


POLE DE RECHERCHE OCEANOLOGIQUE ET HALIEUTIQUE CARAIBE



ELEMENTS D'EVALUATION
DE L'ETAT DES RESSOURCES EN POISSONS
DU PLATEAU INSULAIRE MARTINICAIS

Bertrand GOBERT (*)

Document scientifique n° 31
Octobre 1991



INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE
POUR L'EXPLOITATION DE LA MER



UNIVERSITE
DES ANTILLES ET DE LA GUYANE



INSTITUT FRANÇAIS DE RECHERCHE SCIENTIFIQUE
POUR LE DEVELOPPEMENT EN COOPERATION

**ELEMENTS D'EVALUATION
DE L'ETAT DES RESSOURCES EN POISSONS
DU PLATEAU INSULAIRE MARTINICAIS**

Bertrand GOBERT (*)

Document scientifique n° 31
Octobre 1991

(*) Centre ORSTOM de Fort-de-France
BP 8006 - 97259 Fort-de-France Cedex

La liste des personnes ayant contribué à cette étude figure
en annexe 4.

**ELEMENTS D'EVALUATION DE L'ETAT DES RESSOURCES EN POISSONS
DU PLATEAU INSULAIRE MARTINICAIS**

SOMMAIRE

	page
1. INTRODUCTION	3
2. METHODOLOGIE	5
2.1. Collecte des données	5
2.1.1. Premier niveau d'échantillonnage	
2.1.2. Deuxième niveau d'échantillonnage	
2.1.3. Volume d'informations recueilli	
2.2. Méthodes d'analyse	7
2.2.1. Traitement des données brutes	
2.2.2. Méthodes d'évaluation	
3. ANALYSE DE QUELQUES INDICATEURS GENERAUX	9
3.1. Prises par unité d'effort	9
3.2. Production relative	11
3.3. Composition des prises par famille	12
3.4. Structure de taille globale des prises	13
4. ANALYSE DES PRISES PAR FAMILLE ET PAR ESPECE	15
4.1. Serranidae	15
4.1.1. Production	
4.1.2. Composition spécifique	
4.1.3. Prises par unité d'effort	
4.1.4. Structures de taille	
4.1.4.1. <u>Cephalopholis fulva</u>	
4.1.4.2. <u>Epinephelus guttatus</u>	
4.1.4.3. <u>Alphestes afer</u>	
4.1.4.4. <u>Petrometopon cruentatum</u>	
4.1.4.5. <u>Paranthias furcifer</u>	
4.1.4.6. Autres espèces	
4.1.5. Potentiel reproducteur	
4.1.6. Conclusion sur les Serranidae	
4.2. Lutjanidae	26
4.2.1. Production	
4.2.2. Composition spécifique	
4.2.3. Prises par unité d'effort	
4.2.4. Structures de taille	
4.2.4.1. <u>Ocyurus chrysurus</u>	
4.2.4.2. Autres espèces côtières	
4.2.5. Conclusion sur les Lutjanidae	
4.3. Haemulidae	33
4.3.1. Production	
4.3.2. Composition spécifique	
4.3.3. Prises par unité d'effort	
4.3.4. Structures de taille	
4.3.4.1. <u>Haemulon plumieri</u>	

