, tout comme en Afrique du Sud (DAY *et al.*, 1981). MINES *et al.* (1984) signalent que *L. equulus* se reproduit principalement aux mois de novembre et de décembre. Dans la baie de Saint-Vincent, des individus prêts à pondre ont été récoltés en octobre et de jeunes recrues ont été identifiées quelques mois plus tard dans les mangroves. Cela confirme l'activité reproductrice de cette espèce à ce moment de l'année. Cette période correspond à des conditions favorables du milieu, avant les cyclones en Nouvelle-Calédonie et avant la mousson d'hiver aux Philippines.

Un autre Leiognathidae utilise les zones de nurserie offertes par les mangroves : *Leiognathus fasciatus*. Les adultes n'ont pu être localisés avec précision, quelques individus de grande taille ont été collectés occasionnellement sur les fonds meubles (3 mois sur 11). Cette espèce est largement répartie de l'océan Indien au Pacifique occidental à des profondeurs dépassant rarement 40 m (FISCHER & BIANCHI, 1984; MINES *et al.*, 1984). Le chalutage est une technique de pêche qui endommage les rayons épineux de la dorsale, principaux caractères distinctifs de l'espèce. Il est donc possible que celle-ci soit présente sur les fonds meubles de la baie de Saint-Vincent, probablement en petit nombre, et qu'elle n'ait pas été identifiée. Il est toutefois plus plausible que l'espèce fréquente à l'âge adulte un autre type d'habitat qui reste à définir : au large, en sub-surface dans la baie, sur des fonds meubles peu profonds ou encore à proximité d'herbiers.

La mangrove : frayère

La reproduction de la plupart des espèces tropicales côtières qui ne sont pas inféodées aux mangroves a lieu en dehors de ce milieu. JOHANNES (1978), étudiant les stratégies reproductives de 21 espèces de

Micronésie, mentionne l'existence d'une seule espèce lagonaire, *Herklotsichthys* sp., utilisant les chenaux de mangrove pour s'y reproduire. Au cours de cette étude, des individus prêts à émettre leurs gamètes ont été capturés dans les mangroves mais cela représente un nombre d'espèces très limité. Il s'agit essentiellement de Mugilidae qui se reproduisent durant la saison hivernale. Une autre espèce se reproduit dans les mangroves de bordure côtière : *Sillago ciliata*. WENG (1983) précise que *S. ciliata* montre une affinité particulière avec les substrats sableux peu profonds où cette espèce se reproduit (BURCHMORE *et al.*, 1988).

Les oeufs et les larves de la plupart des poissons côtiers tropicaux possèdent une phase pélagique (LEIS & RENNIS, 1983). L'alternance des marées et les importantes variations des facteurs du milieu dans les mangroves semblent défavorables à la survie des premiers stades larvaires. Des espèces résidentes dans les mangroves et susceptibles de s'y reproduire, en particulier des Gobiidae et des Blennidae, émettent des oeufs benthiques (JOHANNES, 1978). Cet auteur indique qu'après l'éclosion des oeufs, les larves se concentrent rapidement à la surface de l'eau. La durée de cette phase de développement est sans doute courte pour réduire les possibilités de dispersion par les courants de marée ou par les eaux de rivière et de ruissellement. Les post-larves et les juvéniles ont une nage très active et une tolérance physiologique généralement plus forte que les adultes (AUSTIN, 1971; AUSTIN & AUSTIN, 1971a). Ils recherchent activement les zones côtières peu profondes en réagissant à certains stimuli, dont le principal serait la turbidité des eaux (BLABER & BLABER, 1980).

La mangrove : zone d'alimentation

Les mangroves figurent parmi les écosystèmes côtiers tropicaux les plus productifs (BIRKELAND, 1985). Les migrations trophiques de la part de poissons représentent un transfert d'énergie vers les milieux adjacents (CINTRON & SCHAEFFER-NOVELLI, 1983; PARRISH, 1987a, 1989). Dans les mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie, ce type de flux énergétique existe. Il a pu être mis en évidence lors des analyses trophiques réalisées au cours du chapitre précédent (cf. Chapitre V 4^{ème} partie). Les espèces fréquentant ponctuellement les mangroves sont en grande majorité des carnivores et des piscivores. Ces prédateurs, généralement de grande taille, participent activement aux flux d'énergie sortant des mangroves. L'invasion d'espèces marines, s'alimentant dans les chenaux et parmi les palétuviers, est un phénomène fréquemment évoqué (SASEKUMAR *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985; BLABER, 1986). Les quantités d'énergie véhiculées au cours de ces migrations sont difficiles à mesurer et les liens trophiques entre les différentes composantes des biocénoses restent mal définis. Comme le souligne PARRISH (1987a, 1989), compte-tenu de la pauvreté des eaux du large, ce type d'échange énergétique ne peut qu'être bénéfique à l'écosystème qui le reçoit.

Les observations réalisées au cours de l'étude des peuplements ichtyologiques de la baie de Saint-Vincent montrent que les espèces effectuant régulièrement des migrations trophiques pour s'alimenter dans les mangroves proviennent des fonds meubles avoisinants. Ce sont des piscivores pélagiques (*Gazza minuta*, *Sphyræna putnamiae* et *Trichiurus lepturus*), des carnivores benthophages (*Polydactylus microstoma*, *Sillago sihama* et *Arothron manillensis*) et des planctonophages (*Herklotsichthys quadrimaculatus*, *Stolephorus indicus*, *Leiognathus splendens*, *L. leuciscus* et *Secutor ruconius*). Ces espèces trouvent dans les mangroves une nourriture en qualité et en quantité suffisante pour subvenir à leurs besoins énergétiques. Les piscivores peuvent chasser à vue aux dépens des juvéniles et des espèces de petite taille dont l'abondance a été soulignée précédemment. Les données concernant les invertébrés benthiques et le plancton ne sont pas disponibles, toutefois la productivité du milieu suggère que ces ressources y sont abondantes.

3.3.2.- Utilisation du milieu lagonaire par l'ichtyofaune des mangroves

Certaines espèces caractéristiques des mangroves quittent leur milieu de prédilection à certaines périodes pour rejoindre les eaux lagonaires. Dans la plupart des cas, ces espèces quittent les mangroves pour se reproduire.

Une forte activité reproductrice de *Pomadasys argenteus* a pu être décelée entre novembre et décembre dans la baie de Saint-Vincent (WANTIEZ, comm. pers.). Des individus prêts à pondre ont également été récoltés dans les mangroves à cette période, mais en très petit nombre. La saison de reproduction de *P. argenteus* est identique dans la région du golfe d'Aden (OVEN & SALEKHOVA, 1970) et l'ouest de l'Inde (DESHMUKH, 1973). En Afrique du Sud, elle semble se dérouler plus tôt, au cours de l'hiver austral selon WALLACE (1975c) et DAY *et al.* (1981). Ces auteurs localisent la reproduction en mer, dans des zones côtières peu profondes. Comme les tailles maximales ont été recensées dans les mangroves et que cette espèce a une durée de vie assez longue, de l'ordre de 5 à 7 ans (OVEN & SALEKHOVA, 1970; DESHMUKH, 1973), il semble que les individus réintègrent leur habitat d'origine après émission de leurs gamètes.

Sillago ciliata et *Siganus canaliculatus* sont également des espèces très fréquentes dans les mangroves. Leur reproduction se déroule principalement hors de cet habitat. Aucun Siganidae mature n'est présent dans les mangroves et de très jeunes individus ont été recensés à proximité des récifs coralliens et sur les fonds meubles. En ce qui concerne *S. lineatus*, la reproduction a sans doute lieu sur la pente externe du récif barrière (JOHANNES, 1978, 1981). Quelques *S. ciliata* en cours de maturation sexuelle, aucun individu n'étant prêt à émettre des gamètes, ont été récoltés dans la mangrove de Bouraké. Sur les fonds meubles, des spécimens prêts à pondre ont été capturés au mois de septembre. Ces échantillons représentent près de 94% des prises annuelles, ce qui indique une activité reproductrice très ponctuelle dans cet habitat. La reproduction se déroule donc hors des mangroves, sur les fonds meubles mais probablement aussi sur des fonds sableux peu profonds comme le suggèrent BURCHMORE *et al.* (1988).

D'autres espèces caractéristiques des mangroves sont susceptibles de se reproduire ailleurs dans le lagon. Il s'agit d'espèces ayant la possibilité de se déplacer sur des distances relativement importantes. Certains petits pélagiques (Atherinidae, Clupeidae, Engraulidae) ont cette capacité. Ils sont présents dans les captures réalisées dans la baie à l'aide de bouki-amis et de sennes de plages (CONAND, 1984, 1987; HALLIER & KULBICKI, 1985). L'étude de la reproduction de certaines de ces espèces (*Stolephorus* spp., *Spratelloides* spp., etc) confirme que celle-ci a lieu en pleine eau dans la baie (CONAND, 1984, 1987).

4.- EBAUCHE DE FONCTIONNEMENT DES PEUPELEMENTS ICHTYOLOGIQUES LAGONAIRES

Les communautés de poissons des récifs coralliens, des fonds meubles et des mangroves de Nouvelle-Calédonie et plus particulièrement ceux de la baie de Saint-Vincent ne présentent pas d'interactions importantes, tant par la nature de leurs relations que par le nombre d'espèces concernées. La composition spécifique, remarquablement homogène au sein d'un même milieu, n'est pas modifiée par la proximité d'un autre type de milieu. JAMES *et al.* (1988) observent que les peuplements de poissons de Micronésie subissent l'influence des milieux adjacents, celle-ci étant plus ou moins sensible selon les familles. Leurs résultats ne peuvent être généralisés en raison de la forte hétérogénéité des données. De plus, ces auteurs ne font pas la différence entre les juvéniles et les adultes, la nature tout comme l'importance des interactions entre les différentes communautés ichtyologiques ne sont d'ailleurs pas définies. Les relations existant dans la baie de Saint-Vincent entre mangroves et les autres milieux sont peu importantes. Les mangroves assurent le grossissement de juvéniles d'espèces récifales et d'espèces de fonds meubles. Les espèces venant s'alimenter dans les mangroves sont pour la plupart originaires des fonds meubles. Les résultats acquis au cours de cette étude et l'ensemble des travaux concernant ce domaine suggèrent que les assemblages de poissons tropicaux de

l'Indo-Pacifique ne dépendent étroitement pas des milieux avoisinants (BIRKELAND & AMESBURY, 1987; DREDGE, 1988; THOLLOT & KULBICKI, 1988; THOLLOT *et al.*, 1991).

BIRKELAND (1985) et PARRISH (1987a, 1989) s'interrogent sur l'impact exact du rôle de nurserie des mangroves. Dans la baie de Saint-Vincent, il ne concerne que 19 espèces récifales et 7 espèces de fonds meubles. Pour certaines de ces espèces, notamment pour les Leiognathidae, des zones de nurserie existent également dans les fonds meubles, ce qui limite la valeur réelle des mangroves pour les juvéniles. En Papouasie Nouvelle-Guinée, les juvéniles observés en abondance dans les mangroves ne contribuent pas à un accroissement significatif de la biomasse de poissons coralliens adultes (BIRKELAND & AMESBURY, 1987). Les espèces ayant une large répartition au stade juvénile sont également présentes sur différents milieux à l'âge adulte, en raison de leur régime alimentaire carnivore et de la mobilité de leurs proies potentielles (BIRKELAND & AMESBURY, 1987). Cette explication est envisageable dans la baie de Saint-Vincent pour certaines espèces recensées dans plusieurs milieux aux différents stades de leur vie. Aux Caraïbes, SHULMAN & OGDEN (1987) observent que la majorité des recrues de *Haemulon flavolineatus* subissent sur les fonds sableux et les herbiers de forts taux de mortalité (99,8%). Bien que ces auteurs sous-estiment sans doute les effets de la prédation qui est intense sur les récifs coralliens, les recrues se fixant directement sur les récifs coralliens pourraient être suffisantes pour assurer la colonisation du milieu par l'espèce et sa survie. Les mangroves et les herbiers constitueraient alors des zones "tampon" accueillant des recrues excédentaires de poissons coralliens (PARRISH, 1987a, 1989).

Le rôle des mangroves pour l'alimentation des espèces tropicales côtières est mentionné par de nombreux auteurs (GALZIN *et al.*, 1981; CINTRON & SCHAEFFER-NOVELLI, 1983; ONG & SASEKUMAR, 1984; SASEKUMAR *et al.*, 1984; BLABER *et al.*, 1985, 1990b; BLABER, 1986; PARRISH, 1987a, 1989). Les résultats acquis au cours de cette étude précisent qu'en Nouvelle-Calédonie les espèces intervenant dans ces relations trophiques appartiennent essentiellement aux fonds meubles avoisinants. L'efficacité de ces échanges entre mangrove et lagon est, pour les poissons, difficile à déterminer. Les relations trophiques qui structurent chaque écosystème sont complexes. Le manque crucial de données quantitatives, évoqué au cours de l'analyse trophique (cf. Chapitre V 4^{ème} partie), reste un obstacle fondamental pour définir l'importance des mangroves pour les adultes qui viennent s'y nourrir. Dans les Caraïbes, des espèces récifales migrent régulièrement dans les milieux adjacents pour des raisons alimentaires (OGDEN & ZIEMAN, 1977; OGDEN & GLADFELTER, 1983). Ce phénomène existe dans le Pacifique (HOBSON & CHESSE, 1973) mais il semblerait qu'il ait une ampleur moindre que dans les Caraïbes (PARRISH, 1987a, 1989; THOLLOT & KULBICKI, 1988; THOLLOT *et al.*, 1991).

L'ensemble de ces interactions ichtyologiques représente un bilan énergétique négatif pour les mangroves. Les milieux adjacents de la baie de Saint-Vincent bénéficient des arrivées de juvéniles de poissons après leur grossissement et/ou des ressources trophiques disponibles dans les palétuviers. Bien que la valeur de ces transferts d'énergie ne puisse être quantifiée, il semblerait que le principal bénéficiaire soient les fonds meubles. La présence d'espèces coralliennes, notamment des Carangidae, des Lutjanidae, des Chaetodontidae et des Pomacentridae, sur les fonds meubles suggère qu'il existe des échanges trophiques entre ces milieux (WANTIEZ, comm. pers.). Ainsi, les récifs coralliens pourraient, par l'intermédiaire des fonds meubles, utiliser indirectement la productivité des mangroves.

La "stabilité" des peuplements consiste en leur capacité à résister à des modifications du milieu et des biocénoses qui le composent. En d'autres termes, la connaissance de l'importance des relations existant entre différents assemblages d'espèce permet d'envisager les conséquences de la dégradation d'un écosystème. Pour les mangroves de la baie de Saint-Vincent, il apparaît que l'impact de leur destruction serait limité pour l'ichtyofaune lagonaire. Elle serait toutefois plus sensible sur les peuplements de poissons des fonds meubles que sur ceux des récifs coralliens. En ce qui concerne l'ichtyofaune des mangroves, l'absence d'interactions avec le lagon équivaut à une grande fragilité de la communauté, intimement liée à la qualité de son habitat. En

effet, la reconstitution de ces peuplements serait lente, voire impossible, sans migration provenant des milieux adjacents. Ces considérations basées uniquement sur les liens ichtyofaunistiques existant entre les différents milieux sont nécessaires mais ne suffisent pas pour décrire avec certitude les effets des modifications d'un milieu sur les autres écosystèmes. De plus, comme le souligne avec raison BIRKELAND (1985), le maintien de la qualité de l'environnement possède sans doute un rôle essentiel et largement prépondérant vis-à-vis des interactions biologiques. En particulier, la dégradation des mangroves aurait, en modifiant la turbidité des eaux lagunaires, des conséquences néfastes pour les organismes vivant dans la baie, dont les poissons qui se situent généralement au sommet du réseau alimentaire.

5.- CONCLUSIONS

Les peuplements de poissons lagunaires de Nouvelle-Calédonie apparaissent comme des entités relativement indépendantes. Leur composition spécifique est intimement liée à la nature du milieu, en fonction de la qualité du substrat et de la disponibilité des ressources. A l'inverse, la proximité d'un milieu différent n'a pas de conséquence sensible sur les peuplements.

Les liens ichtyologiques existant entre les mangroves et les autres milieux sont faibles et principalement dirigés vers les fonds meubles. Les mangroves constituent pour des espèces de fonds meubles des zones de nurserie pour les juvéniles et des lieux de migration trophique pour les adultes. L'utilisation des mangroves par les espèces coralliennes est limitée au grossissement des juvéniles d'un petit nombre d'espèces. Aucune espèce lagunaire n'utilise les mangroves comme zone de reproduction. En revanche, quelques espèces de poissons de mangroves se reproduisent sur les fonds meubles à proximité des récifs coralliens. Pour les poissons, le bilan énergétique global est négatif dans les mangroves. Les principaux bénéficiaires de ce flux d'énergie semble être les fonds meubles avoisinants.

L'indépendance des communautés ichtyologiques et l'importance réduite des mangroves pour les espèces démersales ou coralliennes laissent présumer que l'impact direct d'une dégradation des palétuviers serait, à court terme et pour les poissons, peu sensible. Il ne faut toutefois pas négliger le rôle fondamental que jouent les mangroves pour le maintien de la qualité de l'environnement, notamment la turbidité des eaux lagunaires. Des effets néfastes indirects sont prévisibles, bien que l'ampleur de ces perturbations, à la fois dans l'espace et dans le temps, reste difficile à déterminer. Une augmentation brutale de la charge en matières particulaires des eaux lagunaires se traduirait notamment par une baisse de la production primaire et la mortalité de certains organismes, dont les formations coralliennes. A terme, les poissons qui occupent généralement les niveaux trophiques les plus élevés en subiraient les conséquences.

CONCLUSION

L'étude des peuplements ichthyologiques des mangroves du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie a tenté de définir la composition spécifique de ces communautés, les principales caractéristiques de leur organisation, de leurs structures et de leur fonctionnement. L'approche des relations existant entre ces assemblages d'espèces et ceux des récifs coralliens et des fonds meubles lagunaires constituait le deuxième volet de ce travail.

Les mangroves occupent une superficie de 80,3 km². Elles représentent 26,2% du trait de côte maritime et 45,6% du littoral terrestre. Trois types de formations, plus ou moins ouvertes vers le lagon, sont présentes dans les estuaires, les fonds de baies envasées et sur les bordures côtières. L'écosystème est soumis à de fortes variations des paramètres du milieu, en particulier de la salinité. Les teneurs en oxygène dissous sont généralement élevées mais elles peuvent diminuer très rapidement et entraîner des conditions d'anoxie dans la masse d'eau. La mangrove apparaît comme une zone de sédimentation active, un gradient d'envasement et d'enrichissement des teneurs en matière organique du sédiment étant observé du large vers la côte. Les racines échasses et les pneumatophores des palétuviers piègent une grande partie des particules terrigènes minérales véhiculées par les eaux de rivière et des particules organiques issues de la décomposition de la litière végétale.

Un inventaire de l'ichtyofaune des mangroves du lagon sud-ouest a permis de recenser 262 espèces de poissons. Cet inventaire est caractérisé par l'absence d'Ariidae et de Sciaenidae, un nombre réduit d'espèces dulçaquicoles et la présence d'espèces récifales et d'espèces de fonds meubles. Il présente de fortes affinités avec les recensements effectués à Fidji et au Vanuatu en raison de la présence d'espèces vivant dans des biotopes adjacents : récifs, herbiers et fonds meubles. Un petit nombre d'espèces domine les peuplements. Une diversité spécifique importante et une équitabilité faible traduisent l'hétérogénéité des communautés de poissons. La densité élevée (3 individu.m⁻²) et la faible biomasse (20,7 g.m⁻²) des empoisonnements à la roténone soulignent l'abondance des individus de petite taille et des juvéniles dans les mangroves. Environ 70% de l'effectif et 50% du poids des poissons récoltés dans les mangroves sont des juvéniles. Le recrutement de certaines espèces a pu être mis en évidence, il a lieu principalement dans les estuaires. Les ressources piscicoles potentielles, car généralement non exploitées, représentent 60% des espèces et 70 à 80% de l'effectif et du poids des récoltes.

Les communautés ichthyologiques présentent une organisation beaucoup plus marquée dans l'espace que dans le temps. La structure spatiale des peuplements dépend de la turbidité et de la nature du substrat. La turbidité aiderait les juvéniles à localiser des zones calmes, hautement productives et soumises à une faible prédation de la part de piscivores. Dans la mangrove de Bouraké, de nombreuses espèces fréquentent occasionnellement la mangrove. Cette mangrove de bordure côtière constitue une zone de passage pour des

espèces lagunaires. Dans l'estuaire de la Ouenghi, de nombreux juvéniles sont présents, leur abondance étant très variable. Les migrations et les successions d'espèces ont une importance telle que la structure temporelle des peuplements ichthyologiques, apparemment stable, est en fait très dynamique. L'influence des variations spatiales se manifeste également sur les structures trophiques des communautés ichthyologiques. Celles-ci sont basées sur l'utilisation comme source de carbone, soit de micro-algues benthiques dans les mangroves de bordure côtière, soit de phytoplancton et de détritus dans les estuaires. Les réseaux trophiques observés ne présentent pas de variations temporelles marquées. Ils sont caractérisés par la participation des espèces résidentes au cycle énergétique interne à la mangrove, alors que les espèces passagères véhiculent des flux sortant des mangroves. Le fonctionnement tropho-dynamique des communautés de poissons est donc comparable dans les différents types de mangroves malgré l'utilisation de sources énergétiques différentes. L'importance des espèces passagères dans les mangroves de bordure côtière suggère que les flux trophiques sortant des mangroves y sont les plus développés.

Les mangroves étaient jusqu'à présent considérées comme un milieu important, voire essentiel pour les communautés ichthyologiques côtières. Certes, il existe en Nouvelle-Calédonie des espèces communes aux différents biotopes étudiés. Toutefois, les peuplements de poissons des mangroves et ceux des récifs coralliens et fonds meubles chalutables, sont relativement indépendantes. Leur composition spécifique dépend étroitement de la nature du substrat et non de la proximité des autres biotopes. Les liens ichthyofaunistiques entre mangrove et lagon sont réduits. Ils ne concernent qu'un petit nombre d'espèces, moins de 15% de la richesse spécifique dans le cas de la baie de Saint-Vincent. Quelques espèces utilisent les mangroves comme zone de nurserie, notamment des Leiognathidae et des Gerreidae parmi les espèces de fonds meubles et certaines espèces récifales (Carangidae, Lutjanidae, etc). La présence de leurs juvéniles dans d'autres milieux lagunaires, tout comme l'existence de ces espèces dans des régions dépourvues de mangroves, indique que cet écosystème n'est sans doute pas indispensable au cycle biologique de ces espèces. La mangrove n'est pas un site de reproduction pour les espèces lagunaires, exceptés les Mugilidae. Il semble que les variations des conditions du milieu soient néfastes à la survie des oeufs et des premières phases larvaires de nombreuses espèces de l'ichtyofaune lagunaire. Les post-larves et les juvéniles, plus tolérants, recherchent activement cet habitat et représentent une composante essentielle des peuplements. La plupart des espèces communes aux mangroves et aux autres milieux côtiers effectuent des migrations trophiques dans les mangroves. Pour les poissons, les mangroves représentent un écosystème où les ressources alimentaires sont diversifiées et abondantes. En particulier, des piscivores et des macrocarnivores benthophages effectuent des migrations trophiques ponctuelles et de courte durée dans les mangroves de bordure côtière qui sont largement ouvertes vers le lagon et dont les conditions physico-chimiques sont proches de celles des eaux lagunaires.

Les travaux réalisés au cours de cette étude ont apporté un ensemble d'information importants, jusqu'alors indisponibles pour les responsables de l'aménagement et de la gestion du littoral néo-calédonien. Les mangroves ne peuvent et ne doivent plus être considérées comme un écosystème dont le fonctionnement est identique quel que soit le type de formation. Bien que le rôle des mangroves pour les poissons du lagon soit moins important que ne le laissait présager la littérature, les mangroves abritent de nombreux juvéniles de poissons, notamment ceux d'espèces d'intérêt économique, et constituent des zones de migration trophique. Les poissons de fonds meubles tirent avantage de ces transferts d'énergie qui pourraient également concerner, de façon indirecte, les poissons récifaux. Globalement, les communautés ichthyologiques côtières du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie restent relativement indépendantes. En conséquence, les modifications de l'environnement devraient, à court terme, avoir un impact limité sur les peuplements de poissons lagunaires, seules les zones étant affectées par la perturbation du milieu étant concernées. A moyen et à long terme, les effets néfastes secondaires sont sans doute inévitables. Dans le cas d'une destruction des mangroves, une augmentation de la turbidité et une diminution de la productivité des eaux lagunaires se produiraient, ainsi que des modifications de la nature du fond et des communautés benthiques. Cela affecterait alors l'ensemble des biocénoses lagunaires, y compris les poissons, et la disponibilité des ressources halieutiques côtières

CONCLUSION

La description des communautés de poissons de mangroves, de leurs fonctionnements et de leurs relations avec les peuplements ichthyologiques lagunaires méritent bien sûr d'être approfondies au cours de travaux ultérieurs. Une approche complémentaire de l'organisation des communautés, telle que l'étude de la structure démographique qui nécessite une connaissance approfondie de la biologie des espèces, devrait être envisagée. Un suivi temporel à grande échelle des peuplements de poissons permettrait d'affiner les observations concernant la saisonnalité des communautés et d'isoler éventuellement des variations à long terme. De même, l'étude de la dynamique quantitative des recrutements en post-larves et en juvéniles de poissons dans les mangroves mais aussi dans d'autres habitats côtiers devrait préciser le rôle de nurserie des différents milieux lagunaires. La quantification des transferts de matière et d'énergie existant entre la mangrove et le lagon représente un autre axe de recherche digne du plus grand intérêt.

Les résultats acquis au cours de cette étude et de celles des peuplements de poissons récifaux et de fonds meubles, actuellement réalisées au Centre ORSTOM de Nouméa par M. Kulbicki et L. Wantiez, permettront d'établir un schéma de fonctionnement de l'ichtyofaune lagunaire. Ce dernier constituera un état de référence pour un suivi temporel des communautés ichthyologiques de Nouvelle-Calédonie. Ce type d'approche, si les difficultés de standardisation des méthodes d'échantillonnage peuvent être aplanies, constituera alors une méthode d'étude applicable à d'autres régions de l'Indo-Pacifique et du reste de la zone inter-tropicale. Dans cette région du monde, compte-tenu de l'anthropisation du littoral, de l'intégration de l'environnement dans le développement socio-économique harmonieux, du besoin de gestion rationnelle du milieu et des ressources naturelles, il est indispensable d'approfondir les connaissances concernant les communautés ichthyologiques côtières et d'apprécier leurs interactions.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABEL E.F., 1972.- Problem der ökologischen definition des "korallenfisches". In MUKUNDAN C. & GOPINADAH PILLAI C.S. (Eds.), *Proc. Symp. Coral Coral Reefs., Mar. Biol. Assoc. India* : 449-456.
- ALDONOV V.K. & DRUZHININ A.D., 1979.- Some data on scavengers (family Lethrinidae) from the Gulf of Aden region. *J. Ichthyol.*, 18 (4) : 527-535.
- ALLEN G.R., 1975.- *Damselfishes of the south seas*. T.F.H. Publications : Neptune (USA), 240 p.
- ALLEN G.R., 1985.- FAO species catalogue. Vol. 6. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanids species known to date. *FAO Fish. Synop.*, 125 (6), 208 p.
- ALLEN G.R. & RANDALL J.E., 1977.- Review of the sharpnose pufferfishes (subfamily Canthigasterinae) of the Indo-Pacific. *Rec. austr. Mus.*, 30 (17) : 475-517.
- ALLEN G.R. & TALBOT F.H., 1985.- Review of the snappers of the genus *Lutjanus* (Pisces : Lutjanidae) from the Indo-Pacific, with the description of a new species. *Indo-Pac. Fishes*, 11, 87 p.
- ALLEN L.G. & HORN M.H., 1975.- Abundance, diversity and seasonality of fishes in Colorado lagoon, Alamitos bay, California. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 3 : 371-380.
- ALONGI D.M., 1988.- Bacterial productivity and microbial biomass in tropical mangrove sediments. *Microb. Ecol.*, 15 : 59-79.
- ALONGI D.M., 1989.- The role of soft-bottom benthic communities in tropical mangrove and coral reef ecosystems. *Rev. aquat. Sci.*, 1 (2) : 243-280.
- ALONGI D.M., BOTO K.G. & TIRENDI F., 1989.- Effect of exported mangrove litter on bacterial productivity and dissolved organic carbon fluxes in adjacent tropical nearshore sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 56 : 133-144.
- AMEZCUA-LINARES F., 1977.- Generalidades ictológicas del sistema lagunar costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, Mexico. *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Auton. Mexico*, 4 (1) : 1-26.
- AMEZCUA-LINARES F. & YANEZ-ARANCIBIA A., 1980.- Ecología de los sistemas fluvio-lagunares asociados a la laguna de Terminos. El habitat y estructura de las comunidades de peces. *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nal. Auton. Mexico*, 7 (1) : 69-118.

- ANONYME, 1981.- Eléments généraux du climat. Planche 11 in *Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances*, ORSTOM : Paris (France), 108 p., 53 pl.
- ANONYME, 1988.- Colloque sur les ressources halieutiques côtières du Pacifique. *Workshop on Inshore Fishery Resources, Nouméa, 14-25 March 1988*, 77 p.
- AUSTIN H.M., 1971.- A survey of the ichthyofauna of the mangroves of western Puerto Rico during December 1967 to August 1968. *Carib. J. Sci.*, 11 : 27-39.
- AUSTIN H.M. & AUSTIN S.E., 1971a.- Juvenile fish in two puerto rican mangroves. *Underwater Naturalist*, 7 (1) : 26-30.
- AUSTIN H.M. & AUSTIN S.E., 1971b.- The feeding habits of some juvenile marine fishes from the mangroves in western Puerto Rico. *Carib. J. Sci.*, 11 (3-4) : 171-178.
- BACH P., 1985.- *La pêche dans l'étang de Thau. Applications de quelques notions d'écologie théorique aux communautés de poissons et à leur exploitation. Stratégie de quelques populations ichtyologiques capturées*. Thèse de l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier (France), 316 p. + 12 annexes.
- BAL D.V. & RAO K.V., 1987.- *Marine fisheries*. Mc Graw-Hill : New Dehli (Inde), 470 p.
- BALTZER F., 1969.- Les formations végétales associées au delta de la Dumbéa (N-C). *Cah. ORSTOM, Sér. Géol.*, 1 (1) : 59-84 + 15 pl. h.t.
- BALTZER F., 1982.- Géodynamique de la sédimentation et diagénèse précoce en domaine ultra-basique - Nouvelle Calédonie. *Trav. Doc. ORSTOM*, 283 p.
- BALTZER F. & LAFOND L.R., 1971.- Marais maritimes tropicaux. *Rev. Géogr. Phys. Géol. Dyn.*, 13 (2) : 173-196.
- BARON J., 1992.- *Bivalves d'intérêt économique et peuplements benthiques associés sur les substrats meubles intertidaux de Nouvelle-Calédonie*. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille II (France), 301 p.
- BELL J.D., POLLARD D.A., BURCHMORE J.J., PEASE B.C. & MIDDLETON M.J., 1984.- Structure of a fish community in a temperate tidal mangrove creek in Botany Bay, New South Wales. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 35 : 33-46.
- BELSHER T., MEINESZ A., PAYRI C. & BEN MOUSSA H., 1990.- Apport du satellite SPOT à la connaissance des écosystèmes récifaux coralliens. La végétation marine de l'île de Moorea, Polynésie française. *Oceanol. Acta*, 13 (4) : 513-524.
- BEN MUSTAPHA S., 1988.- *Présélection des sites potentiels à l'aquaculture de la crevette par imagerie satellitaire en Nouvelle-Calédonie*. D.A.A. de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Rennes (France), 49 p.
- BENZECRI J.P. & collaborateurs, 1973.- *L'analyse des données. I. La taxinomie*. Dunod : Paris (France), 615 p.
- BEUMER J.P., 1978.- Feeding ecology of four fishes from a mangrove creek in north Queensland, Australia. *J. Fish. Biol.*, 12 : 475-490.
- BINA R.T., JARA R.S. & ROQUE C.R., 1984.- Application of multi-level remote sensing survey to mangrove forest resource management in the Philippines. In SOEPADMO E., RAO A.N. & MACINTOSH D.J. (Eds.), *Proc. Asian Symp. Mangr. Env. Res. Manag., Kuala Lumpur, 25-29 august 1980* : 708-727.
- BIRD E.C.F., DUBOIS J.P. & ILTIS J., 1984.- The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. *NRTS-25/UNUP-505*, 53 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BIRKELAND C., 1985.- Ecological interactions between tropical coastal ecosystems. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 73 : 1-26.
- BIRKELAND C. & AMESBURY S.S., 1987.- Fish transect surveys to determine the influences of neighboring habitats on fish community structure in the tropical Pacific. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, 97 : 195-202.
- BLABER S.J.M., 1979.- The biology of filter feeding teleosts in Lake St Lucia, Zululand. *J. Fish. Biol.*, 15 : 37-59.
- BLABER S.J.M., 1980.- Fish of the Trinity Inlet system of north Queensland with notes on the ecology of fish faunas of tropical Indo-Pacific estuaries. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 3 : 151-156.
- BLABER S.J.M., 1981.- The zoogeographical affinities of estuarine fishes in south-east Africa. *S. Afr. J. Sci.*, 77 : 305-307.
- BLABER S.J.M., 1986.- Feeding selectivity of a guild of piscivorous fishes in mangrove areas of north-west Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 37 : 329-336.
- BLABER S.J.M. & BLABER T.G., 1980.- Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish Biol.*, 17 : 143-162.
- BLABER S.J.M. & CYRUS P.D., 1981.- A revised checklist and further notes on the fishes of the Kosi system. *Lammergeyer*, 31 : 5-14.
- BLABER S.J.M. & CYRUS P.D., 1983.- The biology of Carangidae (Teleostei) in Natal estuaries. *J. Fish. Biol.*, 22 : 173-188.
- BLABER S.J.M. & MILTON D.A., 1990.- Species composition, community structure and zoogeography of fishes of mangrove estuaries in the Solomons Islands. *Mar. Biol.*, 105 : 259-267.
- BLABER S.J.M., YOUNG J.W. & DUNNING M.C., 1985.- Community structure and zoogeographic affinities of the coastal fishes of the Dampier region of north-western Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 36 : 247-266.
- BLABER S.J.M., BREWER D.T. & SALINI J.P., 1989.- Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical northern australian estuary : their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 29 (6) : 509-531.
- BLABER S.J.M., SALINI J.P. & BREWER D.T., 1990a.- A checklist of the fishes of Albatross bay ant the Embley estuary, north-eastern Gulf of Carpentaria. *CSIRO Mar. Lab. Rep.*, 210, 22 p.
- BLABER S.J.M., MILTON D.A., RAWLINSON N.J.F., TIROBA G. & NICHOLS P.V., 1990b.- Diets of lagoon fishes in the Solomon Islands : predators of tuna baitfish and trophic effects of baitfishing on the subsistence fishery. *Fish. Res.*, 8 : 263-286.
- BLANC F., CHARDY P., LAUREC A. & REYS JP., 1976.- Choix des métriques qualitatives en analyse d'inertie. Implications en écologie marine benthique. *Mar. Biol.*, 35 : 49-67.
- BLASCO F., 1991.- Les mangroves. *La Recherche*, 231 : 444-453.
- BOESCH D.F. & TURNER R.E., 1984.- Dependence of fishery species on salt marshes : the role of food and refuge. *Estuaries*, 7 (4a) : 460-468.
- BOTO K.G., ALONGI D.M. & NOTT A.L.J., 1989.- Dissolved organic carbon-bacteria interactions at sediment-water interface in a tropical mangrove system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 51 : 243-251.