4.3.4.2.	<u>Haemulon flavolineatum</u>	
4.3.4.3.	<u>Haemulon aurolineatum</u>	
4.3.4.4.	<u>Haemulon chrysargyreum</u>	
4.3.4.5.	<u>Haemulon carbonarium</u>	
4.3.4.6.	Autres espèces	
4.3.5.	Conclusion sur les Haemulidae	
4.4.	Holocentridae	39
4.4.1.	Production	
4.4.2.	Composition spécifique	
4.4.3.	Prises par unité d'effort	
4.4.4.	Structures de taille	
4.4.4.1.	<u>Holocentrus ascensionis</u>	
4.4.4.2.	<u>Holocentrus rufus</u>	
4.4.4.2.	<u>Myripristis jacobus</u>	
4.4.5.	Conclusion sur les Holocentridae	
4.5.	Mullidae	44
4.5.1.	Production	
4.5.2.	Composition spécifique	
4.5.3.	Prises par unité d'effort	
4.5.4.	Structures de taille	
4.4.5.1.	<u>Mulloidichthys martinicus</u>	
4.4.5.2.	<u>Pseudupeneus maculatus</u>	
4.5.5.	Conclusion sur les Mullidae	
4.6.	Acanthuridae	48
4.6.1.	Production	
4.6.2.	Composition spécifique	
4.6.3.	Prises par unité d'effort	
4.6.4.	Structures de taille	
4.4.6.1.	<u>Acanthurus bahianus</u>	
4.4.6.2.	<u>Acanthurus coeruleus</u>	
4.4.6.2.	<u>Acanthurus chirurgus</u>	
4.6.5.	Conclusion sur les Acanthuridae	
4.7.	Scaridae	52
4.7.1.	Production	
4.7.2.	Composition spécifique	
4.7.3.	Prises par unité d'effort	
4.7.4.	Structures de taille	
4.7.5.	Conclusion sur les Scaridae	
5.	DISCUSSION	55
5.1.	Limites de l'approche synthétique	55
5.2.	Limites de l'approche analytique	55
5.3.	Interprétation globale	57
6.	CONCLUSION	60
	REFERENCES	63
	ANNEXES	68
A1.	Noms vernaculaires des espèces	68
A2.	Abréviations utilisées	70
A3.	Effectifs échantillonnés	71
A4.	Personnel ayant participé à l'étude	73

1. INTRODUCTION

La nécessité d'une évaluation scientifique de l'état des ressources halieutiques martiniquaises s'est faite de plus en plus pressante au fur et à mesure que le secteur ressentait un sentiment de crise. L'échec des plans de développement de la pêche fondés sur des ressources éloignées, l'insuffisance grandissante de l'offre locale de poisson par rapport à la demande du marché, le faible niveau des revenus des marins-pêcheurs, les conflits entre usagers (professionnels/plaisanciers), ont contribué à alimenter l'inquiétude des pêcheurs, de l'administration, et des assemblées locales quant à l'utilisation rationnelle des ressources et à l'avenir de la profession. Parallèlement, des jugements aussi péremptaires qu'arbitraires sont fréquemment portés sur l'état de santé de cette ressource, le plus souvent pour en dénoncer l'épuisement et la disparition totale à plus ou moins long terme.

C'est pour répondre à cette inquiétude et à ces interrogations qu'un programme d'évaluation des stocks côtiers de Martinique a été entrepris en 1986, parallèlement à d'autres études, biologiques ou économiques, sur le secteur.

La Martinique partage avec la plupart des autres îles de la région Caraïbe un certain nombre de caractéristiques halieutiques, comme par exemple l'étroitesse des plateaux et la faible productivité des eaux, la nature artisanale des pêcheries côtières, une pression soutenue sur les ressources les plus accessibles. Les études effectuées dans divers pays conduisent parfois à des constats de surexploitation, de crise du secteur ou d'échec de la gestion des ressources, par exemple à Porto-Rico (Kimmel et Appeldoorn, sous presse) ou en Jamaïque (Aiken et Haughton, sous presse). A priori, la Martinique ne semble pas échapper à ce contexte d'intense exploitation ; cette hypothèse ne suffit pourtant pas à fournir une analyse objective de la situation, et encore moins une indication du type de mesures qu'il serait, le cas échéant, souhaitable de prendre.

A la différence de la plupart de ces autres îles, un recueil de données très intensif a pu être mis en place sur les pêcheries martiniquaises. Si la masse d'informations recueillies en un an n'a que peu d'équivalent dans les pêcheries de la région, elle n'en reste pas moins très maigre par rapport à la complexité du système étudié. May (1984) présente la solution de ce problème de la façon suivante : "Dans de nombreuses circonstances, l'alternative n'est pas entre des recommandations parfaites ou imparfaites aux décideurs, mais entre des recommandations grossièrement imparfaites ou pas de recommandations du tout" (in Appeldoorn et Lindeman 1985, traduit en français).

Les ressources démersales côtières (c'est-à-dire vivant sur le plateau à proximité immédiate du fond) de la Martinique peuvent être subdivisées en plusieurs grands types, sur des bases

biologiques ou halieutiques :

- les poissons, qui constituent l'essentiel des prises et constituent une "communauté" au sens écologique du terme
- les langoustes, dont l'importance économique et le niveau de connaissance biologique justifient une analyse séparée, au moins dans un premier temps
- les lambis, dont l'exploitation est presque complètement indépendante de celle des poissons et des langoustes
- les oursins, qui font aussi l'objet d'une pêche très spécifique, et dont la biologie est encore très mal connue.
- divers autres groupes d'espèce d'intérêt très secondaire, comme les poulpes (chatrous), les crabes, etc...

Il n'est question dans cette analyse que des espèces de poissons exploitées traditionnellement par les pêches côtières (nasses, filets, etc).