- BOUCHON-NAVARO Y., 1986.- Partitioning of food and space resources by chaetodontid fishes on coral reefs *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 103 : 21-40.
- BOUR W., 1988.- SPOT images for coral reef mapping in New Caledonia. A fruitful approach for classic and new topics. In CHOAT J.H. et al. (Eds.) *Proc. 6th int. Coral Reefs Symp., August, 8-12, 1988, Townsville, Australia*, 2 : 445-448.
- BOUR W., LOUBERSAC L. & RUAL P., 1986.- Thematic mapping of reefs by processing of simulated SPOT satellite data : application to the *Trochus niloticus* biotope on Tétémbia Reef (New Caledonia). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 34 : 243-249.
- BRANCH G.M. & GRINDLEY J.R., 1979.- Ecology of southern african estuaries. Part XI. Mngazana : a mangrove estuary in Transkei. *S. Afr. J. Zool.*, 14 : 149-170.
- BRIGGS J.C., 1984.- Centers of origin in biogeography. *Biogeographical Monographs, Univ. Leeds*, 1.
- BRIGGS J.C., 1985.- The species richness among tropical shelf regions. *Biol. Morya*, 6 : 5-11.
- BRIGGS J.C., 1987.- Antitropical distribution and evolution in the indo-west pacific ocean. *Syst. Zool.*, 36 (3) : 237-247.
- BRIGGS, J.C., *in prep.*- The marine East Indies : center of origin or passive accumulation ? Manuscrit provisoire : 22 p.
- BROUARD F. & GRANDPERRIN R., 1984.- Les poissons profonds de la pente récifale externe à Vanuatu. *Notes et Documents d'Océanographie. Mission ORSTOM de Port-Vila*, 11, 131 p. multigr.
- BRUNEL JP., 1980.- Régime hydrologique et transports solides en suspension de la rivière Ouenghi. Résultats de la campagne 1979. *Rapp. ORSTOM Nouméa*, 18 p. multigr.
- BRUTON M.N., 1985.- The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia*, 125 : 221-241.
- BRYAN P.G. & MADRAISAU, 1977.- Larval rearing and developments of *Siganus lineatus* (Pisces : Siganidae) from hatching through metamorphosis. *Acquaculture*, 10 : 243-252.
- BUNT J.S., 1979.- *Primary productivity - Litter fall*. Article présenté au "National Mangrove Workshop", 18-20 avril 1979, Australian Institute of Marine Science, Townsville (Australie).
- BUNT J.S., 1981.- Mangrove forests - A national asset to be guarded. *Austr. Fish.*, 40 (1) : 14-17.
- BURCHMORE J.J., POLLARD D.A., MIDDLETON M.J., BELL J.D. & PEASE B.C., 1988.- Biology of four species of whiting (Pisces : Sillaginidae) in Botany Bay, New South Wales. *Austr. J. Mar. Freshwater Res.*, 39 : 709-727.
- BURGESS W.E., 1978.- *Butterflyfishes of the world. A monograph of the family chaetodontidae*. T.H.F. Publications : Neptune City (USA), 832 p.
- CAIN R.L. & DEAN J.M., 1976.- Annual occurrence, abundance and diversity of fish in a South Carolina intertidal creek. *Mar. Biol.*, 36 : 369-379.
- CAMILLERI J.C. & RIBI G., 1896.- Leaching of dissolved organic carbon (DOC) from dead leaves, formation of flakes from DOC, and feeding on flakes by crustaceans in mangroves. *Mar. Biol.*, 91 : 337-344.
- CHAPAU M.R., 1983.- Food and feeding behavior of Ysabel passage bait-fish. *Fish. Res. Surv. Branch Rep. Dept. Prim. Indus. Papua New Guinea*, 83-08, 24 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- CHAPMAN V.J., 1976.- *Mangrove vegetation*. J. Cramer : Vaduz (Liechtenstein), 447 p.
- CHARDY P., GLEMAREC M. & LAUREC A., 1976.- Application of inertia methods to benthic marine ecology : practical implications of the basic options. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 4 (2) : 179-205.
- CHARDY P., CHEVILLON C. & CLAVIER J., 1988.- Major benthic communities of the south-west lagoon of New Caledonia. *Coral Reefs*, 7 : 69-75.
- CHEVILLON C., 1990.- *Biosédimentologie du grand lagon nord de la Nouvelle-Calédonie*. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille II (France), 255 p.
- CHRISTENSEN B., 1983.- Mangroves. What they worth ? *Unasylva*, 35 : 2-15.
- CHUA T.E., 1973.- An ecological study of the Ponggol estuary in Singapore. *Hydrobiologia*, 43 : 505-533.
- CHUENSRI C., LEKCHOLARYUT T. & TIENSONGRUSMEE B., 1976.- Abundance of post-larval penaeids at Klong Wan, Prachnab Khirikhan province. *Proc. First Thai Semi. Mangr. Eco., Phuket* : 550-563.
- CINTRON G. & SCHAEFFER-NOVELLI Y., 1983.- Mangrove forests : ecology and response to natural and man induced stressors. *UNESCO Rep. Mar. Sci.*, 23 : 87-113.
- CLAVIER J., BOUCHER G., BONNET S., DI MATTEO A., GERARD P. & LABOUTE P., 1990.- Métabolisme aérobie du benthos et flux d'azote à l'interface eau-sédiment dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Méthodes et recueil des données. *Rapp. sci. tech., Sci. Mer, Biol. mar., ORSTOM Nouméa*, 54, 35 p. multigr.
- COATES D., 1990.- Aspects of the biology of the perchlet *Ambassis interrupta* Bleeker (Pisces : Ambassidae) in the Sepik river, Papua New Guinea. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 41 : 267-274.
- COLEMAN N., 1981.- *Australian sea fishes north of 30°S*. Doubleday Australia : Lane Cove (Australie), 297 p.
- COLLETTE B.B., 1974.- The garfishes (Hemiramphidae) of Australia and New Zealand. *Rec. austr. Mus.*, 29 (2) : 11-105.
- COLLETTE B.B., 1983.- Mangrove fishes of New-Guinea. Chapitre 10 : *Biology and ecology of mangroves*, in TEAS H.J. (Ed.), *Tasks for vegetation science*. Dr Junk : The Hague (Hollande), 8 : 91-102.
- COMPAGNON L.J.V., 1984a.- FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks known to date. Part 1. Hexanchiformes and Lamniformes. *FAO Fish. Synop.*, 125 (4/1), 249 p.
- COMPAGNON L.J.V., 1984b.- FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks known to date. Part 2. Carcharhiniformes. *FAO Fish. Synop.*, 125 (4/2), 415 p.
- CONAND F., 1984.- Ressources en appât vivant de Nouvelle-Calédonie. *Rapp. ORSTOM Nouméa*, 94 p. multigr.
- CONAND F., 1987.- *Biologie et écologie des poissons pélagiques du lagon de Nouvelle-Calédonie utilisables comme appâts thoniers*. Thèse de Doctorat d'Etat : Université de Bretagne Occidentale (France), 233 p.
- COUDRAY J., 1976.- Recherches sur le néogène et le quaternaire de Nouvelle-Calédonie. Contribution de l'étude sédimentologique à la connaissance de l'histoire géologique post-éocène. *Expédition française sur les récifs coralliens de la Nouvelle-Calédonie*, Fondation Singer Polignac, 8 : 5-275 + 42 pl.
- CRISP D.J., 1975.- Secondary productivity in the sea. *Proc. Symp. Prod. World Ecos.* National Academy of Sciences, Washington DC (USA).

- CYRUS P., 1984.- *The influence of turbidity on fish distribution in Natal estuaries*. Ph. D. Thesis, University of Natal, Pietermaritzburg (Afrique du Sud), 202 p.
- CYRUS D.P. & BLABER S.J.M., 1987a.- The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109 (1) : 53-70.
- CYRUS D.P. & BLABER S.J.M., 1987b.- The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109 (1) : 71-91.
- DAGET J., 1976.- *Les modèles mathématiques en écologie*. Masson : Paris (France), 172 p.
- DALZELL P.J., 1988.- *The biology of surgeon fishes (family Acanthuridae) with particular emphasis on Acanthurus nigricauda and A. xanthopterus from northern Papua New Guinea*. Master of Science Thesis : Department of Biology University of Newcastle upon Tyne (Angleterre), 285 p.
- DALZELL P.J., in press. Small pelagic fisheries resources of the south Pacific. *FFA/ICOD : Inshore marine resources of the south Pacific : information for fishery development and management*, 40 p.
- DANDONNEAU Y., DUGAS F., FOURMANOIR P., MAGNIER Y., ROUGERIE F. & DEBENAY J.P., 1981.- Le lagon de la Grande Terre. Présentation d'ensemble. Sédimentologie et hydrologie du sud-ouest. Planche 8 in *Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances*, ORSTOM : Paris (France), 108 p., 53 pl.
- DAVID G., 1985.- Pêche de subsistance et milieu naturel : les mangroves de Vanuatu et leur intérêt halieutique. *Notes et documents d'océanographie. Mission ORSTOM de Port-Vila*, 13: 67 p. multigr.
- DAVID G., 1989.- Thematic mapping of Vanuatu's coastline by means of SPOT imagery : preliminary findings. *Remote sensing of land and sea resources*. Report of a workshop on remote sensing for land and sea resources surveys and evaluation in the Pacific : applications, co-ordination and training. Port-Vila, 7-11 Août 1989 : 28-39.
- DAWSON C.E., 1985.- *Indo-pacific pipefishes (Red Sea to Americas)*. Gulf coast research laboratory : Ocean Springs (USA), 230 p.
- DAY J.H., BLABER S.J.M. & WALLACE J.H., 1981.- Estuarine fishes. Chapitre 12 in DAY J.H. (Ed.), *Estuarine ecology with particular reference to southern Africa*, Balkema : Rotterdam (Hollande) : 197-221.
- D'CROZ L. & KWIECINSKI B., 1980.- Contribucion de los manglares a las pesquerias de la bahia de Panama. *Rev. Biol. trop.*, 28 (1) : 13-29.
- DE BEAUFORT L.F. & CHAPMAN W.N., 1951.- Percomorphi (concluded) Blennioidea. Volume IX in WEBER M. & DE BEAUFORT L.F. (Eds.), *The fishes of the indo-australian archipelago*. Brill : Leyden (Hollande), 484 p.
- DE BEAUFORT L.F. & BRIGGS J.C., 1962.- Scleroparei, Hypostomides, Pediculati, Plectognathi, Opisthomi, Discocephali, Xenopterygii. Volume XI in WEBER M. & DE BEAUFORT L.F. (Eds.), *The fishes of the indo-australian archipelago*. Brill : Leyden (Hollande), 481 p.
- DEBENAY J.P., 1985.- *Recherches sur la sédimentation actuelle et les thanatocoenoses des foraminifères de grande taille dans le lagon sud-ouest et sur la marge insulaire de Nouvelle-Calédonie*. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille II (France), 200 p. + 2 vol. annexes.
- DELATHIERE S., 1990.- *Biologie et exploitation du crabe de palétuviers Scylla serrata en Nouvelle-Calédonie*. Thèse de l'Université de Bretagne Occidentale (France), 291 p.
- DEHARTOG C., 1970.- The sea-grasses of the world. *Verhandl. Kon. Ned. Acad. Wetensch. Nat.*, 59 (1) : 1-275.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- DENIS J., GROTTÉ A., POPULUS J. & DUTRIEUX E., 1988.-** Application de l'imagerie SPOT à la préparation de plans d'intervention contre les pollutions par hydrocarbures. *SPOT 1. Utilisation des images, bilans et résultats*. Cepadues : Toulouse (France) : 1 069 - 1 078.
- DENIZOT M., 1980.-** Les algues du lagon de la Nouvelle-Calédonie. In DUGAS F. & DEBENAY JP. (Eds.), *Carte sédimentologique et carte annexe du lagon de Nouvelle-Calédonie à 1 / 50 000. Feuille La Tontouta*. ORSTOM : Paris (France), 86 : 25-32.
- DERJARD R., 1965.-** Contribution à l'étude du peuplement des sédiments sablo-vaseux et vaseux intertidaux, compactés ou fixés par la végétation, de la région de Tuléar (République malgache). *Etudes malgaches*, 94 p.
- DESHMUKH V.M., 1973.-** Fishery and biology of *Pomadasys hasta* (Bloch). *Ind. J. Fish.*, 22 (2) : 497-522.
- DE SYLVA D.P., 1975.-** Nektonic food webs in estuaries. In CRONIN L.E. (Ed.), *Estuarine research*, 1 : 420-447.
- DOMAIN F., 1980.-** Contribution à la connaissance de l'écologie des poissons démersaux du plateau continental sénégalomauritanien : les ressources démersales dans le contexte général du golfe de Guinée. Thèse de Doctorat d'Etat : Université de Paris VI (France), 342 p.
- DREDGE M.C.L., 1988.-** By-catch from the central Queensland prawn fisheries : part I. The prawn fisheries, species composition and site associations from the by-catch. *Fish. Res. Branch tech. Rep.*, FRB 88/04, 45 p.
- DUBOIS JP., DANIEL J., DUPONT J. & DUPON J.F., 1981.-** Présentation d'ensemble. Planches 1, 2, 3 et 7 in, *Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances*, ORSTOM : Paris (France), 108 p., 53 pl.
- DUGAS F. & DEBENAY JP., 1980.-** Carte sédimentologique et carte annexe du lagon de Nouvelle-Calédonie à 1 / 50 000. Feuille La Tontouta. ORSTOM : Paris (France), 86 : 1-13.
- DU PREEZ H.H., MC LACHLAN A., MARAIS J.F.K. & COCKROFT A.C., 1990.-** Bioenergetics of fishes in a high energy surf zone. *Mar. Biol.*, 106 : 1-12.
- ESCOFIER B. & PAGES J., 1988.-** *Analyses factorielles simples et multiples. Objectifs, méthodes et interprétation*. Dunod : Paris (France), 241 p.
- FISCHER W. & BIANCHI G., 1984.-** *FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Indian Ocean; (fishing area 51)*. Prepared and printed with the support of the Danish International Development Agency (DANIDA), FAO: Rome (Italie), vols. 1-6 : pag. var.
- FLEMING M., LIN G. & DA SILVEIRA LOBO STERNBERG L., 1990.-** Influence of mangrove detritus in an estuarine ecosystem. *Bull. Mar. Sci.*, 47 (3) : 663-669.
- FOURMANOIR P. & LABOUTE P., 1976.-** *Poissons de Nouvelle-Calédonie et des Nouvelles-Hébrides*. Les éditions du Pacifique : Papeete (France), 376 p.
- FOWLER H.W., 1928.-** *The fishes of Oceania*. Bishop Museum : Honolulu (USA), 486 p. + 49 pl. h.t.
- FOWLER H.W., 1959.-** *Fishes of Fiji*. Government of Fiji : Suva (Fiji), 670 p.
- FRONTIER S., 1978.-** Ecosystèmes d'estuaires dans les baies de la côte nord-ouest de Madagascar. *Bull. Ecol.*, 9 (1) : 39-50.
- GALZIN R., TOFFART J.L., LOUIS M. & GUYARD A., 1981.-** Contribution à la connaissance de la faune ichthyologique du Grand Cul de Sac Marin en Guadeloupe. *Cybium*, 6 (1) : 85-99.

- GEDNEY R.H., KAPETSKY M. & KUHNHOLD W.W., 1982.-** Training on assessment of coastal aquaculture potential, Malaysia. *South China Sea fisheries development and coordinating programme*, SCS/GEN/82/35, 62 p.
- GEORGE K.C., DAYANANDAN M.G. & KARUNAKARAN NAIR P., 1968.-** Food of some demersal fishes from the trawl grounds off Cochin. *Ind. J. Fish.*, 15 (1-2) : 81-87.
- GLOERFELT-TARP T. & KAILOLA P., 1984.-** *Trawled fishes of the southern Indonesia and north-western Australia*. The Australian development assistance bureau, the directorate general of fisheries Indonesia, the German agency of technical cooperation, 406 p.
- GOMEZ E.D., 1980.-** The present state of mangrove ecosystem in south-east Asia and the impact of pollution. Regional. *South China Sea fisheries development and coordinating program, Manila, March 1980*. FAO/UNEP, 97 p.
- GONZALEZ-SANSON G. & AGUILAR-BETANCOURT C., 1983.-** Estudio comparativo de las comunidades de peces en las lagunas costeras de la región suroriental de Cuba. *Rev. Invest. mar.*, 4 (2) : 91-123.
- GOWDA H.H., JOSEPH P.S. & JOSEPH M.M., 1988.-** Feeding ecology of the Indian sandwhiting *Sillago sihama* (Forsk.) inhabiting the Nethravati - Gurgur estuary. In JOSEPH M.M. (Ed.), *Proc. 1st Ind. Fish. Forum Asian Fish. Soc., Indian Branch, Mangalore* : 263-266.
- GRANT E.M., 1978.-** *Guide to fishes*. The department of harbours and marine : Brisbane (Australie), 768 p.
- GRASSHOFF K., EHRHARDT M. & KREMLING K., 1983.-** *Methods of seawater analysis*. Verlag chemie : Weinheim (Allemagne), 2^{de} édition, revue et étendue, 419 p.
- GROTTE A., 1987.-** Essai sur la méthode d'établissement de cartes de présélection de sites aquacoles en Nouvelle-Calédonie, à partir d'images SPOT à moyenne échelle. *Document IFREMER Brest*, 120 p.
- GUNN J.S., 1990.-** A revision of selected genera of the family Carangidae (Pisces) from Australian waters. *Rec. austr. Mus.*, Suppl. 12, 57 p. + 20 pl. h.t.
- GUNN J.S. & MILWARD N.E., 1985.-** The food, feeding habits and feeding structures of the whiting species *Sillago sihama* (Forsk.) and *Sillago analis* Whitley from Townsville, north Queensland, Australia. *J. Fish. Biol.*, 26 : 411-427.
- HARME LIN-VIVIEN M.L. & BOUCHON C., 1976.-** Feeding behavior of some carnivorous fishes (Serranidae and Scorpaenidae) from Tuléar (Madagascar). *Mar. Biol.*, 37 (4) : 329-340.
- HALLIER J.P. & KULBICKI M., 1985.-** Analyse des résultats de la pêche à la canne en Nouvelle-Calédonie (Août 1981 - Avril 1983). *Rapp. sci. tech., ORSTOM Nouméa*, 36, 141 p. multigr.
- HEALD E.J., 1969.-** *The production of organic detritus in a south Florida estuary*. Ph. D. Thesis, University of Miami (USA), 110 p.
- HEALD E. & ODUM W.E., 1970.-** The contribution of mangrove swamps to Florida fisheries. *Gulf Caribb. Fish Inst., Proc. 22 ann. sess.* : 130-135.
- HIATT R.W., 1944.-** Food-chains and the food cycle in Hawaiian fish ponds.-Part I. The food and feeding habits of mullet (*Mugil cephalus*), milkfish (*Chanos chanos*) and the ten-pounder (*Elops machnata*). *Trans. Am. Fish. Soc.*, 74 : 250-261.
- HIATT R.W. & STRASBURG D.W., 1960.-** Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. *Ecological Monographs*, 30 (1) : 65-127.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- HIDA T.S. & UCHIYAMA J.H., 1977.- Biology of the baitfishes *Herklotsichthys punctatus* and *Pranesus pinguis* in Majuro, Marshall Islands. *NOAA tech. Rep. NMFS*, 408 : 63-68.
- HOBSON E.S., 1974.- Feeding relationships of teleostean fishes on coral reefs in Kona, Hawaii. *Fish. Bull.*, 72 (4) : 915-1031.
- HOBSON E.S. & CHESS J.R., 1973.- Feeding oriented movements of the Atherinid fish *Pranesus pinguis* at Majuro Atoll, Marshall Islands. *Fish. Bull.*, 71 (3) : 777-786.
- HOBSON E.S. & CHESS J.R., 1978.- Trophic relationships among fishes and plankton in the lagoon at Enewetak Atoll, Marshall Islands. *Fish. Bull.*, 76 (1) : 133-153.
- HOFFMAN W.E. & DAWES C.J., 1980.- Photosynthetic rates and primary production by two Florida benthic red algal species from a salt marsh and a mangrove community. *Bull. Mar. Sci.*, 30 : 358-364.
- HORN M.H., 1980.- Diel and seasonal variation in abundance and diversity of shallow-water fish populations in Morro bay, California. *Fish. Bull.*, 78 (3) : 759-770.
- HUTOMO M. & DJAMALI A., 1984.- The influence of tide and its monthly variation on the fish community of the Pari Island mangrove area. In SOEMODIHARDJO S. et al. (Eds.), *Proc. 2nd Sem. Ecos. Mangr., Baturraden 3-5 August 1982* : 208-216.
- JAMES S., LOMOGO O. & ESHOR E., 1988.- Fish transect surveys in Pohnpei lagoon (Eastern Caroline Islands) to determine the influence of neighbouring habitats on fish community structure. *Workshop on Inshore Fishery Resources, Nouméa, 14-25 March 1988*, BP 49, 11 p.
- JARRIGE F., RADOK R., KRAUSE G. & RUAL P., 1975.- Currents in the lagoon of Noumea. *ORSTOM, H. Lamb. Inst. Adelaïde, Flinders Univ., South Australia*, 6 p. + annexes.
- JEYASEELAN M.J.P. & KRISHNAMURTHY K., 1980.- Role of mangrove forests of Pichavaram as fish nurseries. *Proc. Indian Nat. Sci. Acad.*, 46 (1) : 48-53.
- JOHANNES R.E., 1978.- Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. *Env. Biol. Fish.*, 3 : 65-84.
- JOHANNES R.E., 1981.- *Words of the lagoon*. University of California Press : Berkeley (USA), 245 p.
- JONES R.S., 1968.- Ecological relationships in Hawaiian and Johnston Island Acanthuridae (surgeonfishes). *Micronesica*, 4 (2) : 309-361.
- JORDAN D.S., 1963.- *The genera of fishes and a classification of fishes*. Stanford university press : Stanford (USA), 800 p.
- KONCHINA Y.V., 1978.- Some data on the biology of grunts (family Pomadasyidae). *J. Ichthyol.*, 17 (4) : 548-558.
- KOUMANS F.P., 1953.- Gobioidae. Volume X in WEBER M. & DE BEAUFORT L.F. (Eds.), *The fishes of the indo-australian archipelago*. Brill : Leyden (Hollande), 423 p.
- KRISHNAMURTHY K. & JEYASEELAN M.J.P., 1981.- The early life history of fishes from Pichavaram mangrove ecosystem of India. *Rapp. P.V. Réun. Cons. int. Explor. Mer*, 178 : 416-423.
- KULBICKI M., 1991.- Comparisons between rotenone poisonings and visual counts for density and biomass estimates of coral reef fish populations. In RICARD M. (Ed.), *Proc. int. Soc. Reef Stud. Cong. Nouméa 1990* : 105-112.

- KULBICKI M. & WANTIEZ L., 1990a.- Variations of the fish catch composition in the bay of Saint-Vincent, New Caledonia, as determined by experimental trawling. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 41 : 121-144.
- KULBICKI M. & WANTIEZ L., 1990b.- Comparison of the fish by-catch of a shrimp trawl net with visual censuses in St Vincent bay - New Caledonia. *Fish. Bull.*, 88 : 667-675.
- KULBICKI M., THOLLOT P. & WANTIEZ L., *in prep.* a.- Diets of some lagoon fishes from New Caledonia.
- KULBICKI M., MOU-THAM G., RANDALL J. & RIVATON J., *sous presse* a.- Suivi mensuel des peuplements ichthyologiques des récifs coralliens dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. *Rapp. sci. tech., Sci. Mer, Biol. mar., ORSTOM Nouméa*.
- KULBICKI M., MOU-THAM G., THOLLOT P. & WANTIEZ L., *sous presse* b.- Length-weight relationships of fish from the lagoon of New Caledonia. *Naga*, 12 p.
- KULBICKI M., PARRISH J.D., THOLLOT P. & WANTIEZ L., *in prep.* b.- Main food types of lagoon fishes from New Caledonia.
- KURIAN C.V., 1984.- Fauna of the mangrove swamps in Cochin estuary. In SOEPADMO E., RAO A.N. & MACINTOSH D.J. (Eds.), *Proc. Asian Symp. Mangr. Env. - Res. Manag., Kuala Lumpur, 25-29 august 1980* : 226-230.
- LABOUTE P. & MAGNIER Y., 1978.- *Guide sous-marin de Nouvelle-Calédonie*. Editions du Pacifique : Papeete (Tahiti), 160 p.
- LAL P.N., 1984.- Coastal fisheries and the management of mangrove resources in Fiji. *South Pacific Commission Newsletter*, 31 : 15-23.
- LAL P.N., SWAMY K. & SINGH P., 1984.- "Mangrove ecosystem" fisheries associated with mangroves and their management. Mangrove fishes in Wairiki Creek and their implications on the management of resources in Fiji. *UNESCO Rep. Mar. Sci.*, 27 : 93-108.
- LANCE G.N. & WILLIAMS W.T., 1967.- A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical systems. *Computer J.*, 9 : 373-380.
- LASSERRE G., 1976.- *Dynamique des populations ichthyologiques lagunaires. Application à Sparus aurata L.* Thèse de Doctorat d'Etat : Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier (France), 306 p.
- LASSERRE G. & TOFFART J.L., 1977.- Echantillonnage et structure des populations ichthyologiques des mangroves de Guadeloupe en Septembre 1975. *Cybiu*m, 3 (2) : 115-127.
- LE FUR C., 1972.- *Etude quantitative et dynamique d'un peuplement intertidal d'une plage tropicale (sud-ouest de Madagascar)*. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille II (France), 62 p.
- LEGENDRE L. & LEGENDRE P., 1979.- *Ecologie numérique. 2. La structure des données écologiques*. Masson - Presses de l'Université du Québec, 254 p.
- LEIS J.M. & RENNIS D.S., 1983.- *The larvae of Indo-Pacific coral reef fishes*. University of Hawai Press : Honolulu (USA), 269 p.
- LE SANN A., 1989.- Acquaculture en Asie. Miracle ou mirage ? *La lettre de Solagr*al, 77.
- LEWIS R.R., 1983.- Impact of oil spills on mangrove forests. Chapitre 19 : *Biology and ecology of mangroves*, in TEAS H.J. (Ed.), *Tasks for vegetation science*, Dr. Junk : The Hague (Hollande), 8 : 171-183.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- LIEM D.S. & HAINES A.K., 1977.- The ecological significance and economic importance of the mangrove and estuarine communities of the Gulf province, Papua New Guinea. Volume 3 in PETR T. (Ed.), *Purari river (Wabo) hydroelectric scheme environmental studies*, 35 p.
- LINDALL W.N., HALL J.R., FABLE W.A. & COLLINS L.A., 1973.- A survey of fishes and commercial invertebrates of the shore and estuarine zone between Cape Romano and Cape Sable, Florida. *Nat. Mar. Fish. Serv., US Dep. Comm.*, PB-235 215 NTIS, 62 p.
- LITTLE M.C., REAY P.J. & GROVE S.J., 1988.- The fish community of an east african mangrove creek. *J. Fish Biol.*, 32 : 729-747.
- LONERAGAN N.R. & POTTER I.C., 1990.- Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large australian estuary. *Mar. Biol.*, 106 : 25-37.
- LONERAGAN N.R., POTTER I.C. & LENANTON R.C.J., 1989.- Influence of site, season and year on contributions made by marine, estuarine, diadromous and freshwater species to the fish fauna of a temperate australian estuary. *Mar. Biol.*, 103 : 461-479.
- LOUBERSAC L., 1985.- Inventaire et aménagement du milieu en zone tropicale, deux exemples en Nouvelle-Calédonie. *Metropolis*, 70/71 : 68-75.
- LOUBERSAC L., GROTE A. & VIOLLIER M., 1986.- Utilisation des images SPOT pour l'aménagement littoral et l'inventaire des sites aquacoles en Nouvelle-Calédonie. ALIAS (résultats préliminaires). *Coll. int. "SPOT 1 Premiers résultats en vol"*. CNES SPOT IMAGE, Toulouse, 7 p.
- LOUIS M., 1983.- *Biologie, écologie et dynamique des populations de poissons dans les mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises)*. Thèse de Doctorat d'Etat : Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier (France), 275 p. + 29 annexes.
- LOUIS M. & GUYARD A., 1982.- Contribution à l'étude des peuplements ichthyologiques dans les mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises). *Bull. Ecol.*, 13 (1) : 9-24.
- LOUIS M. & LASSERRE G., 1982.- Etude du peuplement de poissons dans les lagunes des mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises). *Oceanol. Acta*, Actes du symposium international sur les lagunes côtières, SCOR/IABO/ UNESCO, Bordeaux, 8-14 Septembre 1981 : 333-338.
- LOUIS M., LAM HOAI T. & LASSERRE G., 1985.- Résultats préliminaires sur le recrutement en poissons dans deux lagunes des mangroves de Guadeloupe : Belle Plaine et Manche à Eau. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 18 (4) : 249-265.
- LUTHER G., 1962.- The food habits of *Liza macrolepis* (Smith) and *Mugil cephalus* Linnaeus (Mugilidae). *Ind. J. Fish.*, 9 (2) : 605-626.
- MACIOLEK J.A., 1981.- Consumer trophic relations in a tropical insular estuary. *Bull. Mar. Sci.*, 31 (3) : 702-711.
- MACNAE W., 1968.- A general account to the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-west Pacific region. *Adv. Mar. Biol.*, 6 : 73-269.
- MAGNIER Y., 1982.- Flore et faune macroscopiques des fonds meubles du lagon de Nouméa. In DUGAS F. & DEBENAY J.P. (Eds.), *Carte sédimentologique et carte annexe du lagon de Nouvelle-Calédonie à 1 / 50 000. Feuille Nouméa*. ORSTOM : Paris (France), 95 : 35-39.
- MARAIS J.F.K., 1984.- Feeding ecology of major carnivorous fish from four eastern Cape estuaries. *S. Afr. J. Zool.*, 19 (3) : 210-223.