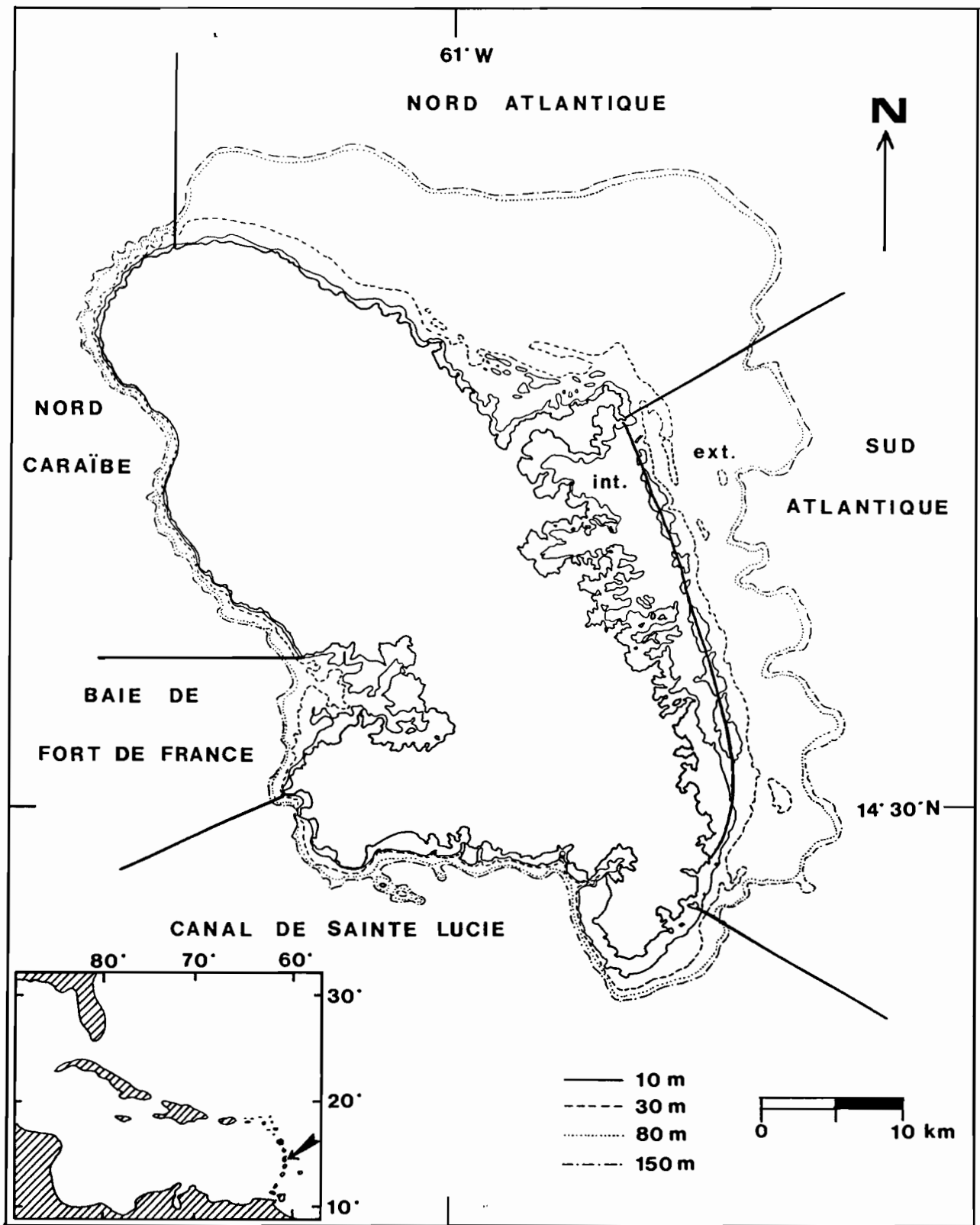


Figure 2.1. Secteurs géographiques et strates bathymétriques définis sur le plateau côtier martiniquais

2. METHODOLOGIE

2.1. Collecte des données

De février 1987 à janvier 1988, un système d'échantillonnage intensif a fonctionné sur les sites de débarquement. Les principes et les méthodes de cet échantillonnage ont été exposés et discutés en détail dans plusieurs documents (Chevaillier, 1990 ; Chevaillier et al., sous presse ; Gobert, 1988) ; seuls les éléments essentiels en sont donc repris ici. Cinq secteurs géographiques et cinq tranches de profondeur ont été définies sur le plateau insulaire martiniquais (Fig. 2.1).

Le recueil de données sur le terrain a été organisé en deux niveaux d'échantillonnage : au premier niveau, les enquêtes portaient sur le nombre de sorties (activité), les prises par groupe d'espèces et l'effort de pêche ; le deuxième niveau s'intéressait seulement à la composition détaillée (en espèces et en tailles) des prises.

2.1.1. Premier niveau d'échantillonnage

Dans les 25 sites de débarquement les plus importants (sites principaux), cinq enquêteurs réalisaient, au cours de périodes de quatre heures de présence sur un site, des observations sur le nombre de retours de pêche et, pour autant de bateaux que possible, sur les prises par groupes d'espèces et l'effort de pêche. Le tirage aléatoire mensuel des tranches d'enquête (à partir de 6 h, de 10 h, ou de 14 h), des sites, et des jours, a permis l'estimation du nombre de sorties de pêche (activité) par type de pêche ("métier"), par site et par mois, ainsi que des caractéristiques moyennes des sorties pour chaque métier : prise moyenne par groupe d'espèce, effort de pêche moyen.

Dans les 106 autres sites de débarquement potentiel (sites secondaires), des observations directes n'étaient pas possibles à un coût réaliste ; l'échantillonnage a donc porté seulement sur l'activité du jour, au moyen d'enquêtes indirectes par interviews informelles de riverains ou de pêcheurs habitant ou travaillant sur le site. Faute de pouvoir estimer les caractéristiques moyennes des sorties débarquant dans ces sites secondaires, on a fait l'hypothèse qu'elles ne diffèrent pas significativement de celles des sorties débarquant dans les sites principaux.