- MARAIS J.F.K., 1988.- Some factors that influence fish abundance in south african estuaries. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 6 : 67-77.
- MARCHAL E., STEQUERT B., INTES A., CREMOUX J.L. & PITON B., 1981.- *Ressources pélagiques et démersales des îles Seychelles. Résultats de la 2^{ème} campagne du N.O. Coriolis (août-septembre 1980)*. ORSTOM : Paris (France), 53 p. + tab., fig. et ann. h.t.
- MARTIN T.J., 1988.- Interaction of salinity and temperature as a mechanism for spatial separation of three co-existing species of Ambassidae (Cuvier) (*Teleostei*) in estuaries on the south-east coast of Africa. *J. Fish. Biol.*, 33 (a) : 9-15.
- MARTOSUBROTO P. & NAAMIN N., 1977.- Relationship between tidal forests (mangroves) and commercial shrimp production in Indonesia. *Mar. Res. Indonesia*, 18 : 81-86.
- MASUDA H., AMAKOA K., ARAGA C., UYENO T. & YOSHINO C., 1984.- *The fishes of the japanese archipelago*. Faculty of marine science and technology, Tokai University : Tokyo (Japon), 2 vol. : 437 p. et 370 p.
- MC COY E.D. & HECK K.L., 1976.- Biogeography of corals, seagrasses and mangroves : an alternative to the center of origin concept. *Syst. Zool.*, 25 : 201-210.
- MC ERLEAN A.J., O'CONNOR S.G., J.A. MIHURSKY & GIBSON C.I., 1973.- Abundance, diversity and seasonal patterns of estuarine fish populations. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 1 : 19-36.
- MC GILL J.J., 1959.- Coastal landforms of the world (Map Suppl.). In RUSSELL J.R. (Ed.), *Second coastal Geography conference*. Louisiana State University (USA), 472 p.
- MILTON D.A., BLABER S.J.M. & RAWLINSON N.J.F., 1990.- Diet and prey selection of six species of tuna baitfish in three coral reef lagoons in the Solomon Islands. *J. Fish. Biol.*, 37 : 205-224.
- MINES A.N., BARBOSA S.T., CRUZ R.S., GULMATICO C.I.Jr., ADRIANO O.A. & MALANYAON I.A., 1984.- Biological study of predominant fish species caught by bottom trawl in Ragay gulf, Burias pass, Ticao pass and waters north of Samar sea. Chapitre 2 in MINES A.N. (Ed.) *Assessment of the trawlable areas in the Philippines II, Ragay gulf, Burias pass, Ticao pass and waters north of Samar sea*. *Phil. Univ. tech. Rep. Dep. Mar. Fish.*, 5 (2) : 9-25.
- MONKOLPRASIT S. & LEWMANOMONT K., 1987.- The determination of food in digestive tracts of some coral reef fishes from Phuket Island, Thailand. *16th Pac. Sci. Cong., Seoul, Korea, August 20-30 1987*, 16 p. + 5 pl. h.t.
- MORAT P., JAFFRE T., VEILLON J.M. & MACKEE H.S., 1981.- Végétation. Planche 15 in, *Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances*, ORSTOM : Paris (France), 108 p., 53 pl.
- MORTON R.M., 1990.- Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical australian mangrove area. *Mar. Biol.*, 105 : 385-394.
- MORTON R.M., POLLOCK B.R. & BEUMER J.P., 1987.- The occurrence and diet of fishes in a tidal inlet to a saltmarsh in southern Moreton Bay, Queensland. *Austr. J. Ecol.*, 12 : 217-237.
- MURDY E.O., 1985.- A review of the gobiid fish genera *Exyrias* and *Macrodontogobius*, with description of a new species of *Exyrias*. *Indo-Pac. Fishes*, 10, 14 p.
- MURDY E.O., 1987.- Some observations on mangrove and mudflat fishes of the Strait of Malacca. *Indo-Malayan Zoology*, 4 : 153-159.
- MURDY E.O. & HOESE D.F., 1985.- Revision of the gobiid fish genus *Istigobius*. *Indo-Pac. Fishes*, 4, 41 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- MYERS R.F., 1989.-** *Micronesian reef fishes. A practical guide to the identification of the coral reef fishes of the tropical central and western Pacific.* Coral Graphics : Guam (USA), 298 p.
- NAIR R.R. & HASHIMI N.H., 1986.-** Influence of estuaries on shelf sediment texture. *J. Coast. Res.*, 2 (2) : 199-203.
- NEDELEC C., 1975.-** *Catalogue des engins de pêches artisanale.* FAO : Rome (Italie), 191 p.
- NELSON J.S., 1984.-** *Fishes of the world.* Wiley Interscience : New York (USA), 2^{ème} édition, 523 p.
- NORRIS J.E., 1985.-** *Trophic relationships of piscivorous coral reef fishes from the northwestern Hawaiian Islands.* Master of Science Thesis, University of Hawaii (USA), 71 p.
- NORRIS J.E. & PARRISH J.D., 1988.-** Predator prey relationships among fishes in pristine coral reef communities. *In* CHOAT J.H. et al. (Eds.) *Proc. 6th int. Coral Reefs Symp., August, 8-12, 1988, Townsville, Australia*, 2 : 107-113.
- ODUM W.E., 1968.-** The ecological significance of fine particle selection by the striped mullet *Mugil cephalus*. *Limnol. Oceanogr.*, 13 : 92-97.
- ODUM W.E., 1970a.-** *Pathways of energy flow in a south Florida estuary.* Ph. D. Thesis, University of Miami (USA), 162 p.
- ODUM W.E., 1970b.-** Utilization of the direct grazing and plant detritus food chains by the striped mullet, *Mugil cephalus*. *In* STEELE J.H. (Ed.), *Marine Food Chains.* Oliver & Boyd : Edimbourg (Ecosse) : 222-240.
- ODUM W.E. & HEALD E.J., 1972.-** Trophic analysis of an estuarine mangrove community. *Bull. Mar. Sci.*, 22 (3) : 671-738.
- ODUM W.E. & HEALD E.J., 1975a.-** The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. *In* CRONIN L.E. (Ed.), *Estuarine research*, 1 : 265-286.
- ODUM W.E. & HEALD E.J., 1975b.-** Mangrove forests and aquatic productivity. *In* HASLE A.D. (Ed.), *Coupling land and water systems* : 129-136.
- ODUM W.E., MC IVOR C.C. & SMITH T.J., 1982.-** The ecology of the mangroves of south Florida : a community profile. *US Fish. Wildlife Serv.*, 81 (24), 144 p.
- OGDEN J.C. & GLADFELTER E.H., 1983.-** Coral reefs, seagrass beds and mangroves : their interactions in the coastal zones of the Caribbean. *UNESCO Rep. Mar. Sci.*, 23, 133 p.
- OGDEN J.C. & ZIEMAN J.C., 1977.-** Ecological aspects of coral reef - seagrass bed contacts in the Caribbean. *Proc. third int. Coral Reef Symp., Miami, Florida*, 1 (Biology) : 377-382.
- ONG T.L. & SASEKUMAR A., 1984.-** The trophic relationship of fishes in the shallow waters adjoining a mangrove shore. *In* SOEPADMO E., RAO A.N. & MACINTOSH D.J. (Eds.), *Proc. Asian Symp. Mangr. Env. Res. Manag., Kuala Lumpur, 25-29 august 1980* : 453-469.
- OVEN L.S. & SALEKHOVA L.P., 1970.-** The growth and reproduction of some tropical marine fishes. *The biology of the seas*, Nakuva Dumka Press : Kiev (URSS), 21.
- OYAMA K., 1950.-** Studies of fossil molluscan biocoenosis. N°1. Biocoenological studies on mangrove swamps, with descriptions of new species from Yatu group. *Rep. geol. Surv. Japan*, 132.

- PARRISH J.D., 1987a.- Characteristics of fish communities on coral reefs and in potentially interacting shallow habitats in tropical oceans of the world. *UNESCO Rep. Mar. Sci.*, 46 : 127-218.
- PARRISH J.D., 1987b.- The trophic biology of snappers and groupers. Chapitre 9 in POLOVINA J.J. & RALSTON S. (Eds.), *Tropical snappers and groupers : biology and fishery management*. Westview : Boulder (USA) : 405- 464.
- PARRISH J.D., 1989.- Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 58 : 143-160.
- PARRISH J.D., CALLAHAN M.W. & NORRIS J.E., 1985.- The trophic relationships that structure reef fish communities. *Proc. 5th int. Coral Reef Cong., 27 may - 1st june 1985, Tahiti*, 4 : 73-78.
- PARRISH J.D., NORRIS J.E., CALLAHAN M.W., CALLAHAN J.K., MAGARIFUJI E.J. & SCHROEDER R.E., 1986.- Piscivory in a coral reef fish community. In SIMENSTAD C.A. & CAILLET G.M. (Eds.), *Contemporary studies on fish feeding* : 285-297.
- PAULY D., 1977.- The Leiognathidae (Teleostei) : their species, stock and fisheries in Indonesia, with notes on the biology of *Leiognathus splendens* (Cuvier). *Mar. Res. Indonesia*, 19 : 73-93.
- PAXTON J.R., HOESE D.F., ALLEN G.R. & HANLEY J.E., 1989.- Pisces Petromyzontidae to Carangidae. Volume 7 in LONGMORE R. (Ed.), *Zoological catalogue of Australia*, 665 p.
- PHAN K.L. & PHAN P.B., 1989.- Vegetation mapping of the coastal zone of the lower Mekong basin delta using SPOT imagery. *Asian-Pacific Remote Sensing Journal*, 1 (2) : 11-15.
- PHATIA V., 1976.- An ecological survey of the seabass fry *Lates calcarifer* (Bloch) in the mangrove areas along the Indian Ocean coasts of Thailand. *Proc. First Thai Nat. Sem. Mangr. Ecol., Phuket* : 626-644.
- PHILLIPS P.C., 1981.- Diversity and fish community structure in a central american mangrove embayment. *Rev. Biol. Trop.*, 29 (2) : 227-236.
- PHILLIPS P.C., 1983.- Diel and monthly variations in abundance, diversity and composition of littoral fish populations in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 31 (2) : 297-306.
- PICARD J., BIGOT L. & ROMAN M.L., 1980.- Rapport sur la mission 1980-1 de l'ATP/CNRS 4067 "Études de l'interpénétration des faunes marines littorales et des faunes terrestres halophiles, en bordure du lagon néo-calédonien". *CNRS/LA*, 41, 20 p. + 2 fig.
- PIELOU E.C., 1969.- *An introduction to mathematical ecology*. Wiley-Interscience : New-York (USA), 286 p.
- PIETSCH T.S. & GROBECKER D.B., 1987.- *Frogfishes of the world. Systematics, Zoogeography and behavioral ecology*. Stanford University Press : Stanford (USA), 420 p.
- PINTO L., 1987.- Environmental factors influencing the occurrence of juvenile fish in the mangroves of Pagbilao, Philippines. *Hydrobiologia*, 150 : 283-301.
- PLAZIAT J.C., 1974a.- Répartition des mollusques amphibiés de quelques littoraux et estuaires à mangrove (NC et Cameroun). Rôle de la salinité dans les modifications locales des peuplements de mangrove. *Haliotis*, (2^{ème} Cong. Soc. franç. Malacol.) 4 : 167-177.
- PLAZIAT J.C., 1974b.- Mollusc distribution and its value for recognition of ancient mangroves. *Proc. int. Symp. Biol. Manag. Mangr., Honolulu, Octobre 1974*, 2 : 556-465.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- PLAZIAT J.C., 1977.- Les Cerithides tropicaux et leur polymorphisme lié à l'écologie littorale des mangroves. *Malacologia*, 16 (1) : 35-44.
- PLAZIAT J.C., 1982.- Les mollusques des mangroves littorales, deltaïques et estuariennes. In DUGAS F. & DEBENAY JP. (Eds.), *Carte sédimentologique et carte annexe du lagon de Nouvelle-Calédonie à 1 / 50 000. Feuille Nouméa*. ORSTOM : Paris (France), 95 : 30-34.
- POPULUS J. & LANTIERI D., 1992.- Fishery resources management in coastal waters, Philippines. In BOUR W. & LOUBERSAC L. (Eds.), "*Pix'iles 90" Télédétection et milieux insulaires du Pacifique : approches intégrées, 19-24 novembre 1990, Nouméa - Papeete* : 523-536 + 3 pl. h.t.
- POST E., 1936.- Systematische und pflanzengeographische notizen. Sur *Bostrychia-Caloglossa* assoziation. *Rev. Alg.*, 9 : 1-84.
- PRABHU M.S., 1955.- Some aspects of the biology of the ribbonfish *Trichiurus haumela* (Forskall). *Ind. J. Fish.*, 2 (1) : 132-163.
- QUADER O., PRAMANIK M.A.H. KHAN F.A. & POLCYN F.C., 1986.- Mangrove ecosystems study of Chakoria Sunderbans at Chittagong with special emphasis on shrimp ponds by remote sensing techniques. In NIHOUL J.C.J. (Ed.), *Marine interfaces ecohydrodynamics*, Elsevier Oceanography series : Amsterdam (Hollande), 42 : 645-653.
- QUERO J.C., 1984.- *Les poissons de mer des pêches françaises*. Grancher : Paris (France), 394 p.
- QUINN N.J. & KOJIS B.L., 1983.- Evaluation of day/night differences in trawl catches in a tropical estuary. *Sci. New Guinea*, 10 (3) : 172-185.
- QUINN N.J. & KOJIS B.J., 1985.- Does the presence of coral reef in proximity to a tropical estuary affect the estuarine fish assemblage ? *Proc. 5th int. Coral Reef Cong., 27 may - 1st june 1985, Tahiti.*, 5 : 445-450.
- QUINN N.J. & KOJIS B.J., 1986.- Annual variation in the nocturnal nekton assemblage of a tropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 22 : 63-90.
- QUINN N.J. & KOJIS B.J., 1987.- The influence of diel cycle, tidal direction and trawl alignment on beam trawl catches in an equatorial estuary. *Env. Biol. Fish.*, 19 (4) : 297-308.
- QUIROS R. & BAIGUN C., 1985.- Fish abundance related to organic matter in the River Plate basin, South America. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 114 : 377-387.
- RADHAKRISHNAN N., 1957.- A contribution to the biology of the indian sand whiting *Sillago sihama* (Forskall). *Ind. J. Fish.*, 4 (2) : 254-283.
- RAINER S.F. & MUNRO I.S.R., 1982.- Demersal fish and cephalopod communities of an unexploited coastal environment area in northern Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33 : 1 039 - 1 055.
- RAMAMURTHY V.D., 1984.- The effect of agricultural pollutants on fish and fish products in the mangrove swamps of southwest coast of India. In SOEPADMO E., RAO A.N. & MACINTOSH D.J. (Eds.), *Proc. Asian Symp. Mangr. Env. Res. Manag., Kuala Lumpur, 25-29 august 1980* : 618-623.
- RANDALL J.E., 1955.- Fishes of the Gilbert Islands. *Atoll Res. Bull.*, 47, 243 p.
- RANDALL J.E., 1967.- Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. trop. Oceanogr.*, 5 : 665-847.
- RANDALL J.E., 1974.- The effects of fishes on coral reefs. *Proc. 2nd int. coral reef Symp., Brisbane 1974*, 1 : 159-166.

- RANDALL J.E., 1980.- A survey of ciguatera at Enewetak and Bikini, Marshall Islands, with notes on the systematics and food habits of ciguatoxic fishes. *Fish. Bull.*, 78 (2) : 201-249.
- RANDALL J.E., 1983.- *Red Sea reef fishes*. Immel : London (Angleterre), 192 p.
- RANDALL J.E., 1985.- *Guide to Hawaiian reef fishes*. Harrowood Books : Newton Square (USA), 79 p.
- RANDALL J.E. & BEN TUVIA A., 1983.- A review of the groupers (Pisces : Serranidae : Epinephelinae) of the Red sea with description of a new species of *Cephalopholis*. *Bull. Mar. Sci.*, 33 (2) : 373-426.
- RANDALL J.E. & HOESE D.F., 1985.- Revision of the Indo-Pacific dartfishes, genus *Ptereleotris* (Perciformes : Gobioidae). *Indo-Pac. Fishes*, 7, 36 p.
- RANDALL J.E., ALLEN G.R. & STEENE R.C., 1990.- *Fishes of the Great Barrier Reef and Coral Sea*. University of Hawaii Press : Honolulu (USA), 507 p.
- RAO K.S., 1964.- Food and feeding habits of fishes from trawl catches in the Bay of Bengal with observations on diurnal variation in the nature of the feed. *Ind. J. Fish.*, 11 (1) : 277-314.
- REDFIELD A.C., 1942.- The processus determining the concentration of oxygen, phosphate and other organic derivatives within the depths of the Atlantic Ocean. *Pap. Phys. Oceanogr. Met.*, 9 : 1-22.
- RENNIS D.S. & HOESE D.F., 1985.- A review of the genus *Parioglossus*, with descriptions of six new species (Pisces : Gobioidae). *Rec. austr. Mus.*, 36 : 169-201.
- RICHER DE FORGES B., FROMAGET M. & THOMASSIN B., 1989.- Catalogue bibliographique indexé du milieu marin de Nouvelle-Calédonie. *Cat., Sci. Mer, Biol. mar., ORSTOM Nouméa*, 1ère édition, 235 p. multigr.
- RICHER DE FORGES B., BARGIBANT G., MENOUE JL. & GARRIGUE C., 1987.- Le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Observations préalables à la cartographie bionomique des fonds meubles. *Rapp. sci. tech., Sci. Mer, ORSTOM Nouméa*, 45, 110 p. multigr.
- RIVATON J. & RICHER DE FORGES B., 1990.- Poissons récoltés par dragages dans le lagon de Nouvelle Calédonie. *Rapp. sci. tech., Sci. Mer, Biol. mar., ORSTOM Nouméa*, 55, 101 p. multigr.
- RIVATON J., FOURMANOIR P., BOURRET P. & KULBICKI M., 1989.- Catalogue des poissons de Nouvelle-Calédonie (Rapport provisoire). *Cat., Sci. Mer, Biol. mar., ORSTOM Nouméa*, 170 p. multigr.
- ROBERTSON A.I., 1986.- Leaf-burrying crabs : their influence on energy flow and export from mixed mangrove forests (*Rhizophora spp.*) in northeastern Australia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 102 : 237-248.
- ROBERTSON A.I., 1987.- The determination of trophic relationships in mangrove dominated ecosystems : areas of darkness. In FIELD C.D. & DARTNALL A.J. (Eds.), *Mangrove ecosystems of Asia and the Pacific : status, exploitation and management*. AIMS - Australian Committee for Mangrove Research : Townsville (Australie) : 292-304.
- ROBERTSON A.I., 1988a.- Links between fisheries resources and mangroves in tropical Australia : implications for coastal management in the South Pacific. *Workshop on Inshore Fisheries, Noumea, New Caledonia, March 14-25, 1988*, BP 107, 23 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ROBERTSON A.I., 1988b.- Food chains in tropical australian mangrove habitats : a review of recent research. In FIELD C.D. & VANNUCCI M. (Eds.), *Proceedings of a symposium on new perspectives in research and management of mangrove ecosystems, Colombo, Sri Lanka, 11-14 novembre 1986* : 23-36.
- ROBERTSON A.I. & DUKE N.C., 1987.- Mangroves as nursery sites : comparisons of the abundance and species of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Biol.*, 96 : 193-205.
- ROBERTSON A.I. & DUKE N.C., 1990.- Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia : spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. *Mar. Biol.*, 104 : 369-379.
- ROBERTSON D.R., POLUNIN N.V.C. & LEIGHTON K., 1979.- The behavioral ecology of three Indian ocean surgeonfishes (*Acanthurus lineatus*, *A. leucosternon* and *Zebrazoma scopas*) : their feeding strategies, and social mating systems. *Env. Biol. Fish.*, 4 (2) : 125-170.
- RODELLI M.R., GEARING J.N., GEARING P.J., MARSHALL N. & SASEKUMAR A., 1984.- Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems. *Oecologia*, 61 : 326-333.
- RONQUILLO I.A., 1960.- Synopsis of the biological data on Philippines sardines (*Sardinella perforata*, *S. fimbriata*, *S. sirm*, *S. longiceps*). *FAO Fish. Biol. Synopsis*, 18 (13), 28 p.
- ROUGERIE F., 1986.- Le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie : spécificité hydrologique, dynamique et productivité. *Etudes et Thèses, ORSTOM* : Paris (France), 234 p.
- ROUX M., 1985.- *Algorithmes de classification*. Masson : Paris (France), 151 p.
- ROY P.S., 1989.- Mangrove vegetation stratification using Salyut 7 photographs. *Geocarto International*, 3 : 31-41.
- RUSSELL B.C., 1983.- The food and feeding habits of rocky reef fish of north-eastern New Zealand. *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.*, 17 : 121-145.
- RUSSELL D.J. & GARRETT R.N., 1983.- Use by juvenile barramundi, *Lates calcarifer* (Bloch), and other fishes of temporary supralittoral habitats in north-western Australia. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 34 : 805-811.
- SAINSBURY K.J., KAILOLA P.J. & LEYLAND G.G., 1984.- *Continental shelf fishes of northern and north-western Australia*. CSIRO Division of fisheries research, 375 p.
- SAINT G. & PODAIRE A., 1981.- Simulations radiométriques de SPOT : résultats d'expérimentation sur la végétation et les sols. *Coll. int. "Signatures spectrales d'objets en télédétection"*, Avignon (France) : 73-83.
- SALE P.F., 1980.- The ecology of fishes of coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 18 : 367-421.
- SALINI J.P., BLABER S.J.M. & BREWER D.T., 1990.- Diets of piscivorous fishes in a tropical australian estuary, with special reference to predation on penaeid prawns. *Mar. Biol.*, 105 : 363-374.
- SALVAT B., 1964.- Prospections faunistiques en Nouvelle-Calédonie dans le cadre de la mission d'études des récifs coralliens. *Cah. Pac.*, 6 : 77-119.
- SANO M., SHIMIZU M. & NOSE Y., 1984.- Food habits of the teleostean reef fishes in Okinawa Island, southern Japan. *Univ. Mus. Univ. Tokyo Bull.*, 25, 128 p.
- SASEKUMAR A., ONG T.L. & THONG K.L., 1984.- Predation of mangrove fauna by marine fishes. In SOEPADMO E., RAO A.N. & MACINTOSH D.J. (Eds.), *Proc. Asian Symp. Mangr. Env. Res. Manag., Kuala Lumpur, 25-29 august 1980* : 378-384.

- SAS INSTITUTE INC., 1988.-** *SAS/STAT user's guide, release 6.03 edition*. SAS Institute Inc. : Cary (USA), 1 028 p.
- SASTRAKUSUMAH S., 1971.-** A study of the food of juvenile migratory pink shrimp, *Penaeus duorarum*, Burkenroad. *Univ. of Miami Sci. Grant Tech. Bull.* : 9 p.
- SCHMIDT T.W., 1989.-** Food habits, length-weight relationship and condition factor of young great barracuda, *Sphyræna barracuda* (Walbaum), from Florida Bay, Everglades national park, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 44 (1) : 163-170.
- SEMENIUK V., 1980.-** Mangrove zonation along an eroding coastline in King Sound, north-western Australia. *J. Ecol.*, 68 : 789-812.
- SEMENIUK V., 1983.-** Mangrove distribution in north-western Australia in relationship to regional and local freshwater seepage. *Vegetatio*, 53 : 11-31.
- SEOW R.C.W. & BROOM M.J., 1984.-** The effect of organic pollutants on the distribution, community structure and abundance of the pelagic ichthyofauna in a Malaysian mangrove inlet. In SOEPADMO E., RAO A.N. & MACINTOSH D.J. (Eds.), *Proc. Asian Symp. Mangr. Env. Res. Manag.*, Kuala Lumpur, 25-29 august 1980 : 605-617.
- SHANNON C.E. & WEAVER W., 1949.-** *The mathematical theory of communication*. Urbana Illinois Press (USA), 117 p.
- SHENKER M. & DEAN J.M., 1979.-** The utilization of an intertidal salt marsh creek by larval and juvenile fishes : abundance, diversity and temporal variation. *Estuaries*, 2 (3) : 154-163.
- SHIRAI S., 1986.-** *Ecological encyclopedia of the marine animals of the Indo-Pacific. Volume 1 Vertebrata (Mammals. Reptiles. Fishes)*. Shin Nippon Kyoiku Tosho : Tokyo (Japan), 352 p.
- SHUBNIKOV D.A., 1977.-** A coastal-estuarine community of fishes of the north Indian Ocean and the ecological relationships of its components. *J. Ichthyol.*, 17 (5) : 693-709.
- SHULMAN M.J. & OGDEN J.C., 1987.-** What controls tropical reef fish populations : recruitment or benthic mortality ? An example in the Caribbean reef fish, *Haemulon flavolineatum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 39 : 233-242.
- SIEGEL S. & CASTELLAN N.J.Jr., 1988.-** *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. Mc Graw-Hill : New York (USA), 399 p.
- SIERRA L.M., CLARO R., GARCIA-ARTEAGA J.P. & VALDES-MUNOZ E, 1990.-** Estructura trófica de las comunidades de peces que habitan en diferentes biotopos del Golfo de Batabano. Chapitre 4 in, *Asociaciones de peces en el Golfo de Batabano*. Editorial Academia : La Habana (Cuba) : 83-95.
- SMITH J.L.B., 1958.-** The fishes of the family Eleotridae in the western Indian Ocean. Bulletin 11 in SMITH M.M. (Ed.), *Ichthyological bulletins 1 - 20 of J.L.B. Smith 1956 - 1961*. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology : Grahamstown (Afrique du Sud) : 137-163 + 3 pl. h.t.
- SMITH J.L.B., 1959a.-** Gobioid fish of the families Gobiidae, Periophthalmidae, Trypauchenidae, Taenioidae and Krameridae of the western Indian Ocean. Bulletin 13 in SMITH M.M. (Ed.), *Ichthyological bulletins 1 - 20 of J.L.B. Smith 1956 - 1961*. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology : Grahamstown (Afrique du Sud) : 185-225 + 5 pl. h.t.
- SMITH J.L.B., 1959b.-** Fishes of the families Blenniidae and Salariaeidae of the western Indian Ocean. Bulletin 14 in SMITH M.M. (Ed.), *Ichthyological bulletins 1 - 20 of J.L.B. Smith 1956 - 1961*. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology : Grahamstown (Afrique du Sud) : 229-252 + 5 pl. h.t.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- SMITH J.L.B., 1960.- Fishes of the family Gobiidae in South Africa. Bulletin 18 in SMITH M.M. (Ed.), *Ichthyological bulletins 1 - 20 of J.L.B. Smith 1956 - 1961*. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology : Grahamstown (Afrique du Sud) : 299-314.
- SMITH J.L.B., 1961.- Fishes of the family Apogonidae of the western Indian Ocean and the Red Sea. Bulletin 22 in SMITH M.M. (Ed.), *Ichthyological bulletins 21 - 32 of J.L.B. Smith 1961 - 1966*. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology : Grahamstown (Afrique du Sud) : 373-417 + 7 pl. h.t.
- SMITH M.M. & HEEMSTRA P.G., 1986.- *Smith's sea fishes*. Springer-Verlag : Berlin (Allemagne), 1 047 p.
- SMITH-VANIZ W.F., 1976.- The saber toothed blennies, tribe Nemophini (Pisces : Blenniidae). *Monograph of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 19, 196 p. multigr.
- SMITH-VANIZ W.F. & SPRINGER V.G., 1971.- Synopsis of the tribe Salarini, with description of five new genera and three new species (Pisces : Blenniidae). *Smithsonian Contr. Zool.*, 73, 72 p.
- SOEGARTIO A., 1980.- *Status report on research and monitoring of the impact of pollution on mangrove ecosystem and its productivity in Indonesia*. Article présenté au "SCSP-FAO/UNEP expert consultation meeting on Impact of pollution on mangrove ecosystem and its productivity in south-east Asia". Manilla, 4-8 February 1980, 68 p.
- SOKAL R.R. & ROHLF F.J., 1981.- *Biometry*. Freeman : New York (USA), 2^{ème} édition, 859 p.
- SORDEN C.T., 1982.- *Trophic relationships of goatfishes (family Mullidae) in the Northwestern Hawaiian islands*. Master of Science Thesis : University of Hawaii (USA), 86 p.
- SPRINGER V.G., 1967.- Revision of the circumtropical shorefish genus *Entomacrodus* (Blenniidae : Salariae). *Proc. U.S. nat. Mus.*, 122 (3582), 150 p. + 30 pl. h.t.
- SPRINGER V.G., 1971.- Revision of the fish genus *Ecsenius* (Blenniidae : Blenniinae : Salariae). *Smithsonian Contr. Zool.*, 72, 74 p.
- SPRINGER V.G., 1988.- The indo-pacific blennioid fish genus *Ecsenius*. *Smithsonian Contr. Zool.*, 465, 134 p. + 14 pl. h.t.
- STAPLES D.J., VANCE D.J. & HEALES D.S., 1985.- Habitat requirements of juvenile penaeid prawns and their relationship to offshore fisheries. In ROTHLISBERG P.C., HILL B.J. & STAPLES D.J. (Eds.), *Second Austr. Prawn Sem.*, NPS 2 : 47-54.
- STEEN R.C., 1977.- *Falter- und kaiserfische*. Mergus Verlag : Melle (Allemagne), 144 p.
- STEHLI F.G. & WELLS J.W., 1971.- Diversity and age patterns in hermatypic corals. *Syst. Zool.*, 20 : 115-126.
- STEPHENSON R.L., TANN F.C. & MANN K.H., 1984.- Stable carbon isotope variability in marine macrophytes and its implications for food web studies. *Mar. Biol.*, 81 : 223-230.
- STEVENS J.D. & LYLE J.M., 1989.- Biology of three hammerhead sharks (*Eusphyra blochii*, *Sphyrna mokarran* and *S. lewini*) from northern Australia. *Austr. J. Mar. Freshwater Res.*, 40 : 129-146.
- STONER A.W., 1986.- Community structure of the demersal fish species of Laguna Joyuda, Puerto Rico. *Estuaries*, 9 (2) : 142-152.
- STONER A.W. & ZIMMERMAN R.J., 1988.- Food pathways associated with penaeid shrimps in a mangrove-fringed estuary. *Fish. Bull.*, 86 (3) : 543-551.

- SUDEKUM A.E., 1984.- *Growth, feeding and reproduction of Caranx ignobilis and Caranx melampygus from the northwestern Hawaiian Islands*. Master of Science Thesis : University of Hawaii (USA), 54 p.
- SUBRAHMANYAM C.B. & DRAKE S.H., 1975.- Studies on the animal communities in two North Florida salt marshes. Part I. Fish communities. *Bull. Mar. Sci.*, 25 (4) : 445-465.
- SUBRAHMANYAM C.B. & COULTAS C.L., 1980.- Studies on the animal communities in two North Florida salt marshes. Part III. Seasonal fluctuations of fish and macroinvertebrates. *Bull. Mar. Sci.*, 30 (4) : 790-818.
- SUNTAROTOK V., RACHITPRINYA C. & TONGMEE S., 1976.- Collection of milk fish fry (*Chanos chanos*) on the sea-shore of Prachnab Khirikhan province of Thailand. *Proc. First Nat. Thai Sem. Mangr. Ecol.*, Phuket : 665-678.
- TALWAR P.K., 1962.- Studies on the food and feeding relationships of the halfbeak fishes (Hemirhamphidae) from the Gulf of Mannar and Palk Bay. *Ind. J. Fish.*, 9 (1) : 1-9.
- TESTAUD J.L. & CONAND F., 1983.- Estimations des surfaces des différentes zones des lagons de Nouvelle-Calédonie. *Document ORSTOM/Nouméa*, 5 p. + 4 cartes.
- THAM A.K., 1950.- The food and feeding relationships of the fishes of Singapore Straits. *Colonial Office Fish. Publ. London*, 1 (1), 35 p.
- THAYER G.W., COLBY D.R. & HETTLER W.F.Jr., 1987.- Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35 : 25-38.
- THOLLOT P., 1987.- *Importance de la mangrove pour l'ichtyofaune du lagon de Nouvelle-Calédonie*. DEA de l'Université d'Aix-Marseille II (France), 43 p.
- THOLLOT P., 1988.- The importance of mangroves to the ichthyofauna of the new caledonian lagoon. *Workshop on Inshore Fishery Resources, Nouméa, 14-25 March 1988*, BP 22, 15 p.
- THOLLOT P., 1989.- Les poissons de mangrove de Nouvelle-Calédonie : caractérisation du peuplement et relations avec les autres communautés ichtyologiques du lagon. Résultats préliminaires : mangrove de Déama (avril-mai 1987). *Rapp. sci. tech., Sci. Mer, Biol. mar., ORSTOM Nouméa*, 52, 58 p. multigr.
- THOLLOT P., 1992.- Contribution des données satellitaires à la connaissance des ressources halieutiques côtières : les poissons de mangrove du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. In BOUR W. & LOUBERSAC L. (Eds.), "*Pix'iles 90*" *Télédétection et milieux insulaires du Pacifique : approches intégrées, 19-24 novembre 1990, Nouméa - Papeete* : 234-244.
- THOLLOT P. & KULBICKI M., 1988.- Species overlap between the fish fauna inventories of coral reefs, soft bottoms and mangroves of Saint-Vincent bay (New Caledonia). In CHIOAT J.H. et al. (Eds.), *Proc. 6th int. Coral Reefs Symp.*, August, 8-12, 1988, Townsville, Australia, 2 : 613-618.
- THOLLOT P., KULBICKI M. & WANTIEZ L., 1991.- Temporal patterns of fish populations in three habitats of the Saint Vincent bay area (New Caledonia) : coral reefs, soft bottoms and mangroves. In RICARD M. (Ed.), *Proc. int. Soc. Reef Stud. Cong., Noumea 1990* : 127-136.
- THOLLOT P., ALBERT F. & MEAILLE R., 1992.- Cartographie thématique des mangroves du littoral sud-ouest du Nouvelle-Calédonie. In BOUR W. & LOUBERSAC L. (Eds.), "*Pix'iles 90*" *Télédétection et milieux insulaires du Pacifique : approches intégrées, 19-24 novembre 1990, Nouméa - Papeete* : 217-231 + 2 pl. h.t.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- THOMASSIN B.A., 1978.- *Les peuplements des sédiments coralliens de la région de Tuléar (S.W. de Madagascar) et leur insertion dans le contexte côtier indo-pacifique*. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille II (France), 494 p. + annexes.
- THOMASSIN B.A., 1981.- Etude de l'impact du projet "NORCAL" sur l'environnement marin de Nouvelle-Calédonie. Phase II-A : étude préliminaire. III - Océanographie : benthos. *BRGM GGIMP 1604*, 108 p.
- THOMSON J.M., 1959.- Some aspects of the ecology of Lake Macquarie, N.S.W., with regard to an alleged depletion of fish. IX. The fishes and their food. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 10 (3) : 365-374.
- THONG K.L. & SASEKUMAR A., 1984.- The trophic relationships of the fish community of the Angsa bank, Selangor, Malaysia. In SOEPADMO E., RAO A.N. & MACINTOSH D.J. (Eds.), *Proc. Asian Symp. Mangr. Env. Res. Manag., Kuala Lumpur, 25-29 august 1980* : 385-399.
- TIEWS K., DIVINO P., RONQUILLO I.A. & MARQUEZ J., 1973.- On the food and feeding habits of eight species of *Leiognathus* found in Manila Bay and San Miguel Bay. *Philipp. J. Fish.*, 11 (1-2) : 62-72.
- TOMLINSON P.B., 1986.- *The botany of mangroves*. The press syndicate of the University of Cambridge : Cambridge (Angleterre), 413 p.
- TOOR H.S., 1964.- Biology and fishery of the pig-face bream, *Lethrinus lentjan* Lacépède. I. Food and feeding habits. *Ind. J. Fish.*, 11 (2) : 559-580.
- TRESCASES J.J., 1969.- Premières observations sur l'altération des péridotites en Nouvelle-Calédonie. Pédologie, Géochimie, Géomorphologie. *Cah. ORSTOM, Sér. Géol.*, 1 (1) : 27-57.
- TSUDA R.T., TOBIAS W.J., BRYAN P.G., FITZGERALD W.J., KAMI H.T.Jr. & IKEHARA I.I., 1976.- Studies on the genus *Siganus* (rabbitfishes) in Guam waters. *Univ. Guam Mar. Lab. tech. Rep.*, 29, 93 p.
- TURNER R.E., 1977.- Intertidal vegetation and commercial yields of penaeid shrimps. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 106 (5) : 411-416.
- UCHIDA R.N. & UCHIYAMA J.H., 1986.- Fishery atlas of the northwestern Hawaiian Islands. *NOAA tech. Rep. NMFS*, 38, 142 p.
- VALDEZ-MUNOZ E., 1981.- Estructura y diversidad de la ictiofauna de los manglares de Punta del Este, Isla de la Juventud. *Ciencias biológicas*, 6 : 111-124.
- VENKATARAM G., 1960.- Studies of the food and feeding relationships of the inshore fishes off Calicut on the Malabar coast. *Ind. J. Fish.*, 7 (2) : 275-306.
- VIROT R., 1956.- La végétation canaque (Thèse). *Mém. Mus. nat. Hist. Nat.*, 7, 400 p. + 24 pl.
- VIVIEN M.L., 1973.- Contribution à la connaissance de l'éthologie alimentaire de l'ichtyofaune du platier interne des récifs coralliens de Tuléar (Madagascar), *Tethys*, suppl. 5 : 221-308.
- VIVIEN M.L., 1975.- Place of Apogonid fish in the food webs of a Malagasy coral reef. *Microsenica*, 11 (2) : 185-198.
- WALKER M.H., 1975.- *Aspects of the biology of emperor fishes, family Lethrinidae, in north Queensland Barrier Reef waters*. Ph. D. Thesis : James Cook University of north Queensland (Australie), 242 p.

- WALLACE J.H., 1975a.- The estuarine fishes of the east coast of South Africa. I. Species composition and length distribution in the estuarine and marine environments. *Invest. Rep. oceanogr. Res. Inst., Durban, South Africa*, 40 : 2-27 + 7 tab. et 18 fig. h.t.
- WALLACE J.H., 1975b.- The estuarine fishes of the east coast of South Africa. II. Seasonal abundance and fluctuations. *Invest. Rep. oceanogr. Res. Inst., Durban, South Africa*, 40 : 27-38 + 7 tab. et 18 fig. h.t.
- WALLACE J.H., 1975c.- The estuarine fishes of the east coast of South Africa. III. Reproduction. *Invest. Rep. oceanogr. Res. Inst., Durban, South Africa*, 41 : 21 p. + 5 tab. et 20 fig. h.t.
- WALLACE J.H. & VAN DER ELST R.P., 1975.- The estuarine fishes of the east coast of South Africa. IV. Occurrence of juveniles in estuaries. *Invest. Rep. oceanogr. Res. Inst., Durban, South Africa*, 42 : 2-18 + 9 tab. et 26 fig. h.t.
- WANTIEZ L., 1990.- *Contrat d'étude des poissons des fonds meubles du lagon de Nouvelle-Calédonie*. Rapport final ORSTOM/Province Sud du Territoire de la Nouvelle-Calédonie, 98 p. multigr.
- WANTIEZ L. & KULBICKI M., 1991.- Les pêches exploratoires au chalut en baie de Saint-Vincent (Décembre 1984 / Août 1986). *Rapp. sci. tech., Sci. Mer, Biol. mar., ORSTOM Nouméa*, 60, 73 p. multigr.
- WARBURTON K., 1978.- Community structure, abundance and diversity of fish in a mexican coastal lagoon system. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 7 : 497-519.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1911.- *The fishes of the indo-australian archipelago. I. Index of the ichthyological papers of P. Bleeker*. Brill : Leyden (Hollande), 410 p.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1913.- *The fishes of the indo-australian archipelago. II. Malacopterygii, Myctophoidea, Ostariophysii : I Sturioidea*. Brill : Leyden (Hollande), 404 p.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1916.- *The fishes of the indo-australian archipelago. III. Ostariophysii : II Cyprinoidea, Apodes, Synbranchi*. Brill : Leyden (Hollande), 455 p.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1922.- *The fishes of the indo-australian archipelago. VI. Heteromi, Solenichthyes, Synentognathi, Percosoces, Labyrinthici, Microcyprini*. Brill : Leyden (Hollande), 410 p.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1929.- *The fishes of the indo-australian archipelago. V. Anacanthini, Allotriognathi, Heterosomata, Berycomorphi, Percomorphi - Families : Kuhliidae, Apogonidae, Plestiopidae, Pseudoplesiopidae, Priacanthidae, Centropomidae*. Brill : Leyden (Hollande), 455 p.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1931.- *The fishes of the indo-australian archipelago. VI. Perciformes (continued) Families : Serranidae, Theraponidae, Sillaginidae, Emmelichthyidae, Bathyclupeidae, Coryphaenidae, Carangidae, Rachycentridae, Pomatomidae, Lactariidae, Menidae, Leiognathidae, Mullidae*. Brill : Leyden (Hollande), 448 p.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1936.- *The fishes of the indo-australian archipelago. VII. Perciformes (continued) Families : Chaetodontidae, Toxotidae, Monodactylidae, Pempheridae, Kyphosidae, Lutjanidae, Lobotidae, Sparidae, Nandidae, Sciaenidae, Malacanthidae, Cepolidae*. Brill : Leyden (Hollande), 607 p.
- WEBER M. & DE BEAUFORT L.F., 1940.- *The fishes of the indo-australian archipelago. VIII. Percomorphi (continued) Cirrhitidae, Labriformes, Pomacentriformes*. Brill : Leyden (Hollande), 508 p.
- WEIDERT P., 1971.- Sédimentologie et hydrodynamique d'une coupe de la partie médiane du grand récif de Tuléar (SW Madagascar). *Thétys*, suppl. 1 : 237-280.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- WEINSTEIN M.P., WEISS S.L. & WALTERS M.F., 1980.- Multiple determinants of community structure in shallow marsh habitats, Cape Fear river estuary, North Carolina, USA. *Mar. Biol.*, 53 : 227-243.
- WEISS R.F., 1970.- The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and sea water. *Deep Sea Res.*, 17 : 721-735.
- WENG H.T., 1983.- Identification, habitat and seasonal occurrence of juvenile whiting (Sillaginidae) in Moreton bay, Queensland. *J. Fish Biol.*, 23 (2) : 195 -200.
- WHITEHEAD P.J.P., 1985.- FAO species catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 1. Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. *FAO Fish. Synop.*, 125 (7), 303 p.
- WHITFIELD A.K., 1980.- A quantitative study of the trophic relationships within the fish community of the Mhlanga estuary, South Africa. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 10 : 417-435.
- WHITFIELD A.K., 1983.- Factors influencing the utilization of southern african estuaries. *S. Afr. J. Sci.*, 79 : 362-365.
- WHITFIELD A.K., BLABER S.J.M. & CYRUS D.P., 1981.- Salinity ranges of some southern african fish species occurring in estuaries. *S. Afr. J. Zool.*, 16 (3) : 151-155.
- WIEBE W.J., 1987.- Nutrient pools and dynamics in tropical, marine, coastal environments, with special reference to the Caribbean and Indo-west Pacific regions. *UNESCO Rep. Mar. Sci.*, 46 : 19-42.
- WIJEYARATNE M.J.S. & COSTA H.H., 1986.- On the biology of an estuarine population of grey mullet, *Mugil cephalus* L., in Negombo lagoon, Sri Lanka. *Cybium*, 10 (4) : 351-363.
- WILLIAMS D.McB. & HATCHER A.I., 1983.- Structure of fish communities on outer slopes of inshore, mid-shelf and outer shelf reefs of the Great Barrier Reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 10 : 239-250.
- WILLIAMS J.T., 1988.- Revision and phylogenetic relationships of the blenniid fish genus *Cirripectes*, *Indo-Pac. Fishes*, 17, 78 p.
- WOLANSKI E., JONES M. & BUNT J.S., 1980.- Hydrodynamics of a tidal creek-mangrove swamp system. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 31 : 431-450.
- WRIGHT J.M., 1986.- The ecology of fish occurring in shallow water creeks of a nigerian mangrove swamp. *J. Fish. Biol.*, 29 : 431-441.
- WRIGHT J.M., 1988.- Recruitment patterns and trophic relationships of fish in Sulaibikhat Bay, Kuwait. *J. Fish. Biol.*, 33 : 671-687.
- WRIGHT A., DALZELL P.J. & RICHARDS H., 1986.- Some aspects of the biology of the red bass *Lutjanus bohar* (Forsskal) from the Tigak Islands, Papua New Guinea. *J. Fish. Biol.*, 28 : 533-544.
- YANEZ-ARANCIBIA A., 1978.- Patrones ecologicos y variacion ciclica de la estructura trofica de las comunidades nectonicas en lagunas costeras del Pacifico de Mexico. *An. Centro Cienc. Mar Limnol. Univ. Nat. Auton. Mexico*, 5 (1) : 287-306.
- YANEZ-ARANCIBIA A., 1981.- The occurrence, diversity, and abundance of fishes in two tropical coastal lagoons with ephemeral inlets on the pacific coast of Mexico. *UNESCO techn. Papers Mar. Sci.*, 33 : 233-259.

- YANEZ-ARANCIBIA A., AMEZCUA-LINARES F. & DAY J.W.Jr., 1980.-** Fish community structure and function in Terminos lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. *In* KENNEDY V.S. (Ed.), *Estuarine perspectives*. Academic Press : New York (USA) : 465-485.
- ZIEMAN J.C., MACK S.A. & MILLS A.L., 1984.-** Role of seagrasses and mangroves in estuarine food webs : temporal and spatial changes in stable isotope composition and amino-acid content during decomposition. *Bull. Mar. Sci.*, 35 : 380-392.

BIOGEOGRAPHIE DES POISSONS DE MANGROVE DE L'INDO-PACIFIQUE

L'ordre taxonomique utilisé par les auteurs étant généralement différent, les familles recensées sont présentées en suivant un ordre alphabétique.

Seules les espèces identifiées jusqu'au niveau spécifique sont mentionnées.

Les espèces de taxonomie douteuse (suivies d'un point d'interrogation ?) figurent dans cette liste mais n'ont pas été intégrées à l'étude biogéographique (cf. Chapitre III).

Les sites ont été codés selon l'ordre utilisé dans les tableaux 13, 15 et 16 :

- | | |
|---|--|
| 1 : Singapour (CHUA, 1973); | 7 : SE Australie (BELL <i>et al.</i> , 1984); |
| 2 : Afrique du Sud (WALLACE, 1975a); | 8 : Fidji (LAL <i>et al.</i> , 1984); |
| 3 : NE Australie (BLABER, 1980); | 9 : Vanuatu (DAVID, 1985); |
| 4 : Afrique du Sud (BRANCH & GRINDLEY, 1979); | 10 : NW Australie (BLABER <i>et al.</i> , 1985; BLABER, 1986); |
| 5a : Philippines (GOMEZ, 1980); | 11 : Philippines (PINTO, 1987); |
| 5b : Singapour (GOMEZ, 1980); | 12 : Kenya (LITTLE <i>et al.</i> , 1988); |
| 5c : Malaisie (GOMEZ, 1980); | 13 : Nouvelle-Calédonie (THOLLOT, présente étude). |
| 6 : Papouasie Nouvelle-Guinée (COLLETTE, 1983); | |

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Acanthuridae		Ariidae	
<i>Acanthurus blochii</i>	13	<i>Arius dispar</i> ?	5a
<i>Acanthurus dussumieri</i>	11 13	<i>Arius gagorides</i>	5c
<i>Acanthurus mata</i>	2 13	<i>Arius graeffei</i>	10
<i>Acanthurus triostegus</i>	2	<i>Arius leiotocephalus</i>	5a
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	2 6 8 9 13	<i>Arius macronotacanthus</i>	5c
<i>Naso unicornis</i>	13	<i>Arius maculatus</i>	5b
<i>Zanclus cornutus</i>	2	<i>Arius manillensis</i> ?	5a
Albulidae		<i>Arius mustersi</i>	10
<i>Albula vulpes</i>	2 5a 9 12	<i>Arius polystaphylodon</i>	5c
Anguillidae		<i>Arius proximus</i>	10
<i>Anguilla australis</i>	7	<i>Arius sagor</i>	5b
<i>Anguilla mossambica</i>	2 13	<i>Arius thalassinus</i>	5c
<i>Anguilla reinhardtii</i>	7	<i>Arius venosus</i>	5a 5c
Antennariidae		<i>Osteogeneiosus militaris</i>	5c
<i>Antennarius commersoni</i>	5c 13	Atherinidae	
<i>Antennarius dorehensis</i>	6	<i>Allanetta mugiloides</i> ?	10
<i>Antennarius hispidus</i>	11	<i>Atherina breviceps</i>	2 4
<i>Antennarius maculatus</i>	13	<i>Atherina valenciennesi</i>	1
<i>Antennarius nanmifer</i>	9	<i>Atherinomorus duodecimalis</i>	1 12
<i>Antennarius striatus</i>	2	<i>Atherinomorus eulrachtensis</i>	6 10 11 13
<i>Histrio histrio</i>	12	<i>Atherinomorus lacunosus</i>	2 5a 12 13
Aplocheilidae		<i>Atherinomorus ogilbyi</i>	7
<i>Panchax panchax</i>	1 5c	<i>Atherion elymus</i>	9
Apogonidae		<i>Craterocephalus capreoli</i>	10
<i>Apogon amboinensis</i>	5a 5c 6 9	<i>Craterocephalus pauciradiatus</i>	10
<i>Apogon ceramensis</i>	6 9	<i>Hypoatherina barnesi</i>	2
<i>Apogon compressus</i>	5a	<i>Hypoatherina ovalaua</i>	6
<i>Apogon diversus</i> ?	5a	<i>Hypoatherina temmincki</i>	5a
<i>Apogon elliotti</i>	1 11	<i>Stenatherina panatela</i>	13
<i>Apogon exostigma</i>	9	Balistidae	
<i>Apogon fraenatus</i>	2 5a 9	<i>Abalistes stellaris</i>	6
<i>Apogon fragilis</i>	13	<i>Aluterus monoceros</i>	2
<i>Apogon gilberti</i>	13	<i>Aluterus scriptus</i>	2
<i>Apogon guamensis</i>	13	<i>Cantherines pardalis</i>	2
<i>Apogon hyalosoma</i>	5a 5c 6 11 13	<i>Meuschenia freycineti</i>	7
<i>Apogon lateralis</i>	5a 11 13	<i>Monacanthus chinensis</i>	1 5c 6 11
<i>Apogon leptacanthus</i>	6 13	Balistidae	
<i>Apogon melanopus</i>	5a	<i>Rhinecanthus aculeatus</i>	2
<i>Apogon melas</i>	13	Batrachoididae	
<i>Apogon ruppellii</i>	6	<i>Halophyrne diemensis</i>	6
<i>Apogon sangiensis</i>	5c 6	Belonidae	
<i>Apogon thermalis</i>	1	<i>Strongylura incisa</i>	9 13
<i>Apogon timorensis</i>	6	<i>Strongylura leiura</i>	1 2 13
<i>Apogonichthys buruensis</i>	5a 6	<i>Strongylura strongylura</i>	5b 5c 6 10 11
<i>Apogonichthys perdix</i>	13	<i>Strongylura urvillii</i>	6 13
<i>Archamia lineolata</i>	1	<i>Tylosurus crocodilus</i>	2 3 5c 10 11 12 13
<i>Cheilodipterus quinquelineatus</i>	9 13	Bleniidae	
<i>Foa brachygramma</i>	13	<i>Antennablennius bifilum</i>	2
<i>Fowleria abocellata</i>	13	<i>Blemius cristatus</i>	2
<i>Fowleria aurita</i>	6 11	<i>Istiblennius edentulus</i>	2 13
<i>Fowleria marmorata</i>	6	<i>Meiacanthus anema</i>	6
<i>Fowleria variegata</i>	13	<i>Omobranchus anolius</i> ?	7
<i>Pseudamia gelatinosa</i>	11	<i>Omobranchus banditus</i>	2
<i>Pseudamia polystigma</i>	6	<i>Omobranchus elongatus</i>	6
<i>Sphaeramia orbicularis</i>	6 9 13	<i>Omobranchus ferox</i>	6
Ariidae		<i>Omox biporos</i>	6 13
<i>Arius argyropleuron</i>	10	<i>Omox lupus</i> ?	6
<i>Arius crossocheilus</i>	5a	<i>Parablennius pilicornis</i>	2

ANNEXE I

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Blenniidae		Centriscidae	
<i>Petroscirtes mitratus</i>	13	<i>Aeoliscus punctulatus</i>	12
<i>Petroscirtes thepassi</i>	6	<i>Aeoliscus strigatus</i>	11
<i>Petroscirtes variabilis</i>	11	Centropomidae	
<i>Salarias spaldingi</i> ?	6	<i>Ambassis buruensis</i>	5a 6
Bothidae		<i>Ambassis commersoni</i>	2 4 5a 5c 6
<i>Bothus myriaster</i>	2 12	<i>Ambassis gymnocephalus</i>	1 2 5a 5b 5c 6 10 11
<i>Bothus pantherinus</i>	2 4 6 9 12 13	<i>Ambassis interruptus</i>	5a 5c 6 13
<i>Pseudorhombus arsius</i>	2 5c 7 10 11	<i>Ambassis kopsi</i>	1 5a 5c 11
<i>Pseudorhombus elevatus</i>	10 12	<i>Ambassis marianus</i>	7
<i>Pseudorhombus javanicus</i>	11	<i>Ambassis miojps</i>	5a 11 13
<i>Pseudorhombus jenynsii</i>	3 6 7	<i>Ambassis naha</i>	3 5a 5c 6
<i>Pseudorhombus quinqueocellatus</i>	10	<i>Ambassis natalensis</i>	2 4
Callionymidae		<i>Ambassis productus</i>	2
<i>Callionymus marleyi</i>	11	<i>Ambassis urotaenia</i>	5a 5b 5c
<i>Draculo maugei</i>	12	<i>Lates calcarifer</i>	3 5c 6
Carangidae		<i>Psammoperca waigiensis</i>	10
<i>Absalom (Pantolabus) radiatus</i> ?	10	<i>Velambassis jacksoniensis</i> ?	7
<i>Alectis ciliaris</i>	2 11 12	Chaetodontidae	
<i>Alectis indicus</i>	2 5c	<i>Chaetodon auriga</i>	2 8 9 13
<i>Alepes djedaba</i>	2	<i>Chaetodon ephippium</i>	9
<i>Alepes vari</i>	13	<i>Chaetodon kleinii</i>	2
<i>Atule mate</i>	1 2	<i>Chaetodon lunula</i>	2 4
<i>Carangoides armatus</i>	2	<i>Chaetodon mertensii</i>	2
<i>Carangoides caeruleopinnatus</i>	5a	<i>Chaetodon plebeius</i>	9
<i>Carangoides chrysophrys</i>	2	<i>Chaetodon vagabundus</i>	2 8 9
<i>Carangoides dinema</i>	2	<i>Heniochus acuminatus</i>	2 13
<i>Carangoides ferdau</i>	2	<i>Micranthus strigatus</i>	7
<i>Carangoides fulvoguttatus</i>	2	<i>Parachaetodon ocellatus</i>	5c
<i>Carangoides heilandensis</i>	10	Chanidae	
<i>Carangoides malabaricus</i>	5a	<i>Chanos chanos</i>	2 3 5a 9 10 11 13
<i>Carangoides oblongus</i>	9	Chirocentridae	
<i>Caranx deani</i> ?	5a	<i>Chirocentrus dorab</i>	1 5a 5c 9 10 13
<i>Caranx ignobilis</i>	2 3 5a 10 11 12 13	Cichlidae	
<i>Caranx lugubris</i>	13	<i>Oreochromis mossambica</i>	1 5c 13
<i>Caranx melampygus</i>	2 6 9 13	Cirrhitidae	
<i>Caranx papuensis</i>	5a 9 11 13	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	2
<i>Caranx sexfasciatus</i>	2 3 5a 6 9 10 11 13	Citharidae	
<i>Gnathanodon speciosus</i>	9 10 13	<i>Citharoides macrolepis</i>	12
<i>Lichia amia</i>	2 4	Clupeidae	
<i>Megalapsis cordyla</i>	2	<i>Amblygaster sirm</i>	13
<i>Parastromateus niger</i>	2	<i>Anodontostoma chacunda</i>	1 5a 5b 13
<i>Pseudocaranx dentex</i>	2	<i>Anodontostoma selangkat</i>	6
<i>Scomberoides commersonianus</i>	2 10	<i>Clupeoides lile</i> ?	1
<i>Scomberoides lysan</i>	2 5a 9 10 12 13	<i>Escuolosa thoracata</i>	3
<i>Scomberoides tala</i>	2 11	<i>Gilchristella aestuarius</i>	2 4
<i>Scomberoides tol</i>	3 9 11 13	<i>Herklotsichthys dispilonotus</i>	1
<i>Selaroides leptolepis</i>	1	<i>Herklotsichthys punctatus</i>	2
<i>Trachinotus bailloni</i>	12	<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	12 13
<i>Trachinotus blochii</i>	2 5a 8 9 10 12	<i>Hilsa kelee</i>	2
Carcharhinidae		<i>Hyperlophus vittatus</i>	3
<i>Carcharhinus cantus</i>	10	<i>Nematolosa come</i>	3 10
<i>Carcharhinus leucas</i>	2 13	<i>Nematolosa nasus</i>	5a
<i>Carcharhinus limbatus</i>	2 10 13	<i>Pellona ditchela</i>	3
<i>Carcharhinus melanopterus</i>	13	<i>Sardinella albella</i>	1
<i>Hemigaleus microstoma</i>	10	<i>Sardinella fijiensis</i>	13
<i>Hemipristis elongatus</i>	10	<i>Sardinella finbriata</i>	1 5c 11
<i>Negaprion acutidens</i>	10 13	<i>Sardinella gibbosa</i>	2
<i>Triaenodon obesus</i>	9	<i>Sardinella melanura</i>	6 10 11

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Clupeidae		Elopidae	
<i>Sauvagella madagascariensis</i>	2	<i>Elops machnata</i>	2 4 5a 10 11 13
<i>Spratelloides delicatulus</i>	6 12 13	Engraulidae	
<i>Spratelloides gracilis</i>	13	<i>Engraulis japonicus</i>	2
<i>Spratellomorpha bianalis</i>	12	<i>Stolephorus carpentariae</i>	3
Congridae		<i>Stolephorus commersonii</i>	2 5a 5b 6 10 12
<i>Alloconger anagoides</i>	9	<i>Stolephorus devisi</i>	3 13
<i>Conger cinereus</i>	13	<i>Stolephorus heterolobus</i>	12 13
<i>Muraenesox bagio</i>	13	<i>Stolephorus indicus</i>	1 5a 5c 6 11 12 13
<i>Muraenesox cinereus</i>	2 9 11	<i>Stolephorus insularis</i>	1 12
<i>Rhynchocymba nystromi ?</i>	9	<i>Stolephorus pseudoheterolobus ?</i>	1
Coracinidae		<i>Stolephorus tri</i>	5a 5c
<i>Coracinus multifasciatus</i>	2	<i>Stolephorus waitei</i>	9 11 12 13
Cynoglossidae		<i>Thriassocles kammalensis ?</i>	5a
<i>Cynoglossus bilineatus</i>	12	<i>Thryssa hamiltonii</i>	3 5a 10
<i>Cynoglossus cynoglossus</i>	11	<i>Thryssa mystax</i>	1 5a 5b
<i>Cynoglossus lachneri</i>	12	<i>Thryssa setirostris</i>	1 2 5a
<i>Cynoglossus lingua</i>	1	<i>Thryssa vitirostris</i>	2
<i>Cynoglossus puncticeps</i>	6	<i>Thryssina backluna</i>	5a 6 13
<i>Paraplagusia bilineata</i>	2 12	Ephippidae	
Cyprinodontidae		<i>Drepane longimanus</i>	5a 9
<i>Aplocheilichthys melastigma</i>	5b	<i>Drepane punctata</i>	2 3 5a 5c 13
Dactylopteridae		<i>Platax botavianus</i>	5c
<i>Dactyloptena orientalis</i>	9 11	<i>Platax orbicularis</i>	5a 8 9 11 13
Dasyatidae		<i>Platax pinnatus</i>	2 4 12
<i>Amphotistius zugei</i>	1	<i>Tripteron orbis</i>	2
<i>Dasyatis benneti</i>	9 13	Fistulariidae	
<i>Dasyatis brevicaudata</i>	2	<i>Fistularia commersonii</i>	2 4 9 12
<i>Dasyatis fluviorum</i>	9	<i>Fistularia petimba</i>	12
<i>Dasyatis kuhlii</i>	5a 9 13	Gerreidae	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	2	<i>Gerres abbreviatus</i>	1 2 3 5c 6 9 10 11
<i>Dasyatis sephen</i>	13	<i>Gerres acinaces</i>	2 4 9 12 13
<i>Dasyatis thetidis</i>	2	<i>Gerres argyreus</i>	6
<i>Gymnura natalensis</i>	2	<i>Gerres filamentosus</i>	3 4 5a 5c 6 9 10 11 12 13
<i>Himantura gerrardi</i>	2	<i>Gerres kupas</i>	5a 6
<i>Himantura uranak</i>	2 5a 10	<i>Gerres lucidus</i>	5b
<i>Taeniura lymna</i>	10	<i>Gerres macracanthus</i>	5a 6
<i>Taeniura melanaspilos</i>	9	<i>Gerres macrosoma</i>	6 8 9 11 13
Dinopercidae		<i>Gerres oblongus</i>	1 2
<i>Dinopercu petersi</i>	2	<i>Gerres ovatus</i>	7 13
Diodontidae		<i>Gerres oyena</i>	2 5a 5c 10 11 12 13
<i>Cylichthys spilostylus</i>	13	<i>Gerres poeti</i>	3 5a
<i>Diodon histrix</i>	13	<i>Gerres subfasciatus ?</i>	10
Echeneidae		<i>Pentaprion longimanus</i>	5a
<i>Echeneis naucrates</i>	2 10	Girellidae	
Eleotrididae		<i>Girella tricuspidata ?</i>	7
<i>Belobranchius belobranchia</i>	5a	Gobiidae	
<i>Bostrichthys sinensis</i>	5a 5c 6 9	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	7
<i>Eleotris fusca</i>	2 4 5a 5c 6 9 13	<i>Acentrogobius caninus</i>	1 5c 11
<i>Eleotris insulindica</i>	5c	<i>Acentrogobius chlorostigmatoides</i>	5c
<i>Eleotris melanosoma</i>	5a 5c	<i>Acentrogobius cyanomos</i>	5c
<i>Eleotris oxycephala</i>	9	<i>Acentrogobius globiceps</i>	5c
<i>Hypseleotris modestus</i>	5c	<i>Acentrogobius hendersoni</i>	1
<i>Odontobutis obscura</i>	5a	<i>Acentrogobius janthinopterus</i>	5c
<i>Ophiocara aporos</i>	3 5a 9	<i>Acentrogobius moloanus (A. bontii)?</i>	10
<i>Ophiocara porocephala</i>	1 5a 5c 6	<i>Acentrogobius reichei</i>	5c 6
<i>Oxyeleotris marmorata</i>	5c	<i>Acentrogobius triangularis</i>	6 10
<i>Oxyeleotris urophthalmus</i>	5c	<i>Acentrogobius viridipunctatus</i>	5b 5c 10
<i>Prionobutis koilomatodon</i>	1 5a 5c 6	<i>Amblygobius albimaculatus</i>	12 13

ANNEXE I

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Gobiidae		Gobiidae	
<i>Amblygobius bynoensis</i>	6	<i>Oxyurichthys microlepis</i>	5c 11
<i>Amblygobius decussatus</i>	6	<i>Oxyurichthys papuensis</i>	5c
<i>Amblygobius linki</i>	6	<i>Oxyurichthys tentacularis</i>	6 11
<i>Amblygobius nocturnus</i>	13	<i>Pandaculus lidwilli</i> ?	7
<i>Anadameleotris palustris</i> ?	5a	<i>Pandaka pygmaea</i>	6
<i>Apocryptodon madurensis</i>	6	<i>Parachaeturichthys polynema</i>	2
<i>Arenigobius bifrenatus</i> ?	7	<i>Parapocryptes serperaster</i> ?	6
<i>Arenigobius frenatus</i> ?	7	<i>Periophthalmodon schlosseri</i>	1 5b 5c
<i>Asterropteryx semipunctatus</i>	13	<i>Periophthalmus chrysospilos</i>	5c
<i>Bathygobius fuscus</i>	2 5c 6	<i>Periophthalmus koelreuteri africanus</i>	2
<i>Bathygobius albopunctatus</i>	13	<i>Periophthalmus malaccensis</i>	5c
<i>Bathygobius krefftii</i> ?	7	<i>Periophthalmus sobrinus</i> ?	4
<i>Boleophthalmus boddarti</i>	5b 5c	<i>Periophthalmus vulgaris</i>	5b 8 9
<i>Brachygobius kabilensis</i> ?	5c	<i>Psammogobius knysnaensis</i> ?	2 4
<i>Brachygobius nunus</i>	5c	<i>Pseudopocryptes lanceolatus</i>	5c
<i>Butis amboinensis</i>	6 13	<i>Pseudogobius olorum</i> ?	7
<i>Butis butis</i>	1 5b 5c 6 10 11	<i>Ptereleotris microlepis</i>	13
<i>Butis melanostigma</i>	5c	<i>Redigobius chryosoma</i>	11
<i>Callogobius hasselti</i>	6	<i>Redigobius macrostomus</i> ?	7
<i>Coryphopterus multifasciatus</i>	4	<i>Rhinogobius suluensis</i> ?	6
<i>Coryphopterus nudiceps</i> ?	2 4	<i>Scartelaos viridis</i> ?	5c
<i>Creisson validus</i> ?	11	<i>Sicyopterus macrostetholepis</i> ?	5c
<i>Cristatogobius lophius</i>	6	<i>Stigmatogobius borneensis</i>	5c
<i>Cryptocentrus kallopterus</i> ?	6	<i>Stigmatogobius dewaali</i>	2
<i>Cryptocentrus lutheri</i>	13	<i>Stigmatogobius durbanensis</i>	2
<i>Cryptocentrus russus</i>	6	<i>Stigmatogobius hoevenii</i>	5c
<i>Ctenogobius acutipennis</i>	2	<i>Stigmatogobius javanicus</i>	5c
<i>Ctenogobius gracilis</i>	1	<i>Stigmatogobius mungi</i>	1
<i>Ctenogobius nebulosus</i>	1 2 3 4 10 11 12	<i>Stigmatogobius pleurostigma</i>	5b
<i>Exyrias puntang</i>	5c 6 11 13	<i>Stigmatogobius poecilosoma</i>	5c
<i>Favonigobius exquisitus</i> ?	7	<i>Stigmatogobius romeri</i>	5c
<i>Favonigobius lateralis</i> ?	7	<i>Stigmatogobius sadanundio</i>	5b 5c
<i>Favonigobius tamarensis</i> ?	7	<i>Taenioides esquivel</i>	2
<i>Glossogobius biocellatus</i>	5c 6 11 13	<i>Taenioides gracilis</i>	6
<i>Glossogobius giuris</i>	2 3 4 5c 6 10 11	<i>Tamanka ubinensis</i> ?	5c
<i>Gnatholepis anjerensis</i>	6	<i>Vaimosa avicennia</i>	5c
<i>Gnatholepis baliurus</i>	11	<i>Vaimosa jurongensis</i>	5c
<i>Gnatholepis cauerensis</i>	2 5c 12	<i>Valenciennesa longipinnis</i>	6 13
<i>Gnatholepis nebulosus</i> ?	11	<i>Waitea mystacina</i>	6
<i>Gobiomorphus australis</i> ?	7	<i>Yongeichthys nebulosus</i>	6 13
<i>Gobioopsis macrostoma</i> ?	6	<i>Zonogobius semidoliatus</i>	6
<i>Gobiopterus brachypterus</i>	11	Haemulidae	
<i>Gobiopterus chuno</i>	5c	<i>Diagramma pictum</i>	12 13
<i>Gobiopterus senivestita</i> ?	7	<i>Plectorhinchus chuetodonoides</i>	9
<i>Gobiopterus variegatus</i>	5c	<i>Plectorhinchus flavomaculatus</i>	10
<i>Gobius koku</i> ?	5b 5c	<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	2 6 8 9 10 13
<i>Istigobius decoratus</i>	13	<i>Plectorhinchus goldmanni</i>	13
<i>Istigobius ornatus</i>	5c 6 13	<i>Plectorhinchus obscurus</i>	13
<i>Istigobius spence</i>	13	<i>Plectorhinchus orientalis</i>	9
<i>Mahidolia duque</i>	13	<i>Plectorhinchus pictus</i>	10
<i>Mars caeruleomaculatus</i>	6	<i>Plectorhinchus plagiodesmus</i>	2 12
<i>Mugilogobius paludis</i> ?	7	<i>Plectorhinchus schotaf</i>	2
<i>Mugilogobius stigmaticus</i> ?	7	<i>Pomadasy s argenteus</i>	2 3 4 5a 5b 10 11 12 13
<i>Oligolepis acutipennis</i>	4 5b 5c	<i>Pomadasy s commersonii</i>	2 3 4 5a 12
<i>Oligolepis moloanus</i> ?	6	<i>Pomadasy s gouraka</i> ?	2
<i>Oplopomus caninoides</i>	13	<i>Pomadasy s maculatum</i>	1 2 5a 5c
<i>Oplopomus oplopomus</i>	13	<i>Pomadasy s multimaculatum</i>	2

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Haemulidae		Leiognathidae	
<i>Pomadasys olivaceum</i>	2	<i>Leiognathus bindus</i>	1 11
Hemiramphidae		<i>Leiognathus blochi</i>	1 11
<i>Arrhamphus scerolepis</i>	3 10	<i>Leiognathus brevirostris</i>	1 5c 11
<i>Dermogenys pusillus</i>	5c	<i>Leiognathus decorus (brevirostris ?)</i>	10
<i>Hemiramphus far</i>	1 2 5a 5c 8 9 12 13	<i>Leiognathus dussumieri</i>	5c
<i>Hemiramphus marginatus</i>	1 5c	<i>Leiognathus elongatus</i>	11
<i>Hemiramphus melanurus</i>	5a	<i>Leiognathus equulus</i>	2 3 4 5b 5c 6 9 10 11 12 13
<i>Hemiramphus robustus</i>	10	<i>Leiognathus fasciatus</i>	3 5c 6 9 12 13
<i>Hemiramphodon pogonognathus</i>	5c	<i>Leiognathus leuciscus</i>	3 13
<i>Hyporhamphus affinis</i>	10	<i>Leiognathus lineolatus</i>	1
<i>Hyporhamphus capensis</i>	2	<i>Leiognathus rivulatus</i>	13
<i>Hyporhamphus delagoae</i>	2	<i>Leiognathus splendens</i>	1 11 13
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>	5a 13	<i>Secutor insidiator</i>	2 3 11
<i>Hyporhamphus neglectus</i>	11	<i>Secutor ruconius</i>	1 2 3 5c 11 13
<i>Hyporhamphus quoyi/regularis ?</i>	5c 10	Lethrinidae	
<i>Hyporhamphus sajori</i>	9	<i>Gymnocranius lethrinoides</i>	13
<i>Zenarchopterus brevirostris ?</i>	5a	<i>Lethrinus atkinsoni</i>	9 13
<i>Zenarchopterus buffonis</i>	3 5c 6 11	<i>Lethrinus genivittatus</i>	5a 9 13
<i>Zenarchopterus dispar</i>	5c 6 9 12 13	<i>Lethrinus haematopterus</i>	9 11
<i>Zenarchopterus dunckeri ?</i>	6 9	<i>Lethrinus harak</i>	8 9 12 13
<i>Zenarchopterus ecutuntio ?</i>	5c	<i>Lethrinus lentjan</i>	12 13
<i>Zenarchopterus gili ?</i>	6 11	<i>Lethrinus nebulosus</i>	1 2 3 5c 13
<i>Zenarchopterus razori</i>	5a 10	<i>Lethrinus obsoletus</i>	9 13
Holocentridae		<i>Lethrinus olivaceus</i>	9 13
<i>Neoniphon argenteus</i>	13	<i>Lethrinus reticulatus ?</i>	8 9
<i>Neoniphon sammara</i>	13	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	13
<i>Sargocentron rubrum</i>	13	<i>Lethrinus variegatus</i>	12
Kuhliidae		Lobotidae	
<i>Kuhlia marginata</i>	6 13	<i>Lobotes surinamensis</i>	2 12
<i>Kuhlia mugil</i>	2 4	Lutjanidae	
<i>Kuhlia munda</i>	9	<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	2 3 4 5a 6 8 9 10 11 13
<i>Kuhlia rupestris</i>	2 4 9 13	<i>Lutjanus biguttatus</i>	11
Kurtidae		<i>Lutjanus bohar</i>	9 13
<i>Kurtus gulliveri</i>	6	<i>Lutjanus ehrenbergi</i>	6 9
Kyphosidae		<i>Lutjanus erythropterus</i>	1
<i>Kyphosus bigibbus</i>	12	<i>Lutjanus fulviflamma</i>	2 3 4 5a 6 8 9 12 13
<i>Kyphosus vaigiensis</i>	9	<i>Lutjanus fulvus</i>	2 4 5a 6 8 9 13
<i>Neoscorpis lithophilus</i>	2	<i>Lutjanus fuscescens</i>	6
Labridae		<i>Lutjanus johnei</i>	5b 11
<i>Cheilio inermis</i>	12	<i>Lutjanus kasmira</i>	11
<i>Choerodon anchorago</i>	9	<i>Lutjanus lunulatus</i>	9
<i>Choerodon cyanodus</i>	10	<i>Lutjanus monostigma</i>	8 9 11
<i>Choerodon schoenleinii</i>	9 10	<i>Lutjanus rivulatus</i>	5a 9
<i>Cymolutes lecluse</i>	12	<i>Lutjanus russelli</i>	2 6 10 11 13
<i>Halichoeres bicolor ?</i>	11	<i>Lutjanus vitta</i>	1 5c
<i>Halichoeres binotopis/marginatus ?</i>	6	Megalopidae	
<i>Halichoeres biocellatus</i>	13	<i>Megalops cyprinoides</i>	2 5a 5c 9 10 11 13
<i>Halichoeres dussumieri</i>	6 11	Melanotaeniidae	
<i>Halichoeres hyrtli ?</i>	5c 11	<i>Pseudomugil signifer</i>	3 7
<i>Halichoeres trimaculatus</i>	13	Microdesmidae	
<i>Hemigymnus melapterus</i>	13	<i>Parioglossus dotui</i>	13
<i>Labroides dimidiatus</i>	2	<i>Parioglossus rainfordi</i>	13
<i>Novaculichthys macrolepidotus</i>	12	Monacanthidae	
<i>Stethojulis strigiventer</i>	13	<i>Scobinichthys granulatus ?</i>	7
<i>Thalassoma lunare</i>	2	<i>Stephanolepis auratus</i>	2
Leiognathidae		Monodactylidae	
<i>Gazza minuta</i>	1 3 5c 6 9 10 11 13	<i>Monodactylus argenteus</i>	2 3 4 5a 6 7 8 9 10 11 13
<i>Leiognathus berbis</i>	1 10 12	<i>Monodactylus falciformis</i>	2

ANNEXE I

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Mugilidae		Nemipteridae	
<i>Cestraeus plicatilis</i>	6	<i>Scolopsis trilineatus</i>	13
<i>Liza alata</i>	2 11	Nomeidae	
<i>Liza argentea</i>	7 11	<i>Psenes whiteleggii</i>	2
<i>Liza dumerili</i>	2 4	Notograptidae	
<i>Liza macrolepis</i>	2 4 5a 5c 9 10 13	<i>Notograpus guttatus</i>	6
<i>Liza melinoptera</i>	5a 5b 13	Ondotapsidae	
<i>Liza ramsayi</i>	11	<i>Eugomphosus taurus</i>	2
<i>Liza richardsoni</i>	2 4	Ophichthidae	
<i>Liza subviridis</i>	1 3 5a 5b 5c 6 9 10 11	<i>Lamnostoma orientalis</i>	6
<i>Liza tade</i>	5a 5c	<i>Leiuranus semicinctus</i>	13
<i>Liza tricuspidens</i>	2	<i>Muraenichthys gymnopterus</i>	6
<i>Liza vaigensis</i>	2 5a 5c 6 8 9 10 13	<i>Muraenichthys laticaulatus</i>	6
<i>Mugil cephalus</i>	2 4 5a 7 8 9 10 12 13	<i>Muraenichthys macropterus</i>	6
<i>Myxus capensis</i>	2 4	<i>Ophichthus cephalozona</i>	6 13
<i>Myxus elongatus</i> ?	7	<i>Ophisurus serpens</i>	2 7
<i>Valamugil buchanani</i>	2 3 4 6 10 13	<i>Pisodonophis boro</i>	2 11
<i>Valamugil cumnesius</i>	2 3 5a 5b 5c 10 11 13	Opisthognathidae	
<i>Valamugil engeli</i>	13	<i>Opisthognathus darwiniensis</i> ?	6
<i>Valamugil seheli</i>	5a 5b 5c 6 8 9 10 13	Oplegnathidae	
Mugiloididae		<i>Oplegnathus conwayi</i>	2
<i>Parapercis cylindrica</i>	13	Orectolobidae	
<i>Parapercis robinsoni</i>	2	<i>Chiloscyllium punctatum</i>	10
Mullidae		Oryziidae	
<i>Mulloidis flavolineatus</i>	6 9 12 13	<i>Oryzias javanicus</i>	5c
<i>Parupeneus barberinus</i>	13	Ostraciidae	
<i>Parupeneus dispilurus</i>	13	<i>Loctoria cornuta</i>	2 12
<i>Parupeneus forsskali</i> ?	12	<i>Ostracion cubicus</i>	2 12
<i>Parupeneus indicus</i>	6 9 12 13	Pegasidae	
<i>Parupeneus macronema</i>	12	<i>Pegasus volitans</i>	11
<i>Parupeneus signatus</i>	13	Phallostethidae	
<i>Upeneus bensasi</i>	12	<i>Ceratostethus bicornis</i>	5c
<i>Upeneus sulphureus</i>	5c 11 12	<i>Neosthenus lankersteri</i> ?	5c
<i>Upeneus sundaicus</i>	11	Platycephalidae	
<i>Upeneus tragula</i>	1 5c 6 9 11 12 13	<i>Cociella crocodila</i>	2 6 12
<i>Upeneus vittatus</i>	2 3 11 13	<i>Cymbicephalus nematophthalmus</i>	6 10
Muraenidae		<i>Papilloculiceps longiceps</i>	2 12
<i>Echidna nebulosa</i>	2	<i>Platycephalus endrachtensis</i>	10
<i>Echidna polyzona</i>	11	<i>Platycephalus fuscus</i> ?	3 7
<i>Echidna rhodochilus</i>	6 11	<i>Platycephalus indicus</i>	1 2 4 5c 6 10 11 12
<i>Gymnothorax albimarginatus</i>	13	<i>Platycephalus scaber</i>	5c
<i>Gymnothorax fimbriatus</i>	13	<i>Sorsogona tentaculata</i>	11
<i>Gymnothorax meleagris</i>	9	<i>Suggrundus isacanthus</i>	11
<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>	13	<i>Suggrundus staigeri</i>	13
<i>Gymnothorax undulatus</i>	13	<i>Thysanophrys punctatus</i> ?	5c
<i>Lycodontis undulatus</i>	2	Plesiopidae	
<i>Myrophis uropterus</i>	13	<i>Calloplesiops altivelis</i>	9
<i>Siderea picta</i>	13	<i>Plesiops coeruleolineatus</i>	9
<i>Thyrsoidea macrura</i>	2 9 13	Plotosidae	
<i>Uropterygius concolor</i>	2	<i>Cnidoglanis macrocephalus</i>	7
Myliobatidae		<i>Cnidoglanis macrocephalus</i>	7
<i>Aetobatus narinari</i>	9	<i>Paraplotosus albilabris</i>	1 6
<i>Myliobatis aquila</i>	2	<i>Plotosus canius</i>	1 5b 5c
<i>Rhinoptera javanica</i>	2	<i>Plotosus lineatus</i>	1 2 5a 5c 8 9 11 12 13
Nemipteridae		Poecillidae	
<i>Pentapodus caninus</i>	6	<i>Poecilia sphenops</i> ?	5b 5c
<i>Scolopsis bilineatus</i>	13	Polynemidae	
<i>Scolopsis dubiosus</i>	6	<i>Eleutheronema tetradactylum</i>	5a 5b 10
<i>Scolopsis lineatus</i>	9	<i>Polvdactylus sextarius</i>	2

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Polynemidae		Scorpaenidae	
<i>Polydactylus sheridani</i> ?	10	<i>Centropogon australis</i>	7
<i>Polynemus microstoma</i>	9 13	<i>Dendrochirus villosa</i>	10
<i>Polynemus plebeius</i>	2 9 12	<i>Paracentropogon longispinus</i>	1 11
<i>Polynemus sexfilis</i>	12	<i>Parascorpaena aurita</i>	4
Pomacentridae		<i>Parascorpaena mossambica</i>	12
<i>Abudefduf septemfasciatus</i>	6 13	<i>Prosopodasys gogorzae</i> ?	11
<i>Abudefduf sexfasciatus</i>	12	<i>Pterois mombasae</i>	12
<i>Abudefduf sordidus</i>	2 5a	<i>Pterois volitans</i>	2 3 8 9 11
<i>Abudefduf vaigiensis</i>	2 5a 12	<i>Scorpaena grandisquamis</i>	9
<i>Chromis dimidiata</i>	2	<i>Scorpaenodes guamensis</i>	6
<i>Chrysiptera biocellata</i>	13	<i>Scorpaenopsis cirrhosa</i>	9
<i>Dascyllus trimaculatus</i>	2	<i>Sebastapistes strongia</i>	2
<i>Dischistodus fasciatus</i>	6	<i>Tetraroge barbata</i>	6
<i>Neoglyphidodon nigroris</i>	9	Serranidae	
<i>Neopomacentrus taeniurus</i>	6 13	<i>Anypserodon leucogrammicus</i>	5a 13
<i>Pomacanthodes rhomboides</i> ?	2	<i>Centrogenys vaigiensis</i>	1 6
<i>Pomacentrus bankanensis</i>	6	<i>Cephalopholis argus</i>	2
<i>Pomacentrus emarginatus</i>	6	<i>Cephalopholis boenak</i>	1
<i>Pomacentrus notophthalmus</i>	9	<i>Epinephelus amblycephalus</i>	5b
<i>Pomacentrus tripunctatus</i>	6 12	<i>Epinephelus andersoni</i>	2
<i>Stegastes nigricans</i>	9	<i>Epinephelus areolatus</i>	2
Priacanthidae		<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	6 9 13
<i>Priacanthus hamrur</i>	9	<i>Epinephelus coioides</i>	13
Pristidae		<i>Epinephelus corallicola</i>	6
<i>Pristis pectinata</i>	2	<i>Epinephelus cyanopodus</i>	13
Psettodidae		<i>Epinephelus daemeli</i>	7
<i>Psettodes erumei</i>	1 5c 11	<i>Epinephelus diacanthus</i>	2
Rachycentridae		<i>Epinephelus fuscoguttatus</i>	9
<i>Pomatomus saltatrix</i>	2 4 7	<i>Epinephelus howlandi</i>	2 6
<i>Rachycentron canadum</i>	10	<i>Epinephelus lanceolatus</i>	2 5a 13
Regalecidae		<i>Epinephelus maculatus</i>	13
<i>Regalecus glesne</i>	2	<i>Epinephelus malabaricus</i>	5a 11 13
Rhinobatidae		<i>Epinephelus marginatus</i>	2
<i>Rhynchobatus djiddensis</i>	5a	<i>Epinephelus merra</i>	9 13
Scaridae		<i>Epinephelus polyphkadion</i>	9 13
<i>Leptoscarus vaigiensis</i>	2 12	<i>Epinephelus quoyanus</i>	9
<i>Scarus chameleon</i>	13	<i>Epinephelus rivulatus</i>	13
<i>Scarus ghobban</i>	2 13	<i>Epinephelus slacksmithi</i> ?	6
Scatophagidae		<i>Epinephelus tauvina</i>	1 2 5a 5c 6 9 10 11 13
<i>Scatophagus argus</i>	1 5a 5b 5c 6 9 11 13	<i>Epinephelus undulatus</i> ?	5a
<i>Selenotoca multifasciata</i> ?	6 7 10	<i>Grammistes sexlineatus</i>	9
Sciaenidae		<i>Pogonoperca punctata</i>	9
<i>Argyrosomus hololepidotus</i>	2 4	<i>Pseudanthias squamipinnis</i>	2
<i>Atractoscion aequidens</i>	2	Siganidae	
<i>Johniops aneus</i>	5a	<i>Siganus argenteus</i>	5a 12
<i>Johniops sina</i>	5a	<i>Siganus canaliculatus</i>	1 2 5a 5c 6 11 13
<i>Johnius belangeri</i>	2 5a	<i>Siganus concatenata</i> ?	5a
<i>Johnius dussumieri</i>	5c	<i>Siganus fuscescens</i>	5a 9 11
<i>Kathala axillaris</i>	5a	<i>Siganus guttatus</i>	3 6 9 10 11
<i>Otolithes ruber</i>	2 5a 5c	<i>Siganus javus</i>	5a 5b 11
<i>Protonibea diacanthus</i>	5a	<i>Siganus lineatus</i>	6 13
Scombridae		<i>Siganus punctatus</i> ?	9
<i>Rastrelliger brachyosoma</i>	2 9	<i>Siganus rivulatus</i>	2
<i>Rastrelliger kanagurta</i>	2 9	<i>Siganus spinus</i>	8 9 12
<i>Scomberomorus commerson</i>	2 5a 10	<i>Siganus sutor</i>	12
<i>Scomberomorus lineolatus</i>	1	<i>Siganus vermiculatus</i>	5a 9 11
<i>Scomberomorus plurilineatus</i>	2	Sillaginidae	
<i>Scomberomorus semifasciatus</i>	10	<i>Sillago analis</i>	10

ANNEXE I

ESPECE	SITE	ESPECE	SITE
Sillaginidae		Syngnathidae	
<i>Sillago ciliata</i>	7 13	<i>Microphis leiaspis</i>	5a
<i>Sillago maculata</i>	1 3 6 10 11	<i>Syngnathoides biaculeatus</i>	1 11 12 13
<i>Sillago schomburgkii</i>	10	<i>Syngnathus acus</i>	2
<i>Sillago silama</i>	1 2 3 5b 5c 6 10 11 12 13	<i>Urocampus carinirostris</i>	7
Soleidae		Synodontidae	
<i>Pardachirus marmoratus</i>	12	<i>Saurida gracilis</i>	6 9 12 13
<i>Pardachirus pavoninus</i>	9 13	<i>Saurida nebulosa</i>	12 13
<i>Pardachirus poropterus</i> ?	6	<i>Saurida tumbil</i>	1 5c
<i>Phyllichthys sclerolepis</i> ?	6	<i>Saurida undosquamis</i>	4 11
<i>Solea bleekeri</i>	2 4	<i>Synodus indicus</i>	2
<i>Synaptura sorsogonensis</i> ?	11	<i>Synodus variegatus</i>	12
Sparidae		<i>Trachynocephalus myops</i>	12
<i>Acanthopagrus australis</i>	7	Teraponidae	
<i>Acanthopagrus berda</i>	2 3 4 5a 6 13	<i>Amniataba caudavittata</i>	6 10
<i>Acanthopagrus bifasciatus</i>	2	<i>Pelates quadrilineatus</i>	2 5a 5c 6 9 11
<i>Acanthopagrus latus</i>	10	<i>Pelates sextilineatus</i>	7 11
<i>Acanthopagrus palmaris</i> ?	10	<i>Therapon jarbua</i>	1 2 4 5a 5b 6 7 8 9 10 11 12 13
<i>Cheimerius nufar</i>	2	<i>Therapon puta</i>	5a 12
<i>Crenidens crenidens</i>	2 12	<i>Therapon theraps</i>	5a 12
<i>Diplodus cervinus</i>	4	Tetraodontidae	
<i>Diplodus sargus</i>	2 4	<i>Amblyrhynchotes honckenii</i>	2 12
<i>Lithognathus mormyrus</i>	2	<i>Arothron hispidus</i>	2 3 4 5a 9 11 13
<i>Rhabdosargus holubi</i>	2 4	<i>Arothron immaculatus</i>	2 4 6 9 10 11
<i>Rhabdosargus sarba</i>	2 4 7	<i>Arothron manillensis</i>	13
<i>Rhabdosargus thorpei</i>	2	<i>Arothron nigropunctatus</i>	2 11
<i>Sarpa salpa</i>	2 4	<i>Arothron reticularis</i>	6 10
<i>Sparus datnia</i> ?	11	<i>Arothron stellatus</i>	2
Sphyraenidae		<i>Canthigaster valentini</i>	12
<i>Sphyraena barracuda</i>	2 5a 6 8 9 10 11 12 13	<i>Chelonodon fluviatilis</i> ?	5b 5c
<i>Sphyraena flavicauda</i>	2 10 13	<i>Chelonodon patoca</i>	2 3 6 10 11
<i>Sphyraena forsteri</i>	9 13	<i>Chelonodon pleurospilus</i>	3
<i>Sphyraena japonica</i>	4	<i>Chelonodon reticulatus</i> ?	11
<i>Sphyraena jello</i>	2 3 5a 5b 5c 12	<i>Lagocephalus inermis</i>	11
<i>Sphyraena langsar</i> ?	1	<i>Lagocephalus lunaris</i>	11
<i>Sphyraena obtusata</i>	5c 13	<i>Marilyna darwini</i> ?	10
<i>Sphyraena pinnamie</i>	10 13	<i>Takifugu oblongus</i>	5c
<i>Sphyraena qenie</i>	12	<i>Torquigener hamiltoni</i> ?	7
Sphyrnidae		<i>Tylerius spinosissimus</i>	12
<i>Sphyrna lewini</i>	13	Torpedinidae	
<i>Sphyrna zygaena</i>	5a	<i>Torpedo sinuspersici</i>	2
Synancelidae		Toxotidae	
<i>Inimicus didactylus</i>	13	<i>Toxotes chatareus</i>	5a 5c
<i>Synanceia horrida</i>	5a 6 9	<i>Toxotes jaculator</i>	1 5a 5b 5c 6
<i>Synanceia verrucosa</i>	9 11	Triacanthidae	
Syngnathidae		<i>Triacanthus biaculeatus</i>	11
<i>Corythoichthys amplexus</i>	13	<i>Triacanthus brevirostris</i> ?	1 11
<i>Corythoichthys haematopterus</i>	10	Trichiuridae	
<i>Doryramphus excisus excisus</i>	13	<i>Lepidopus caudatus</i>	2
<i>Hippichthys cyanospilus</i>	2 12	<i>Trichiurus lepturus</i>	1 2 5a 9 13
<i>Hippichthys heptagonatus</i>	2 5a 5c	Trypauchenidae	
<i>Hippichthys spicifer</i>	2 3 5a 6 12	<i>Ctenotrypauchen microcephalus</i>	5c
<i>Hippocampus hystrix</i>	13	<i>Trypauchen microcephalus</i>	2
<i>Hippocampus kuda</i>	1 5a	<i>Trypauchen vagina</i> ?	5c 11
<i>Micrognathus andersonii</i>	13	Tripterygiidae	
<i>Microphis brachyurus</i>	5a	<i>Enneapterygius obtusirostre</i> ?	2

COMPOSITION QUANTITATIVE DES RECOLTES DE POISSONS DE MANGROVE

ANNEXE IIa.- *Captures effectuées au cours de la campagne "Prospection".*

Eff. : Nombre d'individus capturés. Poids : Poids frais (en gramme). P.moy. : Poids frais moyen (en gramme). Occ. : Occurrence (= nombre de captures). Stade : J = juvénile, A = adulte, J/A = juvénile et adulte.

° : espèce exploitée localement. † : espèce exploitée ailleurs dans la région.

ANNEXE IIb.- *Captures effectuées dans la mangrove de Bouraké au cours de la campagne "Saint-Vincent".*

Eff. : Nombre d'individus capturés. Poids : Poids frais (en gramme). P.moy. : Poids frais moyen (en gramme). Occ. : Occurrence (= nombre de captures). Stade : J = juvénile, A = adulte, J/A = juvénile et adulte. Statut : Statut de résidence (PAS : espèce passagère, VCD : visiteur de courte durée, VLD : visiteur de longue durée, RES : résident permanent).

° : espèce exploitée localement. † : espèce exploitée ailleurs dans la région.

ANNEXE IIc.- *Captures effectuées dans la mangrove de la Ouenghi au cours de la campagne "Saint-Vincent".*

Les légendes de cette annexe sont identiques à celles de l'annexe IIb.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	FILETS MAILLANTS					ROTONONE				
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade
<i>Carcharhinus limbatus</i>	1	2110	2110,00	1	J					
<i>Negaprion acutidens</i>	5	7855	1571,00	3	J					
<i>Sphyrna lewini</i>	8	5380	672,50	4	J					
<i>Dasyatis benetti</i>	1	3330	3330,00	1	A					
<i>Dasyatis kuhlii</i>	2	990	495,00	2	J					
<i>Dasyatis sephen</i>	1	2300	2300,00	1	A					
<i>Elops machnata</i> +	24	3362	140,08	12	J / A	4	527	131,75	1	J
<i>Megalops cyprinoides</i> +	20	5465	273,25	6	J / A					
<i>Gymnothorax albimarginatus</i>						2	60	30,00	1	J
<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>	1	321	321,00	1	A	1	100	100,00	1	J
<i>Gymnothorax undulatus</i>						5	39	7,80	2	J
<i>Thyrsoidea macrura</i>	7	13460	1922,86	4	A	8	1270	158,75	1	J
<i>Thyrsoidea</i> sp.	1	1550	1550,00	1	A					
<i>Myrophis uropterus</i>						1	30	30,00	1	A
<i>Ophichthus cephalozona</i>						9	37	4,11	2	A
<i>Conger cinereus</i>	2	1950	975,00	2	A	2	265	132,50	1	J
<i>Muraenesox bagio</i>	7	6640	948,57	3	A					
<i>Amblygaster sirm</i> °	57	1610	28,25	4	J / A					
<i>Anodontostoma chacunda</i> +	96	93416	117,36	24	J / A					
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>						64	418	6,53	2	J/A
<i>Sardinella fijiensis</i> °	19	690	36,32	5	A					
<i>Sardinella</i> sp.	1	50	50,00	1	A					
<i>Spratelloides</i> spp.						25	10	0,40	1	J
<i>Stolephorus indicus</i>						32	171	5,34	2	A
<i>Thryssina baelama</i> °	9	81	9,00	6	A	344	3834	11,15	2	J/A
<i>Chirocentrus dorab</i> +	3	1810	603,33	3	A					
<i>Chanos chanos</i> °	18	3298	183,22	10	J					
<i>Plotosus lineatus</i> +	421	22885	54,36	2	J					
<i>Saurida gracilis</i>	5	135	27,00	4	A	9	162	18,00	3	J/A
<i>Hemiramphus far</i> +	20	4455	222,75	6	J / A					
<i>Hemiramphus</i> sp.						1	1	1,00	1	J
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>						2	1	0,50	1	A
<i>Zenarchopterus dispar</i>						8	30	3,75	1	A
<i>Strongylura incisa</i>	8	2290	286,25	3	A	1	126	126,00	1	A
<i>Strongylura leiura</i>	7	1800	257,14	5	A					
<i>Strongylura urvilli</i>	7	1192	170,29	5	A					
<i>Tylosurus crocodilus</i>	6	1750	291,67	5	A					
<i>Atherinomorus endrachtensis</i> °	2	20	10,00	2	A					
<i>Atherinomorus lacunosus</i> °	9	112	12,44	3	J / A	687	3645	5,31	5	J/A
<i>Stenatherina panatela</i>	1	2	2,00	1	A					
<i>Neoniphon argenteus</i>	5	373	74,60	1	A					
<i>Neoniphon sammara</i>	7	622	88,86	3	A					
<i>Sargocentron rubrum</i>	21	1993	94,90	4	A					
<i>Corytoichthys amplexus</i>						3	1	0,33	1	A
<i>Hippocampus hystrix</i>	1	1	1,00	1	A					
<i>Syngnathoides biaculeatus</i>						1	1	1,00	1	A
<i>Suggrundus staigeri</i>	3	210	70,00	1	A					
<i>Anbassis interruptus</i>	4	32	8,00	1	A	1	5	5,00	1	A
<i>Ambassis myops</i>						1718	1485	0,86	2	J/A
<i>Anyperodon leucogrammicus</i>						1	999	999,00	1	A
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> °	3	494	164,67	3	J	9	2376	264,00	4	J
<i>Epinephelus coioides</i> °	1	290	290,00	1	J	3	89	29,67	2	J
<i>Epinephelus cyanopodus</i> °	1	1410	1410,00	1	A					
<i>Epinephelus lanceolatus</i>						1	110	110,00	1	J
<i>Epinephelus malabaricus</i> °	38	18807	494,92	24	J / A	7	1005	143,57	4	J
<i>Epinephelus merra</i> °	4	460	115,00	3	J					
<i>Epinephelus polyphkadion</i> °	3	835	278,33	3	J	1	90	90,00	1	J
<i>Epinephelus tauvina</i> °	5	1220	244,00	3	J	1	120	120,00	1	J

ANNEXE IIA

ESPECE	FILETS MAILLANTS					ROTENONE				
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade
<i>Therapon jarbua</i>	54	1885	34,91	17	J / A	23	1357	59,00	6	J/A
<i>Kuhlia marginata</i> +	5	323	64,60	3	A	24	276	11,50	2	J/A
<i>Apogon guamensis</i>	2	35	17,50	1	A					
<i>Apogon hyalosoma</i>	26	950	36,54	4	A	16	474	29,63	3	A
<i>Apogon lateralis</i>	11	75	6,82	7	A	350	1162	3,32	7	J/A
<i>Apogon sp. 1</i>	13	288	22,15	1	A					
<i>Apogon sp. 2</i>	1	21	21,00	1	J / A					
<i>Cheilodipterus quinquelineatus</i>	1	10	10,00	1	A					
<i>Fowleria abocellata</i>						1	2	2,00	1	A
<i>Fowleria variegata</i>						6	1	0,17	1	A
<i>Sphaeramia orbicularis</i>	1	20	20,00	1	A					
<i>Sillago ciliata</i> °	61	7220	118,36	15	J / A					
<i>Sillago sihama</i> °	86	7175	83,43	23	J / A	40	1076	26,90	4	J
<i>Sillago spp.</i> °	34	2984	87,76	12	J / A	1	210	210,00	1	A
<i>Alepes vari</i> °	1	380	380,00	1	A					
<i>Caranx ignobilis</i> °	17	1817	106,88	13	J / A	2	62	31,00	1	J
<i>Caranx lugubris</i> °	1	45	45,00	1	J					
<i>Caranx melampygus</i> °	1	10	10,00	1	J	1	30	30,00	1	J
<i>Caranx papuensis</i> °	41	2865	69,88	14	J / A	3	530	176,67	2	J/A
<i>Caranx sexfasciatus</i>						4	30	7,50	1	J
<i>Gnathanodon speciosus</i>	1	35	35,00	1	J					
<i>Scomberoides lysan</i>	13	639	49,15	4	A					
<i>Scomberoides tol</i>	5	200	40,00	3	A	1	1	1,00	1	J
<i>Gazza minuta</i> °	15	1495	99,67	12	A	8	53	6,63	1	J
<i>Leiognathus equulus</i> °	265	9613	36,28	30	A	343	3727	10,87	5	J/A
<i>Leiognathus fasciatus</i> +	29	777	26,79	10	J / A	8	130	16,25	2	A
<i>Leiognathus leuciscus</i> +	3	40	13,33	3	A					
<i>Leiognathus rivulatus</i>	18	210	11,67	5	A					
<i>Leiognathus splendens</i> +	360	5330	14,81	13	J / A	41	187	4,56	1	J/A
<i>Secutor ruconius</i> +	1	1	1,00	1	J					
<i>Lutjanus argentimaculatus</i> °	119	56633	475,91	48	J / A	12	2909	242,42	4	J/A
<i>Lutjanus bohar</i>						5	9	1,80	1	J
<i>Lutjanus fulviflammus</i> +	144	6848	47,56	30	J / A	21	795	37,86	6	J/A
<i>Lutjanus fulvus</i> +	64	10284	160,69	17	J / A	4	140	35,00	2	J
<i>Lutjanus russelli</i> +	56	2863	51,13	19	J / A	6	153	25,50	3	J
<i>Gerres filamentosus</i> °	58	4052	69,86	24	J / A	19	201	10,58	5	J/A
<i>Gerres ovatus</i> °	1385	35390	25,55	41	J / A	76	502	6,61	7	J/A
<i>Gerres oyena</i>	2	110	55,00	1	A					
<i>Diagramma pictum</i> °	1	825	825,00	1	A					
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	2	320	160,00	2	J					
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>	4	2583	645,75	2	A					
<i>Plectorhinchus obscurus</i>	3	4880	1626,67	2	A					
<i>Pomadasys argenteus</i> °	212	66135	311,96	27	J / A	5	20	4,00	1	J
<i>Acanthopagrus berda</i> °	106	16806	158,55	19	J / A	13	928	71,38	4	J/A
<i>Gymnocranius lethrinoides</i> °	1	210	210,00	1	J					
<i>Lethrinus atkinsoni</i> °	5	1029	205,80	2	J / A					
<i>Lethrinus harak</i> °	37	9791	264,62	13	J	12	411	34,25	2	J
<i>Lethrinus lentjan</i> °	10	4700	470,00	6	A	2	20	10,00	1	J
<i>Lethrinus nebulosus</i> °	10	4700	470,00	6	J / A	13	222	17,08	1	J
<i>Lethrinus nematacanthus</i>						1	3	3,00	1	J
<i>Scolopsis bilineatus</i>	1	40	40,00	1	A					
<i>Scolopsis trilineatus</i>	1	35	35,00	1	A					
<i>Mulloidis flavolineatus</i>	1	23	23,00	1	J	11	302	27,45	2	J/A
<i>Parupeneus dispilurus</i>	3	560	186,67	2	A	7	172	24,57	1	J
<i>Parupeneus indicus</i> °	19	3399	178,89	7	J / A	22	733	33,32	4	J
<i>Parupeneus signatus</i>	1	274	274,00	1	A					
<i>Upeneus tragula</i>	2	234	117,00	2	A	16	84	5,25	3	J
<i>Upeneus vittatus</i> °	26	2836	109,08	13	A	1	75	75,00	1	A

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	FILETS MAILLANTS					ROTONNE				
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade
<i>Monodactylus argenteus</i>	80	2290	28,63	16	J	13	216	16,62	3	J/A
<i>Drepane punctata</i>	1	890	890,00	1	A					
<i>Scatophagus argus</i>	17	7766	450,94	8	J/A	3	519	173,00	3	J
<i>Chaetodon auriga</i>	2	145	72,50	1	A					
<i>Heniochus acuminatus</i>	2	111	55,50	1	A	1	1	1,00	1	J
<i>Oreochromis mossambicus</i> +	15	505	33,67	2	J/A					
<i>Abudefduf</i> sp.						1	1	1,00	1	J
<i>Neopomacentrus taeniurus</i>						38	54	1,42	3	J/A
<i>Liza macrolepis</i> °	641	62342	97,26	48	J/A	29	1226	42,28	3	J
<i>Liza melinoptera</i> °	312	17561	56,29	30	J/A	76	1878	24,71	6	J
<i>Liza</i> spp. °	200	20852	104,26	2	J/A	2	1	0,50	1	J
<i>Liza vaigiensis</i> °	1	445	445,00	1	A					
<i>Mugil cephalus</i> °	161	35097	217,99	25	J/A	2	91	45,50	2	J
<i>Valamugil buchanani</i> °	269	25943	96,44	23	J/A	1	35	35,00	1	J
<i>Valamugil cunnesius</i>	3	110	36,67	3	A	1	35	35,00	1	A
<i>Valamugil engeli</i> °	50	3725	74,50	6	J/A	43	190	4,42	1	J
<i>Valamugil seheli</i> °	18	5742	319,00	8	J/A					
<i>Sphyraena barracuda</i> +	79	20622	261,04	33	J/A	12	1531	127,58	4	J/A
<i>Sphyraena flavicauda</i> +	2	153	76,50	1	A					
<i>Sphyraena forsteri</i>						4	26	6,50	3	J
<i>Sphyraena obtusata</i> +	1	110	110,00	1	A					
<i>Sphyraena putnamiae</i> +	3	6632	2210,67	3	A					
<i>Polydactylus microstomus</i> +	28	2970	106,07	8	A					
<i>Halichoeres</i> sp.						1	2	2,00	1	J
<i>Halichoeres trimaculatus</i>						1	5	5,00	1	J
<i>Hemigymnus melapterus</i>						1	684	684,00	1	A
<i>Scarus chameleon</i>						1	93	93,00	1	J
<i>Scarus ghobban</i> °	14	2835	202,50	2	J					
<i>Istiblennius edentulus</i>						5	20	4,00	1	A
<i>Omxo biporos</i>						3	3	1,00	3	A
<i>Petroscirtes grammistes</i>						4	4	1,00	1	A
<i>Praealticus</i> sp.						1	2	2,00	1	A
<i>Eleotris fusca</i>						4	11	2,75	2	A
<i>Parioglossus rainfordi</i>						1	1	1,00	1	A
<i>Amblygobius albimaculatus</i>						1	8	8,00	1	A
<i>Amblygobius nocturnus</i>						7	8	1,14	1	J
<i>Asterropteryx semipunctatus</i>						5	4	0,80	1	J/A
<i>Bathygobius albopunctatus</i>						2	1	0,50	1	J
<i>Bathygobius</i> sp. aff. <i>cocosensis</i>						1	1	1,00	1	A
<i>Butis amboinensis</i>						22	44	2,00	4	J/A
<i>Exyrias pintang</i>						5	31	6,20	3	A
<i>Fusigobius</i> spp.						25	7	0,28	2	J
<i>Glossogobius biocellatus</i>						7	15	2,14	1	A
Gobiidae indéterminés						310	170	0,55	1	J/A
Gobiidae sp. 1						5	20	4,00	1	A
Gobiidae sp. 2						2	2	1,00	1	J
Gobiidae sp. 3						7	10	1,43	1	J
<i>Istigobius decoratus</i>						2	4	2,00	1	A
<i>Istigobius ornatus</i>						1	1	1,00	1	A
<i>Oplopomus oplopomus</i>						21	50	2,38	1	A
<i>Oplopomus</i> sp.						1	2	2,00	1	A
<i>Yongeichthys nebulosus</i>						36	71	1,97	3	J/A
<i>Acanthurus blochii</i>	2	82	41,00	1	J/A					
<i>Acanthurus dussumieri</i>						3	26	8,67	2	J
<i>Acanthurus mata</i> °	1	150	150,00	1	A					
<i>Naso unicornis</i> °	1	620	620,00	1	J					
<i>Siganus canaliculatus</i> °	141	15969	113,26	22	J/A	49	1039	21,20	5	J
<i>Siganus lineatus</i> °	498	72345	145,27	35	J/A	32	2568	80,25	5	J/A

ANNEXE IIa

ESPECE	FILETS MAILLANTS					ROTENONE				
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade
<i>Trichiurus lepturus</i>	4	1030	257,50	3	A					
<i>Bothus pantherinus</i>	6	56	9,33	3	J / A	3	55	18,33	1	J
<i>Pardachirus pavoninus</i>	2	165	82,50	2	A	1	1	1,00	1	J
<i>Arothron hispidus</i>						3	1498	499,33	2	J/A
<i>Arothron manillensis</i>	12	929	77,42	10	A	144	806	5,60	6	J
<i>Cyclichthys spilostylus</i>						1	1	1,00	1	J

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	FILETS MAILLANTS					CAPECHADE					
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Statut
<i>Carcharhinus melanopterus</i>	1	1230	1230,00	1	J						PAS
<i>Dasyatis kuhlii</i>	1	303	303,00	1	J						PAS
<i>Elops machnata</i> +	1	95	95,00	1	J						PAS
<i>Megalops cyprinoïdes</i> +	1	1066	1066,00	1	A						PAS
<i>Gymnothorax undulatus</i>						1	30	30,00	1	J	PAS
<i>Thyrsoïdea macrura</i>						1	1790	1790,00	1	A	PAS
<i>Anodontostoma chacunda</i> +	4	273	68,25	3	A	4	183	45,75	2	A	VCD
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i> °						171	129	0,75	4	J/A	PAS
<i>Sardinella fijiensis</i> °						2	9	4,50	1	A	PAS
<i>Spratelloïdes delicatulus</i> °						477	448	0,94	13	J/A	VLD
<i>Spratelloïdes gracilis</i> °						318	274	0,86	2	J/A	PAS
<i>Stolephorus waitei</i> °						1	2	2,00	1	A	PAS
<i>Thrysinia baelama</i> °						56	255	4,55	9	A	VCD
<i>Chirocentrus dorab</i> +	3	2018	672,67	2	A						PAS
<i>Chanos chanos</i> °						1	103	103,00	1	J	PAS
<i>Saurida gracilis</i>	2	34	17,00	2	A						PAS
<i>Saurida nebulosa</i>	1	13	13,00	1	A						PAS
<i>Antemarius maculatus</i>						1	10	10,00	1	A	PAS
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>						6	60	10,00	5	A	VCD
<i>Strongylura leiura</i>	2	327	163,50	2	A						PAS
<i>Tylosurus crocodilus</i>	6	1108	184,67	4	A	3	332	110,67	3	A	VCD
<i>Atherinomorus endrachtensis</i> °	2	4	2,00	1	A	4749	9652	2,03	22	J/A	PER
<i>Atherinomorus lacinosus</i> °	10	64	6,40	3	A	45	204	4,53	7	J/A	VCD
<i>Neoniphon sammara</i>	2	120	60,00	2	A	6	431	71,83	5	A	VCD
<i>Sargocentron rubrum</i>	19	2182	114,84	8	A	1	91	91,00	1	A	VCD
<i>Hippocampus</i> sp.						1	5	5,00	1	A	PAS
<i>Sugggrundus staigeri</i>	9	5718	635,33	7	J/A	2	1043	521,50	2	A	VCD
<i>Ambassis myops</i>						115	85	0,74	7	J/A	PAS
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> °						1	500	500,00	1	J	PAS
<i>Epinephelus coioides</i> °	2	259	129,50	2	J	1	70	70,00	1	J	PAS
<i>Epinephelus lanceolatus</i> °						1	10700	10700,00	1	A	PAS
<i>Epinephelus malabaricus</i> °	22	12226	555,73	17	J/A	6	3094	515,67	5	J	PER
<i>Epinephelus polyphemadion</i> °	1	390	390,00	1	J	3	3204	1068,00	3	J/A	PAS
<i>Epinephelus</i> sp. °	1	519	519,00	1	A						PAS
<i>Epinephelus</i> sp. aff. <i>tauvina</i> °	1	247	247,00	1	J						PAS
<i>Epinephelus tauvina</i> °	1	78	78,00	1	J						PAS
<i>Therapon jarbua</i>	1	45	45,00	1	A						PAS
<i>Apogon fragilis</i>						56	80	1,43	12	A	PER
<i>Apogon guamensis</i>						1	5	5,00	1	A	PAS
<i>Apogon hyalosoma</i>	1	31	31,00	1	A						PAS
<i>Apogon lateralis</i>	9	61	6,78	4	A	404	1133	2,80	22	J/A	PER
<i>Apogon leptacanthus</i>						142	190	1,34	8	A	VCD
<i>Apogon</i> sp.	1	21	21,00	1	A	2	1	0,50	1	J	PAS
<i>Sillago ciliata</i> °	34	5942	174,76	14	J/A	3	409	136,33	3	A	PER
<i>Sillago sihama</i> °	5	526	105,20	5	J/A	2	304	152,00	2	A	VCD
Carangidae indéterminés						2	10	5,00	2	J	PAS
<i>Caranx ignobilis</i> °	6	2514	419,00	4	J						PAS
<i>Caranx melampygus</i> °	18	664	36,89	9	J	11	137	12,45	3	J	VCD
<i>Caranx papuensis</i> °	5	3099	619,80	5	J/A	3	19	6,33	1	J	PAS
<i>Scomberoides tol</i>						9	15	1,67	4	J	PAS
<i>Gazza minuta</i> °	1	85	85,00	1	A	9	727	80,78	6	A	VCD
<i>Leiognathus equulus</i> °	1	25	25,00	1	A	30	441	14,70	6	J/A	VCD
<i>Leiognathus fasciatus</i> +	2	46	23,00	2	A	71	1349	19,00	12	J/A	PER
<i>Leiognathus splendens</i> +						1	6	6,00	1	A	PAS
<i>Lutjanus argentimaculatus</i> °	16	5610	350,63	10	J/A	1	134	134,00	1	J	PER
<i>Lutjanus fulviflammus</i> +	24	1251	52,13	14	J/A	12	339	55,75	7	A	PER
<i>Lutjanus fulvus</i> +	60	13828	230,47	20	J/A	4	149	37,25	4	J	PER
<i>Lutjanus russelli</i> +	6	376	62,67	6	J/A	6	376	62,67	3	J	VCD

ANNEXE IIB

ESPECE	FILETS MAILLANTS					CAPECHADE					Statut
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	
<i>Gerres filamentosus</i> °	3	111	37,00	2	A	29	702	24,21	4	J/A	PAS
<i>Gerres ovatus</i> °	1145	26325	22,99	42	J/A	155	2378	15,34	23	J/A	PER
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	3	2387	795,67	3	A						PAS
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>	4	2331	582,75	4	A						PAS
<i>Plectorhinchus obscurus</i>	13	11816	908,92	11	J/A	4	2853	713,25	4	A	VLD
<i>Pomadasys argenteus</i> °	19	5984	314,95	12	J/A	20	8948	447,40	9	J/A	PER
<i>Pomadasys</i> sp.						1	305	305,00	1	J	PAS
<i>Acanthopagrus berda</i> °	79	26942	341,04	20	J/A	4	270	67,50	4	J	PER
<i>Lethrinus harak</i> °	11	842	76,55	9	J	3	142	47,33	3	J	PER
<i>Lethrinus lentjan</i> °	1	15	15,00	1	J	1	69	69,00	1	J	PAS
<i>Lethrinus nebulosus</i> °	8	6009	751,13	6	J/A	2	2261	1130,50	2	J/A	PER
<i>Lethrinus olivaceus</i> °	2	2578	1289,00	1	A						PAS
<i>Lethrinus obsoletus</i> °	1	120	120,00	1	J						PAS
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i> °						1	18	18,00	1	J	PAS
<i>Lethrinus</i> sp.						1	10	10,00	1	J	PAS
<i>Parupeneus dispilurus</i>	1	322	322,00	1	A	1	114	114,00	1	J	PAS
<i>Parupeneus indicus</i> °	32	12176	380,50	19	J/A						PER
<i>Upeneus tragula</i>	14	1582	113,00	10	J/A	4	307	76,75	4	J	PER
<i>Monodactylus argenteus</i>	40	1569	39,22	14	J/A	40	1350	33,75	13	J/A	PER
<i>Scatophagus argus</i>	4	1528	382,00	4	J						PAS
<i>Chaetodon auriga</i>	29	1712	59,03	6	A						VCD
<i>Heniochus acuminatus</i>						1	112	112,00	1	A	PAS
<i>Oreochromis mossambicus</i> +	1	7	7,00	1	J						PAS
<i>Abudefduf septemfasciatus</i>	1	78	78,00	1	A						PAS
<i>Liza macrolepis</i> °	226	23375	103,43	22	J/A	1	48	48,00	1	J	PER
<i>Liza melinoptera</i> °	152	6984	45,95	25	J/A	11	740	67,27	6	J/A	PER
<i>Liza vaigiensis</i> °	1	460	460,00	1	A						PAS
<i>Mugil cephalus</i> °	1	450	450,00	1	A						PAS
<i>Valanugil b Buchananani</i> °	12	14065	1172,08	9	J/A						VCD
<i>Valanugil engeli</i> °	2	110	55,00	2	J	2	62	31,00	2	J	PAS
<i>Sphyraena barracuda</i> +	31	5628	181,55	17	J/A	2	756	378,00	2	J	PER
<i>Sphyraena flavicauda</i> +	2	293	146,50	2	J	3	531	177,00	3	J	VCD
<i>Scarus ghobban</i> °	120	33738	281,15	17	J/A						PER
<i>Exyrias puntang</i>						1	1	1,00	1	A	PER
<i>Yongeichthys nebulosus</i>						1	7	7,00	1	A	PER
<i>Acanthurus blochii</i>	8	577	72,13	5	J/A	7	429	61,29	3	J	VLD
<i>Acanthurus dussumieri</i> °						14	6	0,43	3	J	PAS
<i>Acanthurus mata</i> °	1	215	215,00	1	J						PAS
<i>Acanthurus xanthopterus</i> °	4	373	93,25	4	J	1	13	13,00	1	J	PAS
<i>Siganus canaliculatus</i> °	177	20604	116,41	27	J/A	18	1993	110,72	10	J/A	PER
<i>Siganus lineatus</i> °	313	30505	97,46	31	J/A	44	5793	131,66	17	J/A	PER
<i>Bothus pantherinus</i>	6	307	51,17	6	A						VCD
<i>Pardachirus pavoninus</i>	2	236	118,00	2	A						PAS
<i>Arothron</i> sp.	1	900	900,00	1	A						PAS
<i>Diodon histrix</i>	1	4050	4050,00	1	A						PAS

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	FILETS MAILLANTS					CAPECHADE					
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Statut
<i>Carcharhinus leucas</i>	1	5020	5020,00	1	J						PAS
<i>Dasyatis kuhlii</i>						4	4004	1001,00	3	J/A	PAS
<i>Elops machnata</i> +	4	546	136,50	4	J	2	133	66,50	2	J	VCD
<i>Megalops cyprinoïdes</i> +	9	2596	288,44	8	J	4	594	148,50	4	J	PER
<i>Anguilla mossambica</i> +						1	311	311,00	1	A	PAS
<i>Siderea picta</i>						1	317	317,00	1	A	PAS
<i>Thyrsoidea macrura</i>	11	22287	2026,09	7	J/A	6	9078	1513,00	4	J/A	PER
<i>Anodontostoma chacunda</i> +	454	65325	143,89	46	J/A	316	25770	81,55	21	J/A	PER
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i> °						1	1	1,00	1	A	PAS
<i>Sardinella fijiensis</i> °						31	772	24,90	14	A	PER
<i>Stolephorus devisi</i> °						1	1	1,00	1	A	PAS
<i>Stolephorus heterolobus</i> °						404	419	1,04	6	J/A	VCD
<i>Stolephorus indicus</i> °						36	64	1,78	5	J/A	PAS
<i>Stolephorus spp.</i> °						2	2	1,00	2	J	PAS
<i>Stolephorus waitei</i> °						2	6	3,00	1	A	PAS
<i>Thryssina baelama</i> °	1	14	14,00	1	A	67	437	6,52	15	J/A	PER
<i>Chirocentrus dorab</i> +	3	2034	678,00	3	A	2	1112	556,00	2	A	VCD
<i>Chanos chanos</i> +	4	918	229,50	4	J	5	888	177,60	4	J	VCD
<i>Saurida nebulosa</i>						1	27	27,00	1	A	PAS
<i>Antennarius commersoni</i>						1	1	1,00	1	A	PAS
<i>Hemiramphus far</i> +						1	35	35,00	1	J	PAS
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>	1	5	5,00	1	A	3	10	3,33	2	A	VCD
<i>Zenarchopterus dispar</i>	1	6	6,00	1	A						PAS
<i>Strongylura leiura</i>						4	838	209,50	4	A	PAS
<i>Strongylura urvilli</i>	6	982	163,67	6	A	8	526	65,75	2	A	PAS
<i>Tylosurus crocodilus</i>						7	1335	190,71	5	A	PAS
<i>Atherinomorus endrachtensis</i> °						4534	9927	2,19	23	J/A	PER
<i>Atherinomorus lacunosus</i> °						1	7	7,00	1	A	PAS
<i>Doryrhamphus excisus</i>						1	1	1,00	1	A	PAS
<i>Ambassis interruptus</i>	3	19	6,33	2	A	6	21	3,50	3	A	VCD
<i>Ambassis myops</i>						9594	9033	0,94	24	J/A	PER
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> °	2	388	194,00	2	J						PER
<i>Epinephelus coioides</i> °	2	1175	587,50	2	J	1	36	36,00	1	J	PAS
<i>Epinephelus malabaricus</i> °	19	11950	628,95	15	J/A	8	5798	724,75	6	J/A	PER
<i>Kuhlia rupestris</i> +	4	668	167,00	3	A						PAS
<i>Apogon gilberti</i>						1	1	1,00	1	A	PAS
<i>Apogon hyalosoma</i>	28	1207	43,11	18	A	2	33	16,50	2	A	PER
<i>Apogon lateralis</i>						1719	3405	1,98	23	J/A	PER
<i>Foa sp.</i>						1	1	1,00	1	A	PAS
<i>Sillago ciliata</i> °						48	5672	118,17	7	J/A	PAS
<i>Sillago sihama</i> °	21	1528	72,76	15	J/A	40	4140	103,50	9	J/A	PER
Carangidae indéterminés						18	53	2,94	2	J	PAS
<i>Carangoides spp.</i>						2	7	3,50	1	J	PAS
<i>Caranx ignobilis</i> °	9	4681	520,11	6	J/A	7	2113	301,86	4	J/A	PER
<i>Caranx melampygus</i> °	1	28	28,00	1	J	8	236	29,50	3	J	PAS
<i>Caranx papuensis</i> °	18	7381	410,06	8	J/A	30	1327	44,23	11	J	PER
<i>Gnathanodon speciosus</i>						6	28	4,67	3	J	PAS
<i>Scomberoides tol</i>	2	114	57,00	2	J	66	1174	17,79	16	J	PER
<i>Gazza minuta</i> °	6	520	86,67	5	A	216	4910	22,73	22	J/A	PER
<i>Leiognathus equulus</i> °	71	4889	68,86	27	J/A	1848	11816	6,39	23	J/A	PER
<i>Leiognathus fasciatus</i> +						1224	6290	5,14	20	J/A	PER
<i>Leiognathus leuciscus</i> +	1	13	13,00	1	A	232	1550	6,68	19	J/A	PER
<i>Leiognathus splendens</i> +	6	58	9,67	4	J/A	754	5300	7,03	21	J/A	PER
<i>Secutor ruconius</i> +						49	145	2,96	12	A	PER
<i>Lutjanus argentimaculatus</i> °	35	16936	483,89	19	J/A	3	1951	650,33	2	A	PER
<i>Lutjanus fulviflammus</i> +	1	50	50,00	1	A	37	1276	34,49	14	A	PER
<i>Lutjanus fulvus</i> +	27	3809	141,07	13	J/A	17	675	39,71	11	J	VLD
<i>Lutjanus russelli</i> +	22	864	39,27	13	J/A	11	599	54,45	6	J	PER

ANNEXE IIC

ESPECE	FILETS MAILLANTS					CAPECHADE					
	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Eff.	Poids	P.moy.	Occ.	Stade	Statut
<i>Gerres acinaces</i> °						1	806	806,00	1	A	PAS
<i>Gerres filamentosus</i> °	31	2881	92,94	17	J/A	117	2156	18,43	21	J/A	PER
<i>Gerres macrosoma</i>						8	30	3,75	1	J	PAS
<i>Gerres ovatus</i> °						411	2995	7,29	23	J/A	PER
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	4	1242	310,50	4	J	2	21	10,50	2	J	VCD
<i>Plectorhinchus obscurus</i>	2	1112	556,00	2	J						PAS
<i>Pomadasys argenteus</i> °	50	17053	341,06	21	J/A	134	17742	132,40	21	J/A	PER
<i>Acanthopagrus berda</i> °	15	2771	184,73	11	J/A	27	955	35,37	12	J	PER
<i>Lethrinus harak</i> °	1	604	604,00	1	A	1	286	286,00	1	A	PAS
<i>Upeneus tragula</i>						1	31	31,00	1	A	PAS
<i>Upeneus vittatus</i> °	13	2023	155,62	12	A	45	2563	56,96	14	J/A	PER
<i>Monodactylus argenteus</i>	12	99	8,25	9	J/A	84	1765	21,01	21	J/A	PER
<i>Drepane punctata</i>	2	2593	1296,50	2	A	4	3727	931,75	4	A	PAS
<i>Platax orbicularis</i>						6	991	165,17	4	J	PAS
<i>Scatophagus argus</i>	15	5555	370,33	13	J/A	7	3224	460,57	5	J/A	PER
<i>Neopomacentrus taeniurus</i>						6	8	1,33	5	A	VCD
<i>Liza macrolepis</i> °	65	10958	168,58	20	J/A	55	2011	36,56	10	J/A	PER
<i>Liza melinoptera</i> °	194	10443	53,83	65	J/A	28	1413	50,46	9	J/A	PER
<i>Liza</i> sp.						1	11	11,00	1	J	PAS
<i>Mugil cephalus</i> °	45	37600	835,56	17	J/A	4	173	43,25	2	J	PER
<i>Valamugil buchanani</i> °	89	147219	1654,15	25	J/A						PER
<i>Valamugil engeli</i> °	137	14896	108,73	23	J/A	86	6536	76,00	17	J/A	PER
<i>Sphyraena barracuda</i> +	12	2234	186,17	9	J/A	17	3868	227,53	12	J/A	PER
<i>Sphyraena flavicauda</i> +						1	270	270,00	1	A	PAS
<i>Sphyraena forsteri</i> +						2	152	76,00	1	J	PAS
<i>Sphyraena putnamiae</i> +	2	1770	885,00	2	A	10	1749	174,90	4	J	PAS
<i>Polydactylus microstoma</i> +	3	456	152,00	3	A	9	1562	173,56	7	A	PER
<i>Butis amboinensis</i>						2	2	1,00	2	A	PER
<i>Oplopomus caninoides</i>						1	1	1,00	1	A	PAS
<i>Pleurosycia</i> sp.	1	12	12,00	1	A						PAS
<i>Acanthurus dussumieri</i> °						2	2	1,00	2	J	PAS
<i>Siganus canaliculatus</i> °	1	278	278,00	1	A	1	10	10,00	1	J	PAS
<i>Siganus lineatus</i> °	25	3365	134,60	14	J/A	86	9512	110,60	18	J/A	PER
<i>Trichlurus lepturus</i>	28	18182	649,36	13	J/A	16	9264	579,00	10	J/A	PER
<i>Arothron manillensis</i>	1	14	14,00	1	J	24	1000	41,67	15	J	PER
<i>Canthigaster</i> sp.						1	1	1,00	1	J	PAS

VARIATIONS TEMPORELLES

ANNEXE IIIA.- *Variations mensuelles des captures de la campagne "Saint-Vincent".*

Les espèces sont classées selon l'ordre des familles de NELSON (1984).

Les valeurs mentionnées dans les tableaux correspondent aux effectifs cumulés mensuels.

Chaque mois (numéroté de 1 à 12), 4 poses de filets maillants (sauf en juillet à Bouraké où 3 poses ont été réalisées en raison de conditions climatiques défavorables) et 2 poses de capéchade ont été effectuées.

Les effectifs totaux annuels par espèce (sommés des lignes) sont mentionnés (colonne : TOTAL).

Les effectifs totaux mensuels (sommés des colonnes) sont également indiqués (ligne : TOTAUX).

ANNEXE IIIB.- *Les captures diurnes et nocturnes des filets maillants de la campagne "Prospection".*

N : nombre total d'individus capturés.

(Occ) : Occurrence (= nombre de captures).

Pmoy : Poids moyen individuel (en gramme).

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	BOURAKE : CAPTURES MENSUELLES DES FILETS MAILLANTS												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Carcharhinus melanopterus</i>											1		1
<i>Dasyatis kuhlii</i>		1											1
<i>Elops machnata</i>					1								1
<i>Megalops cyprinoides</i>									1				1
<i>Anodontostoma chacunda</i>										2	2		4
<i>Chirocentrus dorab</i>		1								2			3
<i>Saurida gracilis</i>		2											2
<i>Saurida nebulosa</i>										1			1
<i>Strongylura leiura</i>							1			1			2
<i>Tylosurus crocodilus</i>	1	2	2	1									6
<i>Atherinomorus endrachtensis</i>			2										2
<i>Atherinomorus lacunosus</i>			1	2	7								10
<i>Neoniphon sammara</i>	1	1											2
<i>Sargocentron rubrum</i>	11	2		1		1					1	3	19
<i>Suggrundus staigeri</i>	2		1	1						1	2	2	9
<i>Epinephelus coioides</i>		1										1	2
<i>Epinephelus malabaricus</i>	1	6	1	2	1	4		2		1	4		22
<i>Epinephelus polyphemadion</i>					1								1
<i>Epinephelus spp.</i>										1			1
<i>Epinephelus sp. aff. tauvina</i>											1		1
<i>Epinephelus tauvina</i>						1							1
<i>Therapon jarbua</i>		1											1
<i>Apogon hyalosoma</i>											1		1
<i>Apogon lateralis</i>								1		8			9
<i>Apogon sp.</i>			1										1
<i>Sillago ciliata</i>		1	1	1	12	3	6	4	3	3			34
<i>Sillago sihama</i>			1			1			1	1	1		5
<i>Caranx ignobilis</i>		1				4					1		6
<i>Caranx melampygus</i>		4	3	1	9						1		18
<i>Caranx papuensis</i>	1	1			1					1	1		5
<i>Gazza minuta</i>									1				1
<i>Leiognathus equulus</i>		1											1
<i>Leiognathus fasciatus</i>		1	1										2
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	1	2		1	1	7		2	1		1		16
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	3	7	3		1	5		1	2	1		1	24
<i>Lutjanus fulvus</i>	3	4	2		3	15	3	8	6	14	1	1	60
<i>Lutjanus russelli</i>	1	1	1			2						1	6
<i>Gerres filamentosus</i>											1	2	3
<i>Gerres ovatus</i>	206	609	66	38	5	33	3	9	38	27	54	57	1145
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>						1	1			1			3
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>	2		1		1								4
<i>Plectorhinchus obscurus</i>			2	3	1	1	1	2		2	1		13
<i>Pomadasys argenteus</i>	2	5	1	3					1	1	4	2	19
<i>Acanthopagrus berda</i>	4	4	2	1	5	19	4	14	11	15			79
<i>Lethrinus harak</i>	2	2	2		2	2						1	11
<i>Lethrinus lentjan</i>											1		1
<i>Lethrinus nebulosus</i>	1	2				1	1			2		1	8
<i>Lethrinus obsoletus</i>	1												1
<i>Lethrinus olivaceus</i>	2												2
<i>Parupeneus dispilurus</i>				1									1
<i>Parupeneus indicus</i>	4	2	2	1	3	4		2	5	1	6	2	32
<i>Upeneus tragula</i>	4	2	3			2		1			1	1	14
<i>Monodactylus argenteus</i>	9	3	1		8	15					4		40
<i>Scatophagus argus</i>	1					1			1		1		4
<i>Chaetodon auriga</i>	4	22	1		1							1	29
<i>Oreochromis mossambicus</i>		1											1
<i>Abudefduf septemfasciatus</i>			1										1
<i>Liza macrolepis</i>	3	81	56	5	31	24	15	5	2	3		1	226

ANNEXE IIIA

ESPECE	BOURAKE : CAPTURES MENSUELLES DES FILETS MAILLANTS												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Liza melinoptera</i>	4	47	11	2	14	2	6	2	20	29	11	4	152
<i>Liza vaigiensis</i>					1								1
<i>Mugil cephalus</i>										1			1
<i>Valamugil buchanani</i>	1	1	1			2			2	5			12
<i>Valamugil engeli</i>		1		1									2
<i>Sphyraena barracuda</i>	6	4	5	5	3	1		1	1		3	2	31
<i>Sphyraena flavicauda</i>				1		1							2
<i>Scarus ghobban</i>	14	62	19		1	1		1	2	4	7	9	120
<i>Acanthurus blochii</i>		4	2	1	1								8
<i>Acanthurus mata</i>												1	1
<i>Acanthurus xanthopterus</i>			1	1				1	1				4
<i>Siganus canaliculatus</i>	19	34	57	4	11	16	1	3	2	1	20	9	177
<i>Siganus lineatus</i>	11	136	48	3	49	33	3	10	3	7	8	2	313
<i>Bothus pantherinus</i>	1			1	1	1		1		1			6
<i>Pardachirus pavoninus</i>	1		1										2
<i>Arothron manillensis</i>					1								1
<i>Diodon hystrix</i>					1								1
TOTAUX	327	1062	303	81	177	203	45	70	107	136	140	102	2753

ESPECE	BOURAKE : CAPTURES MENSUELLES DE LA CAPECHADE												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Gymnothorax undulatus</i>									1				1
<i>Thyrsoidea macrura</i>												1	1
<i>Anodontostoma chacunda</i>										1		3	4
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>			6	1								164	171
<i>Sardinella fijiensis</i>	2												2
<i>Spratelloides delicatulus</i>			26	34	349	2	46	19			1		477
<i>Spratelloides gracilis</i>		318											318
<i>Stolephorus waitei</i>				1									1
<i>Thryssina baelama</i>	4	17	31	2	1					1			56
<i>Chanos chanos</i>	1												1
<i>Antemarius maculatus</i>									1				1
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>			2				1	1	1	1			6
<i>Tylosurus crocodilus</i>			1	1				1					3
<i>Atherinomorus endrachtensis</i>	1	1911	722	125	367	515	398	92	540	3	12	63	4749
<i>Atherinomorus lacunosus</i>			11	14			18				2		45
<i>Neoniphon sammara</i>		1	2	1				1			1		6
<i>Sargocentron rubrum</i>		1											1
<i>Hippocampus</i> sp.					1								1
<i>Suggrundus staigeri</i>			1							1			2
<i>Ambassis myops</i>	86	19						4	6				115
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	1												1
<i>Epinephelus coioides</i>		1											1
<i>Epinephelus lanceolatus</i>									1				1
<i>Epinephelus malabaricus</i>	1	2		2	1								6
<i>Epinephelus polyphkadion</i>			1				1	1					3
<i>Apogon fragilis</i>		6	25	7	7		2		2	4		3	56
<i>Apogon guamensis</i>									1				1
<i>Apogon lateralis</i>	38	20	14	5	35	1	7	33	47	159	18	27	404
<i>Apogon leptacanthus</i>		27	94	5	12		4						142
<i>Apogon</i> sp.				2									2
<i>Sillago ciliata</i>					2		1						3
<i>Sillago sihama</i>		1								1			2
Carangidae indéterminés	1	1											2
<i>Caranx melampygus</i>		9	2										11
<i>Caranx papuensis</i>	3												3
<i>Scomberoides tol</i>		7		1								1	9

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	BOURAKE : CAPTURES MENSUELLES DE LA CAPECHADE												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Gazza minuta</i>	1				4	1	2	1					9
<i>Leiognathus equulus</i>	5	21		1							2	1	30
<i>Leiognathus fasciatus</i>	1	3		1	48	2	3	1		4	7	1	71
<i>Leiognathus splendens</i>				1									1
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>		1											1
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	1	3	2	1				2	1	2			12
<i>Lutjanus fulvus</i>		1							1	1	1		4
<i>Lutjanus russelli</i>		4	1									1	6
<i>Gerres filamentosus</i>		23				4					2		29
<i>Gerres ovatus</i>	8	46	11	1	19	10	8	17	8	10	11	6	155
<i>Plectorhinchus obscurus</i>					2	1		1					4
<i>Pomadasys argenteus</i>	1	7	2	1	2						6	1	20
<i>Pomadasys sp.</i>		1											1
<i>Acanthopagrus berda</i>		1			1				1	1			4
<i>Lethrinus harak</i>		1	1							1			3
<i>Lethrinus lentjan</i>	1												1
<i>Lethrinus nebulosus</i>	1				1								2
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>												1	1
<i>Lethrinus sp.</i>									1				1
<i>Parupeneus dispilurus</i>									1				1
<i>Upeneus tragula</i>						1	1		1			1	4
<i>Monodactylus argenteus</i>	1	6	13		3	1	8	2	1	2	3		40
<i>Heniochus acuminatus</i>		1											1
<i>Liza macrolepis</i>	1												1
<i>Liza melinoptera</i>		1						2		3	5		11
<i>Valamugil engeli</i>											2		2
<i>Sphyaena barracuda</i>						1						1	2
<i>Sphyaena flavicauda</i>							1	1	1				3
<i>Exyrias puntang</i>										1			1
<i>Yongeichthys nebulosus</i>												1	1
<i>Acanthurus blochii</i>	3	2				2							7
<i>Acanthurus dussumieri</i>	2	12											14
<i>Acanthurus xanthopterus</i>									1				1
<i>Siganus canaliculatus</i>			1	1	1	5	6	1			2	1	18
<i>Siganus lineatus</i>	1	14	2	4	2	4	2	6	5		4		44
TOTAUX	165	2489	971	212	858	550	509	186	622	196	79	277	7114

ESPECE	OUENGIH : CAPTURES MENSUELLES DES FILETS MAILLANTS												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Carcharhinus leucas</i>				1									1
<i>Elops machnata</i>							1	1		1		1	4
<i>Megalops cyprinoides</i>	3	1			1	2	1		1				9
<i>Thyrsoidea macrura</i>		2			1	4	2			1		1	11
<i>Anodontostoma chacunda</i>	31	82	31	17	27	99	91	13	13	12	27	11	454
<i>Thryssina baelania</i>	1												1
<i>Chirocentrus dorab</i>						1	1	1					3
<i>Chanos chanos</i>		2	1									1	4
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>										1			1
<i>Zenarchopterus dispar</i>					1								1
<i>Strongylura urvilli</i>		1	2		1						1	1	6
<i>Ambassis interruptus</i>			2								1		3
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>			1			1							2
<i>Epinephelus coioides</i>		1		1									2
<i>Epinephelus malabaricus</i>	2	5		1	1	1	2	4		2	1		19
<i>Kuhlia rupestris</i>		1		1	2								4
<i>Apogon hyalosoma</i>	2	2	1	2	2	2	5	5	1		4	2	28
<i>Sillago sihama</i>	4	2	1	3	1	1	1	1	1		4	2	21

ANNEXE IIIA

ESPECE	OUENGI : CAPTURES MENSUELLES DES FILETS MAILLANTS												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Caranx ignobilis</i>	1		1		1				4		2		9
<i>Caranx melampygos</i>								1					1
<i>Caranx papuensis</i>	3	9		1	1	3				1			18
<i>Scomberoides tol</i>			1	1									2
<i>Gazza minuta</i>		3	2	1									6
<i>Leiognathus equulus</i>	3	27	8	17	4	4	1	1	1	1	2	2	71
<i>Leiognathus leuciscus</i>			1										1
<i>Leiognathus splendens</i>				1	2		2				1		6
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	7	14	1	1	1	1	1	2	2	1	2	2	35
<i>Lutjanus fulviflammus</i>									1				1
<i>Lutjanus fulvus</i>	10	7	2						1		2	5	27
<i>Lutjanus russelli</i>	9	2	1		6		2				1	1	22
<i>Gerres filamentosus</i>	7	9	2	1	1	1		2			4	4	31
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	2		1		1								4
<i>Plectorhinchus obscurus</i>	1			1									2
<i>Pomadasys argenteus</i>	9	10	4	2	6	3		3	1		2	10	50
<i>Acanthopagrus berda</i>	2	3		1	1	2		1	1		2	2	15
<i>Lethrinus harak</i>							1						1
<i>Upeneus vittatus</i>	2	1		1	3	1	1	3			1		13
<i>Monodactylus argenteus</i>		2	1			1		2		1	3	2	12
<i>Drepane punctata</i>									1			1	2
<i>Scatophagus argus</i>	1	3	1	3	2	1	1	2				1	15
<i>Liza macrolepis</i>	19	9	13	7	3	7	3	1		1	2		65
<i>Liza melinoptera</i>	3	34	35	22	10	10	41	9	8	4	15	3	194
<i>Mugil cephalus</i>	2	2	3	1	2			4	24	1	4	2	45
<i>Valamugil buchanani</i>	3	27	2	7	11	11	5	7	5	7	2	2	89
<i>Valamugil engeli</i>	5	63		6	7	12	3	1			11	29	137
<i>Sphyraena barracuda</i>				1		1	2		2		3	3	12
<i>Sphyraena putnamiae</i>									2				2
<i>Polydactylus microstoma</i>		1			1							1	3
<i>Pleurosycia sp.</i>										1			1
<i>Siganus canaliculatus</i>							1						1
<i>Siganus lineatus</i>	6	2	2	1		2			1	1	5	5	25
<i>Trichiurus lepturus</i>		2		5	3	9	7	1			1		28
<i>Arothron manillensis</i>											1		1
TOTAUX	138	329	121	106	103	180	175	64	71	35	105	94	1521

ESPECE	OUENGI : CAPTURES MENSUELLES DE LA CAPECHADE												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Dasyatis kuhlii</i>							3		1				4
<i>Elops machnata</i>			1						1				2
<i>Megalops cyprinoides</i>		1	1				1		1				4
<i>Siderea picta</i>				1									1
<i>Thyrsoidea macrura</i>		1			1		3		1				6
<i>Anguilla mossambica</i>	1												1
<i>Anodontostoma chacunda</i>		7	41	29	36	41	52	44	19	10	4	33	316
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>												1	1
<i>Sardinella fijiensis</i>	2	10	5	3	2		1	1			3	4	31
<i>Stolephorus devisi</i>						1							1
<i>Stolephorus heterolobus</i>			395			4	1	4					404
<i>Stolephorus indicus</i>				2	20		3		11				36
<i>Stolephorus spp.</i>		2											2
<i>Stolephorus waitei</i>							2						2
<i>Thryssina baelama</i>	3	23	16	1	1	3	1	2	4	12	1		67
<i>Chirocentrus dorab</i>	1					1							2
<i>Chanos chanos</i>	1	3	1										5
<i>Saurida nebulosa</i>										1			1

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	OUENGI : CAPTURES MENSUELLES DE LA CAPECHADE												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Antennarius commersoni</i>												1	1
<i>Hemiramphus far</i>			1										1
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>											1	2	3
<i>Strongylura leiura</i>				1	1				1	1			4
<i>Strongylura urvilli</i>											8		8
<i>Tylosurus crocodilus</i>		1	1						1	4			7
<i>Atherinomorus endrachtensis</i>	124	485	124	23	52	44	251	47	1358	1028	964	34	4534
<i>Atherinomorus lacunosus</i>				1									1
<i>Doryramphus excisus</i>			1										1
<i>Ambassis interruptus</i>	3								1	2			6
<i>Ambassis myops</i>	352	662	262	159	28	134	240	58	1719	4484	1209	287	9594
<i>Epinephelus coioides</i>												1	1
<i>Epinephelus malabaricus</i>	1	3	3	1									8
<i>Apogon gilberti</i>											1		1
<i>Apogon hyalosoma</i>		1		1									2
<i>Apogon lateralis</i>	14	281	218	479	2	73	268	5	26	19	294	40	1719
<i>Foa sp.</i>										1			1
<i>Sillago ciliata</i>	41	4						1	1		1		48
<i>Sillago sihama</i>	32	1				1	2	1			2	1	40
Carangidae indéterminés		18											18
<i>Carangoides spp.</i>	2												2
<i>Caranx ignobilis</i>			5					1	1				7
<i>Caranx melampygus</i>			7					1					8
<i>Caranx papuensis</i>	6	10		2	4	5				1	2		30
<i>Gnathanodon speciosus</i>	3		3										6
<i>Scomberoides tol</i>	7	13	30	3	4	3	1	1		1	3		66
<i>Gazza minuta</i>	23	90	24	18	28	11	2	5	3	3	2	7	216
<i>Leiognathus equulus</i>	157	423	341	335	222	117	121	38	38	6	26	24	1848
<i>Leiognathus fasciatus</i>		70	218	125	408	11	271	35	7	46	31	2	1224
<i>Leiognathus leuciscus</i>	2	5	45	10	35	42	7	4	9	4	5		232
<i>Leiognathus splendens</i>	3	77	127	118	102	181	33	79	1	1	24	8	754
<i>Secutor ruconius</i>		4	6	5	5	22	1				3	3	49
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	2	1											3
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	4		4	3		2	15	1	2	1	5		37
<i>Lutjanus fulvus</i>	2	5	2					2	1	2	2	1	17
<i>Lutjanus russelli</i>	4		1	2					1		2	1	11
<i>Gerres acinaces</i>	1												1
<i>Gerres filamentosus</i>	7	14	4	23	10	6	11	30	6	1	3	2	117
<i>Gerres macrosoma</i>		8											8
<i>Gerres ovatus</i>	71	130	30	18	12	12	46	24	5	26	24	13	411
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>		1						1					2
<i>Pomadasys argenteus</i>	12	29	17	25	10	12	9	1	4	7	4	4	134
<i>Acanthopagrus berda</i>	3	4	5	3	1	3	5		1		2		27
<i>Lethrinus harak</i>										1			1
<i>Upeneus tragula</i>												1	1
<i>Upeneus vittatus</i>	2	14	9	5	3	3	4	4	1				45
<i>Monodactylus argenteus</i>	9	14	8	14	3	1	15	4	3	2	2	9	84
<i>Drepane punctata</i>	1							1	1			1	4
<i>Platax orbicularis</i>	1				1				4				6
<i>Scatophagus argus</i>					1	1					2	3	7
<i>Neopomacentrus taeniurus</i>	1	2							1			2	6
<i>Liza macrolepis</i>		1	36	2	6		5		1	1	2	1	55
<i>Liza melinoptera</i>						1		1	3	16	5	2	28
<i>Liza sp.</i>									1				1
<i>Mugil cephalus</i>				3						1			4
<i>Valamugil engeli</i>	20	24	9		5		9	4	2	6	6	1	86
<i>Sphyraena barracuda</i>	2	1	3	1	3	3	2			1	1		17
<i>Sphyraena flavicauda</i>							1						1

ANNEXE IIIA

ESPECE	OUENGGH : CAPTURES MENSUELLES DE LA CAPECHADE												TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
<i>Sphyraena forsteri</i>				2									2
<i>Sphyraena putnamiae</i>		1	1		6				2				10
<i>Polydactylus microstoma</i>	2			1		3				1	2		9
<i>Butis amboinensis</i>	1				1								2
<i>Oplopomus caninoides</i>								1					1
<i>Acanthurus dussumieri</i>		1								1			2
<i>Siganus canaliculatus</i>				1									1
<i>Siganus lineatus</i>	12	16	14	6	1	10	16	2			6	3	86
<i>Trichiurus lepturus</i>		1	1		2	1	4	3	2	2			16
<i>Canthigaster sp.</i>		1											1
<i>Arothron manillensis</i>	4	1	2	1	6	4	2		1	1	1	1	24
TOTAUX	939	2464	2022	1427	1022	756	1475	403	3246	5693	2654	493	22594

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	JOUR			NUIT		
	N	(Occ)	Pmoy	N	(Occ)	Pmoy
<i>Negaprion acutidens</i>	3	(2)	1565,00	2	(1)	1580,00
<i>Sphyrna lewini</i>				5	(2)	670,00
<i>Dasyatis benetti</i>	1	(1)	3330,00			
<i>Dasyatis kuhlii</i>				1	(1)	560,00
<i>Dasyatis sephen</i>	1	(1)	2300,00			
<i>Elops machnata</i>	12	(5)	121,33	5	(5)	132,20
<i>Megalops cyprinoides</i>	3	(2)	65,00	17	(4)	310,00
<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>				1	(1)	321,00
<i>Thyrsoidea macrura</i>				3	(2)	1960,00
<i>Thyrsoidea sp.</i>	1	(1)	1550,00			
<i>Conger cinereus</i>	1	(1)	820,00	1	(1)	1130,00
<i>Anodontostoma chacunda</i>	26	(7)	126,04	167	(9)	173,59
<i>Sardinella fijiensis</i>	5	(2)	40,00	14	(3)	35,00
<i>Thryssina baelama</i>	1	(1)	11,00			
<i>Chirocentrus dorab</i>	1	(1)	930,00	1	(1)	470,00
<i>Chanos chanos</i>	12	(5)	179,83	2	(2)	90,00
<i>Plotosus lineatus</i>	381	(1)	56,55	40	(1)	33,50
<i>Saurida gracilis</i>	4	(3)	28,00	1	(1)	23,00
<i>Hemiramphus fur</i>	7	(1)	214,29	4	(1)	352,50
<i>Strongylura incisa</i>	4	(1)	198,75			
<i>Strongylura leiura</i>	1	(1)	190,00	4	(2)	325,00
<i>Strongylura urvilli</i>	6	(4)	167,00	1	(1)	190,00
<i>Tylosurus crocodilus</i>	4	(3)	187,50	1	(1)	160,00
<i>Atherinomorus endrachtensis</i>	1	(1)	5,00	1	(1)	15,00
<i>Atherinomorus lacunosus</i>	7	(2)	7,29	2	(1)	30,50
<i>Stenatherina panatela</i>				1	(1)	2,00
<i>Neoniphon argenteus</i>				5	(1)	74,60
<i>Neoniphon sammara</i>				7	(3)	88,86
<i>Sargocentron rubrum</i>	3	(1)	73,33	15	(2)	104,53
<i>Hippocampus hystrix</i>				1	(1)	1,00
<i>Ambassis interruptus</i>	4	(1)	8,00			
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	1	(1)	119,00			
<i>Epinephelus coioides</i>	1	(1)	290,00			
<i>Epinephelus cyanopodus</i>				1	(1)	1410,00
<i>Epinephelus malabaricus</i>	17	(8)	406,29	16	(11)	471,25
<i>Epinephelus merra</i>	1	(1)	130,00	2	(1)	115,00
<i>Epinephelus polyphekadion</i>				2	(2)	337,50
<i>Epinephelus tauvina</i>	1	(1)	21,00	2	(1)	444,50
<i>Therapon jarbua</i>	13	(6)	42,08	25	(5)	25,52
<i>Kuhlia marginata</i>	4	(2)	57,00	1	(1)	95,00
<i>Apogon guamensis</i>				2	(1)	17,50
<i>Apogon hyalosoma</i>	3	(2)	50,00	23	(2)	34,78
<i>Apogon lateralis</i>	2	(1)	2,50	7	(4)	7,14
<i>Apogon sp. 1</i>				13	(1)	22,15
<i>Apogon sp. 2</i>				1	(1)	21,00
<i>Sphaeramia orbicularis</i>	1	(1)	20,00			
<i>Sillago ciliata</i>	41	(8)	125,76	14	(6)	113,14
<i>Sillago sihama</i>	53	(11)	70,72	31	(10)	98,26
<i>Sillago spp.</i>	9	(3)	79,33	1	(1)	150,00
<i>Alepes vari</i>				1	(1)	380,00
<i>Caranx ignobilis</i>	11	(8)	127,64	3	(3)	114,33
<i>Caranx lugubris</i>				1	(1)	45,00
<i>Caranx papuensis</i>	25	(8)	48,40	16	(6)	103,44
<i>Gnathanodon speciosus</i>	1	(1)	35,00			
<i>Scomberoides lysan</i>	11	(2)	53,18	2	(2)	27,00
<i>Scomberoides tol</i>	1	(1)	15,00	3	(1)	45,00
<i>Gazza minuta</i>	3	(2)	123,33	6	(5)	94,17
<i>Leiognathus equulus</i>	129	(11)	14,48	54	(10)	47,04

ANNEXE III B

ESPECE	JOUR			NUIT		
	N	(Occ)	Pmoy	N	(Occ)	Pmoy
<i>Leiognathus fasciatus</i>	11	(4)	39,18	18	(6)	19,22
<i>Leiognathus leuciscus</i>	3	(3)	13,33			
<i>Leiognathus splendens</i>	9	(2)	11,67	7	(3)	19,29
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	42	(10)	466,10	26	(12)	594,81
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	41	(6)	34,07	99	(13)	52,45
<i>Lutjanus fulvus</i>	5	(2)	112,40	49	(10)	158,82
<i>Lutjanus russelli</i>	19	(7)	51,84	18	(8)	57,94
<i>Gerres filamentosus</i>	28	(11)	60,79	18	(6)	77,22
<i>Gerres ovatus</i>	907	(19)	25,83	441	(16)	24,11
<i>Diagramma pictum</i>				1	(1)	825,00
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>				2	(2)	160,00
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>				4	(2)	645,75
<i>Plectorhinchus obscurus</i>				3	(2)	1626,67
<i>Pomadasys argenteus</i>	41	(7)	250,76	35	(8)	272,66
<i>Acanthopagrus berda</i>	61	(7)	159,33	38	(8)	166,37
<i>Gymnocranius lethrinoides</i>				1	(1)	210,00
<i>Lethrinus harak</i>	17	(5)	269,18	19	(7)	267,63
<i>Lethrinus lentjan</i>				10	(6)	139,50
<i>Lethrinus nebulosus</i>	3	(2)	342,67	7	(4)	524,57
<i>Mulloides flavolineatus</i>	1	(1)	23,00			
<i>Parupeneus dispilurus</i>	1	(1)	235,00	2	(1)	162,50
<i>Parupeneus indicus</i>	9	(3)	197,11	4	(2)	326,25
<i>Parupeneus signatus</i>				1	(1)	274,00
<i>Upeneus tragula</i>	2	(2)	117,00			
<i>Upeneus vittatus</i>	11	(5)	113,64	6	(3)	110,83
<i>Monodactylus argenteus</i>	8	(3)	17,00	69	(10)	30,20
<i>Drepane punctata</i>				1	(1)	890,00
<i>Scatophagus argus</i>	5	(1)	428,00	10	(5)	528,50
<i>Chaetodon auriga</i>	2	(1)	72,50			
<i>Heniochus acuminatus</i>				1	(1)	106,00
<i>Oreochromis mossambicus</i>	14	(1)	35,00	1	(1)	15,00
<i>Liza macrolepis</i>	153	(17)	104,62	426	(19)	97,70
<i>Liza melinoptera</i>	101	(11)	66,97	55	(10)	53,76
<i>Liza spp</i>	153	(1)	109,11	47	(1)	88,47
<i>Liza vaigiensis</i>				1	(1)	445,00
<i>Mugil cephalus</i>	19	(7)	121,16	121	(11)	229,34
<i>Valamugil buchanani</i>	16	(5)	88,00	51	(9)	99,90
<i>Valamugil cunnesius</i>	2	(2)	54,00	1	(1)	2,00
<i>Valamugil engeli</i>	25	(3)	55,60	25	(3)	93,40
<i>Valamugil seheli</i>	3	(3)	318,33	12	(3)	261,83
<i>Sphyraena barracuda</i>	34	(15)	246,06	39	(13)	265,41
<i>Sphyraena flavicauda</i>				2	(1)	76,50
<i>Sphyraena putnamiae</i>	1	(1)	262,00			
<i>Polydactylus microstoma</i>				2	(2)	190,00
<i>Scarus ghobban</i>	12	(1)	222,08			
<i>Acanthurus blochii</i>	2	(1)	41,00			
<i>Acanthurus mata</i>	1	(1)	150,00			
<i>Naso unicornis</i>	1	(1)	620,00			
<i>Siganus canaliculatus</i>	78	(8)	114,87	57	(11)	109,35
<i>Siganus lineatus</i>	230	(14)	129,44	252	(16)	150,43
<i>Bothus pantherinus</i>	4	(1)	10,00	1	(1)	6,00
<i>Pardachirus pavoninus</i>				2	(2)	82,50
<i>Arothron manillensis</i>	3	(3)	86,67	5	(4)	87,00

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	PROIES IDENTIFIEES										NOMBRE D'ESTOMACS
	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det		
Carcharhinidae	<i>Carcharhinus melanopterus</i>	100									1
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	100									1
Dasyatidae	<i>Dasyatis benetti</i>	100									2
	<i>Dasyatis kuhlii</i>		51	44				5			4
Elopidae	<i>Elops machnata</i>	97	3								10
Megalopidae	<i>Megalops cyprinoides</i>	67	33								15
Muraenidae	<i>Thyrsoidea macrura</i>	100									4
Congridae	<i>Muraenesox bagio</i>	100									4
Chirocentridae	<i>Chirocentrus dorab</i>		60	40							5
Synodontidae	<i>Saurida gracilis</i>	100									6
	<i>Saurida nebulosa</i>	100									1
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus far</i>					100					25
Belonidae	<i>Strongylura leiura</i>	100									2
	<i>Strongylura urvilli</i>		100								1
	<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>	97	3				10				
Holocentridae	<i>Neoniphon argenteus</i>	50	50								2
	<i>Neoniphon sammara</i>	12	88								8
	<i>Sargocentron rubrum</i>	3	97								27
Platycephalidae	<i>Suggrundus staeigeri</i>	100									5
Serranidae	<i>Anyperodon leucogrammicus</i>		100								4
	<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	16	84								12
	<i>Epinephelus coioides</i>	50	50								4
	<i>Epinephelus cyanopodus</i>	76	24								14
	<i>Epinephelus lanceolatus</i>		100								2
	<i>Epinephelus maculatus</i>	33	56	11							10
	<i>Epinephelus malabaricus</i>	26	74								48
	<i>Epinephelus merra</i>	42	58								26
	<i>Epinephelus polyphkadion</i>	49	51								26
	<i>Epinephelus rivulatus</i>		100								3
Teraponidae	<i>Epinephelus tauvina</i>	100									1
Teraponidae	<i>Therapon jarbua</i>	80	12	8							12
	Apogonidae	<i>Apogon hyalosoma</i>	6	94							14
Sillaginidae	<i>Cheilodipterus quinquelineatus</i>	100									1
	<i>Sillago ciliata</i>	29	71								7
Carangidae	<i>Sillago sihama</i>	2	64	34							52
	<i>Caranx ignobilis</i>	53	44								16
	<i>Caranx melampygus</i>	100									1
	<i>Caranx papuensis</i>	57	43								32
	<i>Gnathanodon speciosus</i>		100								2
	<i>Scomberoides lysan</i>	100									2
	<i>Scomberoides tol</i>	88	12								30
	<i>Gazza minuta</i>	99	1								39
Leiognathidae	Lutjanidae	<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	13	87							193
	<i>Lutjanus bohar</i>	30	70								10
	<i>Lutjanus fulviflammus</i>	57	43								81
	<i>Lutjanus fulvus</i>	12	86	2							109
	<i>Lutjanus russelli</i>	54	46								48
Gerreidae	<i>Gerres filamentosus</i>		70	30							18
	<i>Gerres ovatus</i>		100								13
Haemulidae	<i>Diagramma pictum</i>	2	86	12							34
	<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	9	90	1							8
	<i>Plectorhinchus goldmanni</i>		100								3
	<i>Plectorhinchus obscurus</i>	3	88	1			8				23
	<i>Pomadasyus argenteus</i>	2	89	8			1				245
Sparidae	<i>Acanthopagrus berda</i>		99			1					117
Lethrinidae	<i>Gymnocranius lethrinoides</i>		87	13							36
	<i>Lethrinus atkinsoni</i>	3	95					2			61
	<i>Lethrinus genivittatus</i>	14	69	15				2			139

ANNEXE IV A

ESPECE	PROIES IDENTIFIEES									NOMBRE D'ESTOMACS	
	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det		
Lethrinidae	<i>Lethrinus harak</i>	9	91								30
	<i>Lethrinus lentjan</i>	3	97								15
	<i>Lethrinus nebulosus</i>	3	92	5							242
	<i>Lethrinus obsoletus</i>		93	7							3
	<i>Lethrinus olivaceus</i>		6	91	3						30
	<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	17	83								60
Nemipteridae	<i>Scolopsis bilineatus</i>		20	80							1
Mullidae	<i>Mulloides flavolineatus</i>	28	67			5					22
	<i>Parupeneus barberinus</i>			100							1
	<i>Parupeneus dispilurus</i>		100								5
	<i>Parupeneus indicus</i>	1	97	2							29
	<i>Upeneus tragula</i>	1	99								127
	<i>Upeneus vittatus</i>	2	97	1							89
Monodactylidae	<i>Monodactylus argenteus</i>	14	50	7			29				7
Ephippidae	<i>Drepane punctata</i>		67						33		3
Platacidae	<i>Platax orbicularis</i>			25			75				4
Scatophagidae	<i>Scatophagus argus</i>						100				29
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	99	1								48
	<i>Sphyraena flavicauda</i>	100									2
	<i>Sphyraena obtusata</i>	100									8
	<i>Sphyraena putnamiae</i>	100									24
Polynemidae	<i>Polydactylus microstoma</i>	48	52						8		2
Labridae	<i>Hemigymnus melapterus</i>		100								2
Scaridae	<i>Scarus ghobban</i>			100							1
Acanthuridae	<i>Acanthurus xanthopterus</i>					50	50		1		3
	<i>Naso unicornis</i>			67			33				3
Siganidae	<i>Siganus canaliculatus</i>						100				42
	<i>Siganus lineatus</i>						100				90
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	100									9
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>		90			10					5
	<i>Arothron manillensis</i>		85					15			9
Diodontidae	<i>Diodon hystrix</i>		100								1

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
CARCHARHINIDAE										
<i>Carcharhinus leucas</i>	2+/4+	+++								25,56
<i>Carcharhinus limbatus</i>	+++	+++								8,94
	100									102
<i>Carcharhinus melanopterus</i>	++	+++								38,94
	100									2
	x									104
<i>Negaprion acutidens</i>	100									102
	++++									38,66,94
SPHYRNIDAE										
<i>Sphyrna lewini</i>	70	30								96,45,94
	+++	++								65,79,104
DASYATIDAE										
<i>Dasyatis benetti</i>		x								104
<i>Dasyatis kuhlii</i>	+	xxx								57,94,104
<i>Dasyatis sephen</i>	10	90								102
		xx								45,54
ELOPIDAE										
<i>Elops machnata</i>	65/97	3/20	30							1,68,104
	+++	++								42,56
	xx	xxx								54,67,88
MEGALOPIDAE										
<i>Megalops cyprinoides</i>	+++									42,88
	67	33								104
	x	x								67
ANGUILLIDAE										
<i>Anguilla mossambica</i>										
MURAENIDAE										
<i>Gymnothorax albimarginatus</i>										
<i>Gymnothorax fimbriatus</i>	+++	++								2
<i>Gymnothorax</i> sp. 1										
<i>Gymnothorax</i> sp. 2										
<i>Gymnothorax thyrsoideus</i>										
<i>Gymnothorax undulatus</i>	30/100	10/70								2,29,75,103
	+++	++								74,94
<i>Siderea picta</i>	50	50								2
	2+/3+	2+/3+								38,67,94
<i>Thyrsoidea macrura</i>	+++									104
<i>Thyrsoidea</i> sp.										
<i>Uropterygius</i> sp.										
<i>Uropterygius</i> spp.		100								2
	x	x								94
OPHICHTHIDAE										
<i>Ophichthidae</i> spp.	5/75	25/100								6,74,75
	x	x								9
	++	+++								88
<i>Leiuranus semicinctus</i>		100								2
	x	x								94
<i>Muraenichthys</i> sp.										
<i>Myrophis uropterus</i>										
<i>Ophichthus cephalozona</i>										
<i>Ophichthus</i> spp.	50	50								6
CONGRIDAE										
<i>Conger cinereus</i>	20/97	5/80								69,74,87,103
	+++	+								75,83,42
	x	x								88
<i>Muraenesox bagio</i>	xx	x								54,104
CLUPEIDAE										
<i>Amblygaster sirm</i>					x					15

ANNEXE IVB

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
CLUPEIDAE										
<i>Anodontostoma chacunda</i>					60				40	16,44,69
					x				xx	38,42,54
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>				x						91
<i>Herklotsichthys</i> sp.										
<i>Herklotsichthys</i> spp.				100						41
<i>Sardinella fijiensis</i>										
<i>Sardinella</i> sp.										
<i>Sardinella</i> spp.				35/100	10/60				15	16,19,69
<i>Spratelloides delicatulus</i>				100						2,51,101
<i>Spratelloides gracilis</i>				100						101
<i>Spratelloides</i> spp.										
ENGRAULIDAE										
<i>Stolephorus devisi</i>	10			90/100						61,101
				x						49
<i>Stolephorus heterolobus</i>	10			90/100						16,19,61,101
<i>Stolephorus indicus</i>	10		10	80/100						3,73
				xx					x	42,88
<i>Stolephorus</i> spp.				60					40	69
<i>Stolephorus waitei</i>										
<i>Thryssina baelama</i>										
CHIROCENTRIDAE										
<i>Chirocentrus dorab</i>	100									3,16,53
	3+/4+	++								38,49,67,104
	x									79
CHANIDAE										
<i>Chanos chanos</i>			10	10		15	65			1,45,49
			xx				xxxx		xxx	54,88
PLOTOSIDAE										
<i>Plotosus lineatus</i>			20	70					10	69
		x	x							14
	++	+++								67
SYNODONTIDAE										
<i>Saurida gracilis</i>	80/100	20								2,58,74,87,70,103,104
	+++									3,32,67
<i>Saurida nebulosa</i>	xx									67,104
ANTENNARIIDAE										
<i>Antennarius</i> spp.	2+/3+	2+/3+								9,88
	100									74,87,103
<i>Antennarius ommeroni</i>	++++									45
<i>Antennarius maculatus</i>										
HEMIRAMPHIDAE										
<i>Hemiramphidae</i> spp.										
<i>Hemiramphus far</i>			5	5	95	10	75			18,31,104
					x					9
<i>Hemiramphus</i> spp.					100					50
						+++	++			14
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>					100					50
					x					49
<i>Hyporhamphus</i> spp.	20/30		5	55/100	45	70	15/30			2,31,56,62
<i>Zenarchopterus dispar</i>				xx	xxx					49,88
<i>Zenarchopterus</i> spp.										
BELONIDAE										
<i>Strongylura incisa</i>	++++									2
<i>Strongylura leiura</i>	++++									49,54,67,104
<i>Strongylura urvilli</i>		x								104
<i>Tylosurus crocodilus</i>	70/100		3/30							6,102,104
	++++									53,49,88

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
ATHERINIDAE										
<i>Atherinidae</i> spp.										
<i>Atherinomorus endrachtensis</i>				++++						88
<i>Atherinomorus lacunosus</i>				100						2,33
				++++						9,41
<i>Stenatherina panatela</i>										
HOLOCENTRIDAE										
<i>Neoniphon argenteus</i>		100								2
	x	x								104
<i>Neoniphon sammara</i>	4/15	67/100								2,32,67,70,74,75
										87,103,104
<i>Sargocentron rubrum</i>	3	97								104
SYNGNATHIDAE										
<i>Syngnathidae</i> spp.										
<i>Corythoichthys amplexus</i>			xxx	x						56,94
<i>Doryrhamphus excisus</i>			x							94
<i>Hippocampus hystrix</i>										
<i>Hippocampus</i> sp. 1										
<i>Hippocampus</i> sp. 2										
<i>Hippocampus</i> spp.				x						45
<i>Micrognathus andersonii</i>										
<i>Syngnathoides biaculeatus</i>			x	x						88
SYNANCEIIDAE										
<i>Inimicus didactylus</i>	++	+++								45
PLATYCEPHALIDAE										
<i>Suggrundus staigeri</i>	+++									104
CENTROPOMIDAE										
<i>Ambassis interruptus</i>			20	60					20	97
<i>Ambassis myops</i>			x	x					x	88
<i>Ambassis</i> spp.	15/70	30	10/20	30/100	20				50/90	16,69,85,102
				++++						55,71,49
				xx					x	3,5,4,56
SERRANIDAE										
<i>Anyperodon leucogrammicus</i>	90/100	5/10								2,86
	+++	++								11,94,104
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	16/50	50/84								86,104
	x									70
<i>Epinephelus coioides</i>	10/75	25/90								86,102
	x	x								104
<i>Epinephelus cyanopodus</i>	70/100	30								2,8,86,104
<i>Epinephelus lanceolatus</i>	+++	++								79,86
		x								104
<i>Epinephelus maculatus</i>	33/80	20/67								8,104
	x	x								84
<i>Epinephelus malabaricus</i>	+++	++								11,86,88
	26	74								104
<i>Epinephelus merra</i>	42/65	35/58								2,29,39,70,86,104
<i>Epinephelus polyphekadion</i>	36/50	50/64								8,86,104
	++	+++								9,11,94
<i>Epinephelus rivulatus</i>	+++	+++								86,104
<i>Epinephelus</i> sp.										
<i>Epinephelus</i> sp. aff. <i>tauvina</i>										
<i>Epinephelus tauvina</i>	70/90	10/30								8,11,86
	xx	x								88,104
TERAPONIDAE										
<i>Therapon jarbua</i>	5/80	20/30	25	40						55,104,49,94
	xxxx	xxxx								19,42,88
	+++	++								14,56

ANNEXE IVB

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
KUHLIIDAE										
<i>Kuhlia marginata</i>										
<i>Kuhlia rupestris</i>										
<i>Kuhlia</i> spp.		xx		x			x			10,32
	6	50	25	4					13	58
APOGONIDAE										
<i>Apogon</i> spp.	60	40	20	30-80					70	34,73,98
<i>Apogon fragilis</i>										
<i>Apogon gilberti</i>										
<i>Apogon guamensis</i>				100						70,94
<i>Apogon hyalosoma</i>	5	95								104
	+	+++							++	88
<i>Apogon lateralis</i>	x								x	88
<i>Apogon leptacanthus</i>			x							
<i>Apogon melas</i>										
<i>Apogon</i> sp. 1										
<i>Apogon</i> sp. 2										
<i>Apogon</i> sp. 3										
<i>Apogonichthys perdix</i>										
<i>Cheilodipterus quinquelineatus</i>	30/100	40/70	100							2,70
	xx	x	x	x						78,84,94,104
<i>Foa brachygramma</i>			100							30,103
<i>Foa</i> sp.										
<i>Fowleria abocellata</i>										
<i>Fowleria variegata</i>										
<i>Sphaeramia orbicularis</i>	+	+	++	+++						94
		x	x							78
SILLAGINIDAE										
<i>Sillago ciliata</i>	29	71/75	25							89,104
	+	2+/3+	+++							14,45
<i>Sillago sihama</i>	2/20	64/100	20/34							73,92,93,100,104
		xxx								13,56,83,88
<i>Sillago</i> spp.										
CARANGIDAE										
<i>Carangidae</i> spp.										
<i>Alepes vari</i>	x	x	x	x						67
<i>Carangoides</i> spp.										
<i>Caranx ignobilis</i>	25/100	20/75								8,72,103,104
	+++	++								50,52,56
	xx	x								49,67,80
<i>Caranx lugubris</i>	100									6,8,5
	+++									67
<i>Caranx melampygus</i>	90/100	5/10								2,8,72,103
	xxx	xx								52,53
	+++									5,32,67,104
<i>Caranx papuensis</i>	57/100	43								52,104
	+++									67
<i>Caranx sexfasciatus</i>	50/95	5/50		5						8,19,52,55
	xx	xxxx	x						x	49,54,94
	+++	+++								56,88
<i>Gnathanodon speciosus</i>	20	80								102
	x	xxxxx	xxx							38,94,99,104
	++	+++	+++							67,79
<i>Scomberoides lysan</i>	90/100	10								19,52,53
	xxx									49,94,104
	+++	++								67
<i>Scomberoides tol</i>	50/88	12/50								50,53,104,67
	xxx	xx								49,88,99

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
LEIOGNATHIDAE										
<i>Gazza minuta</i>	90/100 xxx	1/10 xx								3,53,104 19,49,83
<i>Leiognathus equulus</i>			15 xxxx	85 xxxx					xx	28,55,49,83 54,56,88
<i>Leiognathus fasciatus</i>			xx	xx						49,83
<i>Leiognathus leuciscus</i>										
<i>Leiognathus rivulatus</i>										
<i>Leiognathus splendens</i>				40/65	45				5/60	16,28,69,73
<i>Secutor ruconius</i>			x	xx	x				x	83,88
				100						16,19
				x						3
				xxx						49,54,88
LUTJANIDAE										
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	12/15 xx ++	85/87 xxx +++								102,104,88 56,59,67 49
<i>Lutjanus bohar</i>	30/100 xx	35/70 xx								2,8,82,86 59,104,67,94
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	35/57 ++	43/65 +++								70,104,49,86 56,67
<i>Lutjanus fulvus</i>	12/55 +++	45/88 ++								8,10,86,104 53,67
<i>Lutjanus russelli</i>	15/54 ++	46/85 +++								73,102,104 67,86,88
GERREIDAE										
<i>Gerres acinaces</i>		+++	++							56
<i>Gerres filamentosus</i>		xx	xxx	x			x		xx	54,67,88
		70	30							104
<i>Gerres macrosoma</i>		x	x						x	88
<i>Gerres ovatus</i>		35/100	50/65							50,64,104
		x	x							14
<i>Gerres oyena</i>		50	50							50,67
		xxx	xxxx						xx	9,70,88
HAEMULIDAE										
<i>Diagramma pictum</i>	2/10	90/98								59,104
		x	x							38
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>		x								46
	9	91								104
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>		xxx								57,94,104
<i>Plectorhinchus obscurus</i>	3	97								104
<i>Pomadasys argenteus</i>	2/5 xx	90/100 xxxxx	5 x							16,69,73,104 27,44,71
	+	+++	++							49,54,56,88
<i>Pomadasys sp.</i>										
SPARIDAE										
<i>Acanthopagrus berda</i>		100								102,104,67
	+	+++								38,49,56
LETHRINIDAE										
<i>Gymnocranius lethrinoides</i>		100								104
<i>Lethrinus atkinsoni</i>	3/75 ++	25/100 +++	3							47,70,104 9,37,67
<i>Lethrinus genivittatus</i>		x								70
	14	85	1							104
<i>Lethrinus harak</i>		xxx								9,37,67,94
	9	91								104
<i>Lethrinus lentjan</i>	3/5 x	90/97 xx	5							20,104 37,59,67

ANNEXE IVB

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
LETHRINIDAE										
<i>Lethrinus nebulosus</i>	3/35	65/100	1							37,47,104 49,56,67
		xxx								
<i>Lethrinus obsoletus</i>		xxx								37,63,67,104
<i>Lethrinus olivaceus</i>	6/90	10/94	1							8,59,104 47,37 9
	x	x								
	+++	++								
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	5/25	75/95								37,59,104
<i>Lethrinus</i> sp.										
NEMIPYTERIDAE										
<i>Scolopsis bilineatus</i>		xxx	xx							57,67,104
<i>Scolopsis trilineatus</i>										
<i>Scolopsis</i> spp.		xx								3,84
		50	50							70
MULLIDAE										
<i>Mulloidis flavolineatus</i>	28	72/100	20							10,60,103,104 9,94
	+	+++	++							
<i>Parupeneus barberinus</i>		50/60	40/50							2,70 57,67,94,104
		xxxx	x							
<i>Parupeneus dispilurus</i>	4/5	95/100								32,60,74,103 75,57,104
		xx								
<i>Parupeneus indicus</i>		x								94
	1	96	3							104
<i>Parupeneus signatus</i>	10	60	30							70
<i>Upeneus tragula</i>	1	90/98	1/10							70,104 41,88
		+++	++							
<i>Upeneus vittatus</i>		xxx	x							49,88,94
	2	97	1							104
MONODACTYLIDAE										
<i>Monodactylus argenteus</i>	++	++	++	++			+++			14,56,88 67
				x					x	
	14	36	17				33			104
EPHIPPIDIDAE										
<i>Drepane punctata</i>		100								19,79
	xx	xxxx	xx				x		x	49,54,67,104
PLATACIDAE										
<i>Platax orbicularis</i>									100	69
	x	xxx	xxx				xx		x	45,88,94,104
SCATOPHAGIDAE										
<i>Scatophagus argus</i>							xxxx		xxxx	42,45,94
		x	x				x		xx	67
							100			104,54,88
CHAETODONTIDAE										
<i>Chaetodon auriga</i>		40	20/60				20	20/40		2,32,77,103
		+	+++				+++	+++		70,9,10
			x				x	x		26,43
<i>Heniochus acuminatus</i>			x	x			x	x	x	78,94
CICHLIDAE										
<i>Oreochromis mossambicus</i>				10		5	15		70	55
			x				x		xx	54,56
POMACENTRIDAE										
<i>Abudefduf septemfasciatus</i>	+		xx				xxxx			2,5,90,94
<i>Neopomacentrus taeniurus</i>				x						90
MUGILIDAE										
<i>Liza macrolepis</i>				20/45		5	10/25		45/50	17,55
					xx		xx		xxx	42,54,56
<i>Liza melinoptera</i>										
<i>Liza</i> spp.										

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
MUGILIDAE										
<i>Liza vaigiensis</i>							x		x	49
<i>Mugil cephalus</i>			5	20	5	10	25/50		40/99	23,24,55,58
			x		x				xxx	1,17,81
				+	+		+++		+++	25,42,49,54,56
<i>Valamugil buchanani</i>			x		x	x			xx	49,56
<i>Valamugil cunnesius</i>			15			5	20		60	55,42,49
							+++		+++	54,56
<i>Valamugil engeli</i>										
<i>Valamugil seheli</i>			x		x		x		xx	49,56
SPHYRAENIDAE										
<i>Sphyraena barracuda</i>	78/100	1/22								6,8,58,70,53,59,95,104
	+++									25,88
<i>Sphyraena flavicauda</i>	+++									104
<i>Sphyraena forsteri</i>	100									8
	+++	+								67
<i>Sphyraena obtusata</i>	60/100	40								50,83,104
	x									53,67
<i>Sphyraena putnamiae</i>	90/100	5/10								53,102,104
POLYNEMIDAE										
<i>Polydactylus microstoma</i>	x	x								67
	48	52								104
LABRIDAE										
<i>Halichoeres biocellatus</i>										
<i>Halichoeres trimaculatus</i>		80/85	15				5			2,70
		x	x							94
<i>Halichoeres spp.</i>			70				30			2
<i>Hemigymnus melapterus</i>		50	50							70
		xxxx	xx							2,57,67,94
		++	+++							79,104
<i>Stethojulis strigiventer</i>			100							70
SCARIDAE										
<i>Scarus chameleon</i>										
<i>Scarus ghobban</i>			++++				100			70,104
<i>Scarus sp.</i>										
MUGILOIDIDAE										
<i>Paraperca cylindrica</i>	5	45	25				25			70
TRIPTERYGIIDAE										
<i>Trypterygiae spp.</i>			x							94
<i>Enneapterygius sp.</i>										
BLENNIIDAE										
<i>Istiblennius spp.</i>			x				xxxx		xxx	2,10,70,94
			30				40		30	2
<i>Istiblennius edentulus</i>										
<i>Omobranchus sp.</i>										
<i>Omobranchus spp.</i>			x	x						94
<i>Omox biporos</i>										
<i>Omox spp.</i>			x	x						94
<i>Petroscirtes grammistes</i>										
<i>Petroscirtes mitratus</i>							70		30	70
<i>Prealiticus sp. 1</i>										
CALLIONYMIDAE										
<i>Calliurichthys sp.</i>										
ELEOTRIDIDAE										
<i>Eleotris fusca</i>		x	x						x	56
<i>Eleotris sp. aff. melanosoma</i>										
<i>Eleotris sp. aff. oxycephala</i>										
<i>Eleotris spp.</i>	5	22	48						22	58

ANNEXE IVB

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
MICRODESMIDAE										
<i>Parioglossus dotui</i>				xx						76
<i>Parioglossus rainfordi</i>										
GOBIIDAE										
<i>Gobiidae</i> spp.										
<i>Gobiidae</i> sp. 1										
<i>Gobiidae</i> sp. 2										
<i>Gobiidae</i> sp. 3										
<i>Acentrogobius</i> sp. aff. <i>audax</i>										
<i>Acentrogobius</i> spp.			70						30	93
			xxx				xx			54
<i>Amblygobius albinaculatus</i>			50				50			70
<i>Amblygobius nocturnus</i>										
<i>Amblygobius</i> sp. aff. <i>nocturnus</i>										
<i>Amblygobius</i> spp.			x				x		x	94
<i>Asterropteryx semipunctatus</i>			30				20		50	70
<i>Bathygobius albopunctatus</i>										
<i>Bathygobius</i> sp. aff. <i>cocosensis</i>										
<i>Bathygobius</i> spp.			100							25
			x							14
<i>Butis amboiniensis</i>										
<i>Butis</i> spp.			x						x	88
<i>Cryptocentrus lutheri</i>										
<i>Exyrias bellissimus</i>			x							94
<i>Exyrias puntang</i>										
<i>Fusigobius neophytus</i>			75						25	70
<i>Fusigobius</i> spp.										
<i>Glossogobius biocellatus</i>			x						x	88
<i>Glossogobius giuris</i>	x	x	xxx						x	42,49,56
	50		35	15						55
<i>Glossogobius</i> sp.										
<i>Gnatholepis</i> sp.										
<i>Istigobius decoratus</i>										
<i>Istigobius ornatus</i>			100							2
<i>Istigobius spence</i>			75				15		10	70
<i>Mahidolia duque</i>										
<i>Oplopomus caninooides</i>										
<i>Oplopomus oplopomus</i>										
<i>Oplopomus</i> sp.										
<i>Pleurosycia</i> sp.										
<i>Ptereleotris microlepis</i>				100						70
				xx						9,12
<i>Redigobius</i> sp.										
<i>Valenciennesia longipinnis</i>			100							70
		x	x							103
<i>Vanderhorstia</i> sp. aff. <i>lanceolata</i>										
<i>Yongeichthys nebulosus</i>			x						x	88
<i>Yongeichthys</i> sp. aff. <i>pavidus</i>										
ACANTHURIDAE										
<i>Acanthurus blochii</i>			x				xxxx		xx	2,10,22,79,94
<i>Acanthurus dussumieri</i>							100			70,103
							xxxx		xx	10,22,88,94
<i>Acanthurus mata</i>				100						94
				++++						79
<i>Acanthurus xanthopterus</i>			x				xxxxx		xx	2,10,22,94,104
						++	+++			8,90
<i>Naso unicornis</i>			+++			++++	++			10,22,38,48,80,94,104
						100				2,103

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	REFERENCE
SIGANIDAE										
<i>Siganus canaliculatus</i>			85			50	50/100		15	69,73,104,3
			x			xxx	xxxx			40,67,84,88
<i>Siganus lineatus</i>							100			104
						x	x			67
TRICHIURIDAE										
<i>Trichiurus lepturus</i>	+++	++								19,67,83
	100									4,16,21,104
BOTHIDAE										
<i>Bothus pantherinus</i>	27/70	22/45	48							58,74,103
SOLEIDAE										
<i>Pardachirus pavoninus</i>										
TETRAODONTIDAE										
<i>Arothron hispidus</i>		100								32,2,10,94
		xxxxx				xxxx		xxxx	xx	26,49,88,104
<i>Arothron manillensis</i>		xx								19,56
		85						15		104
<i>Canthigaster sp.</i>										
<i>Canthigaster spp.</i>		15/25	15/78			10	15/60	10/20	30	29,32,36
		xx	xx				xx	xx		10,26
DIODONTIDAE										
<i>Cylichthys spilostylus</i>										
<i>Diodon hystrix</i>		100								6,10,32
		xxxx	x						+	2,7,94,104

Références bibliographiques classées par ordre chronologique

CODE	REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE	CODE	REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE
1	HIATT (1944)	28	TIEWS <i>et al.</i> (1973)
2	HIATT & STRASBURG (1960)	29	VIVIEN (1973)
3	THAM (1950)	30	VIVIEN (1975)
4	PRABHU (1955)	31	COLLETTE (1974)
5	RANDALL (1955)	32	HOBSON (1974)
6	RANDALL (1967)	33	HOBSON & CHESS (1973)
7	RANDALL (1974)	34	HOBSON & CHESS (1978)
8	RANDALL (1980)	35	ALLEN (1975)
9	RANDALL (1983)	36	ALLEN & RANDALL (1977)
10	RANDALL (1985)	37	WALKER (1975)
11	RANDALL & BEN TUVIA (1983)	38	FOURMANOIR & LABOUTE (1976)
12	RANDALL & HOESE (1985)	39	HARME LIN-VIVIEN & BOUCHON (1976)
13	RADHAKRISHNAN (1957)	40	TSUDA <i>et al.</i> (1976)
14	THOMSON (1959)	41	HIDA & UCHIYAMA (1977)
15	RONQUILLO (1960)	42	SHUBNIKOV (1977)
16	VENKATARAM (1960)	43	STEEN (1977)
17	LUTHER (1962)	44	BEUMER (1978)
18	TALWAR (1962)	45	GRANT (1978)
19	RAO (1964)	46	KONCHINA (1978)
20	TOOR (1964)	47	ALDONOV & DRUZHININ (1979)
21	GEORGE <i>et al.</i> (1968)	48	ROBERTSON <i>et al.</i> (1979)
22	JONES (1968)	49	BLABER (1980)
23	ODUM (1968)	50	BLABER & BLABER (1980)
24	ODUM (1970b)	51	BLABER & CYRUS (1981)
25	ODUM & HEALD (1972)	52	BLABER & CYRUS (1983)
26	ABEL (1972)	53	BLABER <i>et al.</i> (1990b)
27	DESHMUKH (1973)	54	JEYASEELAN & KRISHNAMURTHY (1980)

ANNEXE IVB

CODE	REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE	CODE	REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE
55	WHITFIELD (1980)	80	UCHIDA & UCHIYAMA (1986)
56	DAY <i>et al.</i> (1981)	81	WJEWARATNE & COSTA (1986)
57	COLEMAN (1981)	82	WRIGHT <i>et al.</i> (1986)
58	MACIOLEK (1981)	83	BAL & RAO (1987)
59	MARCHAL <i>et al.</i> (1981)	84	MONKOLPRASIT & LEWMANOMONT (1987)
60	SORDEN (1982)	85	MORTON <i>et al.</i> (1987)
61	CHAPAU (1983)	86	PARRISH (1987b)
62	RUSSELL (1983)	87	PARRISH <i>et al.</i> (1986)
63	WILLIAMS & HATCHER (1983)	88	PINTO (1987)
64	BELL <i>et al.</i> (1984)	89	BURCHMORE <i>et al.</i> (1988)
65	COMPAGNON (1984A)	90	DALZELL (1988)
66	COMPAGNON (1984B)	91	DALZELL (in press)
67	FISHER & BIANCHI (1984)	92	GOWDA <i>et al.</i> (1988)
68	MARAIS (1984)	93	WRIGHT (1988)
69	ONG & SASEKUMAR (1984)	94	MYERS (1989)
70	SANO <i>et al.</i> (1984)	95	SCHMIDT (1989)
71	SASEKUMAR <i>et al.</i> (1984)	96	STEVENS & LYLE (1989)
72	SUDEKUM (1984)	97	COATES (1990)
73	THONG & SASEKUMAR (1984)	98	DU PREEZ <i>et al.</i> (1990)
74	NORRIS (1985)	99	GUNN (1990)
75	NORRIS & PARRISH (1988)	100	GUNN & MILWARD (1985)
76	RENNIS & HOESE (1985)	101	MILTON <i>et al.</i> (1990)
77	BOUCHON-NAVARO (1986)	102	SALINI <i>et al.</i> (1990)
78	SHIRAI (1986)	103	PARRISH (comm. pers.)
79	SMITH & HEEMSTRA (1986)	104	Base de données ORSTOM Nouméa

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det
Carcharhinidae										Hemiramphidae									
<i>Carcharhinus leucas</i>	75	25								Hemiramphidae indéterminés °				15	70			15	
<i>Carcharhinus limbatus</i>	75	25								<i>Hemirhamphus far</i>					80			20	
<i>Carcharhinus melanopterus</i>	50	50								<i>Hyporhamphus dussumieri</i>					100				
<i>Negaprion acuidens</i>	100									<i>Zenarchopterus dispar</i> °				25	75				
Sphyrnidae										Belonidae									
<i>Sphyrna lewini</i>	70	30								<i>Strongylura leiura</i>	100								
Dasyatidae										<i>Strongylura urvilli</i>	100								
<i>Dasyatis benetti</i>			100							<i>Strongylura incisa</i>	100								
<i>Dasyatis kuhlii</i>	5	95								<i>Tylosurus crocodilus</i>	80	20							
<i>Dasyatis sephen</i>	10	90								Atherinidae									
Elopidae										Atherinidae indéterminés °				100					
<i>Elops machnata</i>	90	10								<i>Atherinomorus endrachtensis</i>				100					
Megalopidae										<i>Atherinomorus lacunosus</i>				100					
<i>Megalops cyprinoides</i>	67	33								<i>Stenatherina panatela</i> °				100					
Anguillidae										Holocentridae									
<i>Anguilla mossambica</i> °	50	50								<i>Neoniphon argenteus</i>			100						
Muraenidae										<i>Neoniphon sammara</i>	10	90							
<i>Gymnothorax albimarginatus</i> °	50	50								<i>Sargocentron rubrum</i>	3	97							
<i>Gymnothorax fimbriatus</i>	70	30								Syngnathidae									
<i>Gymnothorax</i> sp. 1 °	30	70								<i>Corythoichthys amplexus</i> °			100						
<i>Gymnothorax</i> sp. 2 °	30	70								<i>Doryrhamphus excisus</i> °			50	50					
<i>Gymnothorax thyrsoideus</i> °	50	50								<i>Hippocampus hystrix</i> °			50	50					
<i>Gymnothorax undulatus</i>	80	20								<i>Hippocampus</i> sp. 1 °			50	50					
<i>Siderea picta</i>	50	50								<i>Hippocampus</i> sp. 2 °			50	50					
<i>Thyrsoidea macrura</i>	100									<i>Micrognathus andersonii</i> °			50	50					
<i>Thyrsoidea</i> sp. °	100									<i>Syngnathoides biaculeatus</i>			50	50					
<i>Uropterygius</i> sp. °	10	90								Synanceiidae									
Ophichthidae										<i>Inimicus didactylus</i>	30	70							
<i>Leiuranus semicinctus</i>	25	75								Platycephalidae									
<i>Muraenichthys</i> sp. °	25	75								<i>Suggnundus staigeri</i>	100								
<i>Myrophis uropterus</i> °	25	75								Centropomidae									
<i>Ophichthus cephalozona</i> °	50	50								<i>Ambassis interruptus</i>			20	60				20	
Congridae										<i>Ambassis myops</i>			10	60				30	
<i>Conger cinereus</i>	80	20								Serranidae									
<i>Muraenesax bagio</i>	80	20								<i>Anyperodon leucogrammicus</i>	95	5							
Clupeidae										<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i>	16	84							
<i>Amblygaster sirm</i>					100					<i>Epinephelus coioides</i>	40	60							
<i>Anodontostoma chacunda</i>					60			40		<i>Epinephelus cyanopodus</i>	70	30							
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>				100						<i>Epinephelus lanceolatus</i>	75	25							
<i>Herklotsichthys</i> sp. °				100						<i>Epinephelus maculatus</i>	33	67							
<i>Sardinella fijiensis</i>				60	30			10		<i>Epinephelus malabaricus</i>	26	74							
<i>Sardinella</i> sp. °				60	30			10		<i>Epinephelus merra</i>	42	58							
<i>Spratelloides delicatulus</i>				100						<i>Epinephelus polyphkadion</i>	36	64							
<i>Spratelloides gracilis</i>				100						<i>Epinephelus rivulatus</i>	50	50							
<i>Spratelloides</i> spp. °				100						<i>Epinephelus</i> spp. °	50	50							
Engraulidae										<i>Epinephelus</i> sp. aff. <i>tauvina</i> °	80	20							
<i>Stolephorus devisi</i>	5			95						<i>Epinephelus tauvina</i>	80	20							
<i>Stolephorus heterolobus</i>	5			95						Teraponidae									
<i>Stolephorus indicus</i>	5		5	90						<i>Therapon jarbua</i>	70	20	10						
<i>Stolephorus</i> spp. °	5			90				5		Kuhliidae									
<i>Stolephorus waiti</i> °	5			90				5		<i>Kuhlia marginata</i> °	5	50	25	5					15
<i>Thryssina baelama</i> °				100						<i>Kuhlia rupestris</i> °	5	50	25	5					15
Chirocentridae										Apogonidae									
<i>Chirocentrus dorab</i>	100									<i>Apogon fragilis</i> °			50	50					
Chanidae										<i>Apogon gilberti</i> °			50	50					
<i>Chanos chanos</i>			10				70	20		<i>Apogon guamensis</i>				100					
Plotosidae										<i>Apogon hyalosoma</i>	5	95							
<i>Plotosus lineatus</i>			20	70				10		<i>Apogon lateralis</i>	10		40						50
Synodontidae										<i>Apogon leptacanthus</i> °			50	50					
<i>Saurida gracilis</i>	90	10								<i>Apogon</i> sp. 1 °			50	50					
<i>Saurida nebulosa</i>	100									<i>Apogon</i> sp. 2 °			50	50					
Antennariidae										<i>Apogon</i> sp. 3 °			50	50					
<i>Antennarius commersoni</i>	100									<i>Apogon</i> sp. 4 °			50	50					
<i>Antennarius maculatus</i> °	75	25								<i>Apogonichthys perditx</i> °			50	50					

ANNEXE IV C

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det
Apogonidae										Nemipteridae									
<i>Cheilodipterus quinquelineatus</i>	70	15	15							<i>Scolopsis bilineatus</i>		75	25						
<i>Foa brachygramma</i>			100							<i>Scolopsis trilineatus</i> °		75	25						
<i>Foa</i> sp. °			100							Mullidae									
<i>Fowleria abocellata</i> °	5	20	75							<i>Mulloides flavolineatus</i>	28	72							
<i>Fowleria variegata</i> °	5	20	75							<i>Parupeneus barberinus</i>		50	50						
<i>Sphaeramia orbicularis</i>	2	3	20	75						<i>Parupeneus dispilurus</i>	5	95							
Sillaginidae										<i>Parupeneus indicus</i>	1	96	3						
<i>Sillago ciliata</i>	29	71								<i>Parupeneus signatus</i>	10	60	30						
<i>Sillago sihama</i>	2	64	34							<i>Upeneus tragula</i>	1	92	7						
<i>Sillago</i> spp. °	15	70	15							<i>Upeneus vittatus</i>	2	97	1						
Carangidae										Monodactylidae									
Carangidae indéterminés °			50	50						<i>Monodactylus argenteus</i>	14	36	17				33		
<i>Alepes vari</i>	40	15	5	40						Ephippidae									
Carangoides spp. °	75	25								<i>Drepane punctata</i>	10	70	10				5		5
<i>Caranx ignobilis</i>	75	25								Platacidae									
<i>Caranx lugubris</i>	100									<i>Platax orbicularis</i>	5	40	35				10		10
<i>Caranx melampyngus</i>	90	10								Scatophagidae									
<i>Caranx papuensis</i>	80	20								<i>Scatophagus argus</i>		5	5				50		40
<i>Caranx sexfasciatus</i>	50	50								Chaetodontidae									
<i>Gnathanodon speciosus</i>	10	80	10							<i>Chaetodon auriga</i>		10	40				20		30
<i>Scomberoides lysan</i>	95	5								<i>Heniochus acuminatus</i>		40	20				20	10	10
<i>Scomberoides tol</i>	88	12								Cichlidae									
Leiognathidae										<i>Oreochromis mossambicus</i>				10		5	15		70
<i>Gazza minuta</i>	95	5								Pomacentridae									
<i>Leiognathus equulus</i>			15	80					5	<i>Abudefduf</i> spp. °	5		20				75		
<i>Leiognathus fasciatus</i>			15	85						<i>Abudefduf septemfasciatus</i>	5		20				75		
<i>Leiognathus leuciscus</i> °			15	85						<i>Chrysiptera biocellata</i>				15			75		10
<i>Leiognathus rivulatus</i> °			15	85						<i>Neopomacentrus taeniurus</i>				100					
<i>Leiognathus splendens</i>			5	50	20				25	Mugilidae									
<i>Secutor ruconius</i>			100							<i>Liza macrolepis</i>				17	13		20		50
Lutjanidae										<i>Liza melinoptera</i> °				17	13		20		50
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	13	87								<i>Liza</i> spp. °				17	13		20		50
<i>Lutjanus bohar</i>	30	70								<i>Liza vaigiensis</i>							40		60
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	40	60								<i>Mugil cephalus</i>			5	10	5		30		50
<i>Lutjanus fulvus</i>	12	88								<i>Valamugil buchani</i>			15		20	5			60
<i>Lutjanus russelli</i>	54	46								<i>Valamugil cunnesius</i>			15			5	20		60
Gerreidae										<i>Valamugil engeli</i> °			10				30		60
<i>Gerres acinaces</i>		75	25							<i>Valamugil seheli</i>			10				20		70
<i>Gerres filamentosus</i>		70	30							Sphyraenidae									
<i>Gerres macrosoma</i>		70	20						10	<i>Sphyraena barracuda</i>	90	10							
<i>Gerres ovatus</i>		50	50							<i>Sphyraena flavicauda</i>	95	5							
<i>Gerres oyena</i>		40	60							<i>Sphyraena forsteri</i>	100								
Haemulidae										<i>Sphyraena obtusata</i>	80	20							
<i>Diagramma pictum</i>	2	98								<i>Sphyraena putnamiae</i>	95	5							
<i>Plectorhinchus gibbosus</i>	9	91								Polyneimidae									
<i>Plectorhinchus goldmanni</i>		100								<i>Polydactylus microstoma</i>	48	52							
<i>Plectorhinchus obscurus</i>	3	97								Labridae									
<i>Pomadasyus argenteus</i>	5	95								<i>Halichoeres biocellatus</i> °		80	20						
<i>Pomadasyus</i> sp. °	5	95								<i>Halichoeres</i> spp. °		80	20						
Sparidae										<i>Halichoeres trimaculatus</i>		80	20						
<i>Acanthopagrus bende</i>		100								<i>Hemigymnus melapterus</i>		50	50						
Lethrinidae										<i>Stethojulis strigiventer</i>				100					
<i>Gymnocranius lethrinoides</i>		100								Scaridae									
<i>Lethrinus atkinsoni</i>	20	80								<i>Scarus</i> sp. °								100	
<i>Lethrinus genivittatus</i>	14	85	1							<i>Scarus chameleon</i> °								100	
<i>Lethrinus harak</i>	9	91								<i>Scarus ghobban</i>								100	
<i>Lethrinus lentjan</i>	3	90	7							Mugiloididae									
<i>Lethrinus nebulosus</i>	3	97								<i>Parapercis cylindrica</i>	5	45	25				25		
<i>Lethrinus obsoletus</i>		100								Tripterygiidae									
<i>Lethrinus olivaceus</i>	30	70								<i>Enneapterygius</i> spp. °			100						
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i>	10	90								Blenniidae									
<i>Lethrinus</i> spp. °		100								<i>Istiblennius edentulus</i> °			30				40		30
Nemipteridae										<i>Omobranchus</i> spp. °			50	50					
<i>Scolopsis</i> spp. °		50	50							<i>Omox hiporos</i> °			50	50					

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det	ESPECE	P	C1	C2	Z	Pk	Ma	Mi	Co	Det
Blenniidae										Gobiidae									
<i>Petrosciartes grammistes</i>							70		30	<i>Mahidolia duque</i> °			50				20		30
<i>Petrosciartes miratus</i> °							70		30	<i>Oplopomus caninoides</i> °			50				20		30
<i>Praealticus</i> sp. 1 °							70		30	<i>Oplopomus oplopomus</i> °			50				20		30
Callionymidae										<i>Oplopomus</i> sp. °			50				20		30
<i>Calliurichthys</i> sp. °		20	80							<i>Pleuroscyia</i> spp. °			50				20		30
Eleotridae										<i>Ptereleotris microlepis</i>			100						
<i>Eleotris</i> sp. aff. <i>oxycephala</i> °	8	20	50						22	<i>Redigobius</i> sp. °			50				20		30
<i>Eleotris fusca</i>	8	20	50						22	<i>Valenciennesa longipinnis</i>			100						
<i>Eleotris</i> sp. aff. <i>melanosoma</i> °	8	20	50						22	<i>Vanderhorstia</i> sp. aff. <i>lanceolata</i> °			50				20		30
Microdesmidae										<i>Yongeichthys nebulosus</i>			80						20
<i>Parioglossus dotui</i>			50	50						<i>Yongeichthys</i> sp. aff. <i>pavidus</i> °			80						20
<i>Parioglossus ruiinfordi</i> °			50	50						Acanthuridae									
Gobiidae										<i>Acanthurus blochii</i>			5				75		20
Gobiidae indéterminés °			50				20		30	<i>Acanthurus dussumieri</i>							80		20
Gobiidae sp. 1 °			50				20		30	<i>Acanthurus mata</i>				100					
Gobiidae sp. 2 °			50				20		30	<i>Acanthurus xanthopterus</i>			5			10	75		10
Gobiidae sp. 3 °			50				20		30	<i>Naso unicornis</i>						100			
<i>Acentrogobius</i> sp. aff. <i>audax</i> °			70						30	Siganidae									
<i>Amblygobius albimaculatus</i>			50				50			<i>Siganus canaliculatus</i>			5			30	60		5
<i>Amblygobius nocturnus</i> °			50				50			<i>Siganus lineatus</i>						10	90		
<i>Amblygobius</i> sp. aff. <i>nocturnus</i> °			50				50			Trichiuridae									
<i>Asterropteryx semipunctatus</i>			30				20		50	<i>Trichiurus lepturus</i>			100						
<i>Bathygobius albopunctatus</i> °	5	5	90							Bothidae									
<i>Bathygobius</i> sp. aff. <i>cocosensis</i> °			100							<i>Bothus pantherinus</i>			50	30	20				
<i>Buis amboinensis</i> °			50						50	Soleidae									
<i>Cryptocentrus lutheri</i> °			50				20		30	<i>Pardachirus pavoninus</i> °			75	25					
<i>Exyrias puntang</i> °	5		95							Tetraodontidae									
<i>Fusigobius</i> spp. °			75						25	<i>Arothron hispidus</i>			50			20		20	10
<i>Glossogobius biocellatus</i>	20	5	50						50	<i>Arothron manillensis</i>			85					15	
<i>Glossogobius</i> sp. °	20	5	50						50	<i>Arothron</i> sp. °			100						
<i>Gnatholepis</i> sp. °			50				20		30	<i>Canthigaster</i> sp. °			12	30		3	25	10	20
<i>Istigobius decoratus</i> °			80				10		10	Diodontidae									
<i>Istigobius ornatus</i>			100							<i>Cylichthys spilostylus</i> °			50	50					
<i>Istigobius spence</i>			75				15		10	<i>Diodon hystrix</i>			100						

ABONDANCE DES ESPECES RECENSEES DANS LES MANGROVES, LES FONDS MEUBLES ET LES RECIFS CORALLIENS (BAIE DE SAINT-VINCENT)

Les effectifs correspondent aux abondances annuelles cummulées relevées au cours de la campagne "Saint-Vincent", indépendamment de la technique d'échantillonnage :

- filets maillants et capéchades dans les mangroves (la valeur est suivie, en exposant, du nombre de mois où l'espèce est présente simultanément dans un autre milieu);
- chaluts à poissons et à crevettes dans les fonds meubles;
- comptages en plongée dans les récifs coralliens.

Les espèces rares dans l'un des habitats ($n \leq 5$) sont associées à un milieu de prédilection (en exposant : M = mangrove, FM = fonds meubles, RC = récifs coralliens, ? = indéterminé) en fonction de leurs abondances respectives.

LES POISSONS DE MANGROVE DU LAGON SUD-OUEST DE NOUVELLE-CALÉDONIE

ESPECE	MANGROVE		FONDS MEUBLES		RECIFS CORALLIENS		
	Bouraké	Ouenghi	Bale nord	Bale sud	Passe	Puen	Pritzbuier
<i>Dasyatis kuhlii</i> FM	1 ¹	41		13			
<i>Megalops cyprinoides</i> M	1	13		1			
<i>Gymnothorax undulatus</i> ?	1			1			
<i>Herklotsichthys quadrimaculatus</i>	171 ¹	11	8	5			
<i>Stolephorus indicus</i>		36 ³	41	11			
<i>Chirocentrus dorab</i> M	3	5	4				
<i>Saurida gracilis</i> FM	2		3	3			
<i>Saurida nebulosa</i> FM	1	1	9	9	2	1	
<i>Antennarius commersoni</i> ?		1		1			
<i>Hemiramphus far</i> RC		1				31	
<i>Hyporhamphus dussumieri</i>	6	4				1	20
<i>Neoniphon sammara</i>	8 ⁵				56	11	1
<i>Sargocentron rubrum</i>	20 ⁴				29	5	
<i>Suggrundus staigeri</i> M	11 ¹					1	
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> ?	1	2			1		1
<i>Epinephelus coioides</i>	3 ¹	3 ²	5	15			
<i>Epinephelus lanceolatus</i> ?	1					1	
<i>Epinephelus malabaricus</i> M	28 ³	27 ³			3		
<i>Epinephelus polyphekadion</i> RC	4 ²				9		
<i>Epinephelus tauvina</i> RC	1 ¹				10		
<i>Therapon jarbua</i> FM	1		13				
<i>Sillago ciliata</i>	37 ³	48 ²	18	14			
<i>Sillago sihama</i>	7 ⁶	61 ¹⁰	42	46			
Carangidae indéterminés RC - M	2 ¹	18		1		99	
<i>Caranx ignobilis</i> M - RC	6 ¹	16 ²	2			10	
<i>Caranx melampygus</i>	29 ⁴	9 ¹			3	16	
<i>Caranx papuensis</i>	8	48 ¹				6	
<i>Gnathanodon speciosus</i>		6 ²	1	5			
<i>Scomberoides tol</i>	9 ³	68 ⁹	264	17		7	
<i>Gazza minuta</i>	10 ⁴	222 ¹⁰	3820	4128			
<i>Leiognathus equulus</i>	31 ⁵	1919 ⁷	395	2			
<i>Leiognathus fasciatus</i>	73 ¹	1224 ¹	1	50			
<i>Leiognathus leuciscus</i>		233 ¹⁰	4454	9170			
<i>Leiognathus splendens</i>	1 ¹	760 ¹¹	10770	74928			
<i>Secutor ruconius</i>		49 ⁷	8115	379			
<i>Lutjanus argentimaculatus</i>	17 ⁴	38 ⁵				24	1
<i>Lutjanus fulviflammus</i>	36 ¹⁰	38 ⁹			40	208	17
<i>Lutjanus fulvus</i>	64 ¹¹	44 ⁸			80	31	18
<i>Lutjanus russelli</i>	12 ²	33 ³				29	
<i>Gerres filamentosus</i>	32 ⁴	148 ¹⁰	75	3			
<i>Gerres ovatus</i>	1300 ¹¹	411 ¹¹	954	2735			
<i>Plectorhinchus goldmanni</i> RC	4 ²				2	6	3
<i>Plectorhinchus obscurus</i> M	17 ¹	2				3	
<i>Pomadasys argenteus</i>	39 ⁶	184 ⁸	50	64			
<i>Lethrinus harak</i>	14 ⁶	2 ²			34	11	5
<i>Lethrinus lentjan</i> RC	2 ²		3	2	8	1	2
<i>Lethrinus nebulosus</i> FM - M	10 ⁶			71	1	1	
<i>Lethrinus obsoletus</i> RC	1 ¹				20	91	
<i>Lethrinus rubrioperculatus</i> ?	1				2	2	
<i>Lethrinus sp.</i> ?	1						1
<i>Parupeneus dispilurus</i> RC	2 ¹			1	8	12	6

ANNEXE V

ESPECE	MANGROVE		FONDS MEUBLES		RECIFS CORALLIENS		
	Bouraké	Ouenghi	Baie nord	Baie sud	Passe	Puen	Pritzbuer
<i>Parupeneus indicus</i> RC - M	32 ⁹			1	1	75	
<i>Upeneus tragula</i>	18 ⁹	1 ¹		321		64	2
<i>Upeneus vittatus</i>		58 ⁸	169	20			
<i>Platax orbicularis</i> M		6 ¹	1	1		1	
<i>Chaetodon auriga</i> RC - M	29 ⁵			3	46	59	28
<i>Heniochus acuminatus</i> FM - RC	1 ¹		56	39	69	20	14
<i>Abudefduf septemfasciatus</i> ?	1						1
<i>Neopomacentrus taeniurus</i> M		6		1			
<i>Valamugil buchanani</i> M	12	89 ¹	3				
<i>Valamugil engeli</i> M	4	223 ¹	3				
<i>Sphyraena flavicauda</i> M	5 ¹	1		5			
<i>Sphyraena putnamiae</i>		12 ¹	163	355			
<i>Polydactylus microstoma</i>		12 ⁶	29				
<i>Scarus ghobban</i> M - RC	120 ¹⁰			2	24	64	20
<i>Butis amboinensis</i> ?		2 ¹	2	1			
<i>Exyrias puntang</i> FM	1 ¹		3	4			
<i>Yongeichthys nebulosus</i> ?	1			2			
<i>Acanthurus blochii</i> RC - M	15 ⁶			1	32	38	98
<i>Acanthurus dussumieri</i>	14 ²	2 ¹			5	14	10
<i>Acanthurus mata</i> RC	1			1	9		
<i>Acanthurus xanthopterus</i> RC	5 ²					28	
<i>Siganus canaliculatus</i> M - FM	195 ³	2 ¹		6		2	
<i>Siganus lineatus</i>	357 ⁷	111 ⁷			3	39	5
<i>Trichiurus lepturus</i>		44 ⁷	94	50			
<i>Bothus pantherinus</i> M	6 ¹			4			
<i>Pardachirus pavoninus</i> ?	2			1			
<i>Arothron manillensis</i>		25 ⁹		46			
<i>Arothron sp.</i> ?	1			1			
<i>Diodon histrix</i> RC	1 ¹			2	18	4	

ORSTOM Éditions
213, rue La Fayette
F-75480 Paris Cedex 10

Diffusion
32 rue Henri VARAGNAT
F-93143 Bondy Cedex
ou Centre ORSTOM
NC-B.P. A5 98845 Nouméa Cédex

ISSN : 0767-2888
ISBN : 2-7099-1310-0

Photo de couverture :
*« Une mangrove de bordure côtière
du lagon Sud-Ouest de Nouvelle-Calédonie :
la mangrove de Bouraké (Boulouparis) et son chenal. »*

Cliché : Pierre Thollot