L'échantillonnage n'aurait pas été possible sans le recours à des méthodes de terrain adaptées aux conditions réelles du travail d'enquêtes, au prix d'une certaine perte de qualité des données recueillies : dans les sites principaux, le poids des prises et les proportions des groupes d'espèces furent presque toujours estimés visuellement, et, dans les sites secondaires, seule l'enquête indirecte permettait d'estimer l'activité journalière. Dans les deux cas, ces méthodes "rapides" occasionnent une erreur de mesure ; cependant, l'estimation visuelle n'entraîne pas de biais

sur les prises moyennes des groupes (Gobert, 1989a), et l'enquête indirecte se traduit par une sous-estimation variable selon les métiers, qui peut être corrigée selon un modèle construit à partir de données d'enquêtes directes et indirectes effectuées dans les sites principaux (Gobert, 1989b).

2.1.2. Deuxième niveau d'échantillonnage

Dans tous les sites principaux, à l'exception de Fort-de-France où les conditions pratiques ne le permettaient pas, un sous-échantillon des tranches d'enquête du premier niveau était tiré chaque trimestre, au cours desquelles deux personnes supplémentaires étaient chargées de l'échantillonnage détaillé des prises : identification et mensuration des poissons ou crustacés. Un temps très court (quelquefois moins d'une minute) était disponible pour identifier et mesurer le plus grand nombre possible de poissons, avant que la vente commence ou que le pêcheur emporte la totalité de la prise. Afin d'optimiser le temps de terrain, tant quantitativement (maximiser les effectifs mesurés) que qualitativement (éviter les sous-échantillonnages), un protocole rigoureux était suivi, qui établissait notamment des priorités de choix : tout d'abord, mesurer tous les individus d'une même espèce, puis, si possible, d'un même "groupe d'intérêt" (cf plus loin), puis, si possible, de plusieurs ou de tous les groupes d'intérêt, et enfin, si le temps ne manquait pas, mesurer tous les individus de la prise. Dans la plupart des cas, la liste qualitative complète des espèces présentes était dressée.

En 1986, un échantillonnage des structures de taille des prises avait eu lieu, dans des conditions moins rigoureuses ; ces données ont été utilisées dans certains cas.

L'identification des très nombreuses espèces (182 espèces identifiées dans les prises démersales) n'a en général pas posé de problème, au moins pour les espèces les plus importantes ; cependant, des incertitudes demeurent sur l'identification des Scaridae, qui comportent plusieurs phases colorées dont l'aspect s'altère très rapidement hors de l'eau. Les poissons ont été mesurés au centimètre inférieur en longueur totale (LT), sauf pour quelques espèces qui ont été mesurées à la fourche (Chevaillier, 1987). Les noms scientifiques sont d'après Randall (1968).

2.1.3. Volume d'informations recueilli

Pendant les 12 mois de travail de terrain, 1925 enquêtes d'activité ont été réalisées sur les sites principaux, et 3253 sur les sites secondaires. 7090 retours de pêche ont été observés au premier niveau, et 43 364 poissons ou langoustes ont été mesurés au deuxième niveau (Tabl. 2.1).

Métier	Nombre de sorties (1° niveau)	Nombre de mensurations (2° niveau)
Nasses	2 171	16 766
Trémails	325	4 038
Filets maillants de fond	493	6 700
Doucine/piscine	312	1 688
Pêche en plongée	357	780
Palangres	70	570
Tombé-levé	115	1 157
Miquelon/trainée côtière	2 208	3 970
Senne de plage	436	6 202
Filets maillants de surface	603	1 493

Tableau 2.1. Taille des échantillons recueillis en 1987

2.2. Méthodes d'analyse

2.2.1. Traitement des données brutes

L'activité, les caractéristiques des sorties et les fréquences de taille ont été échantillonnées selon des stratégies différentes, respectivement stratifié simple, stratifié à deux degrés, stratifié à deux degrés et deux phases. Les estimateurs correspondant à chaque type d'échantillonnage ont été utilisés (Cochran, 1977). Cependant la taille des échantillons, et quelquefois leur absence, dans certaines strates spatio-temporelles a conduit à regrouper les strates en superstrates (pour l'estimation des prises moyennes par groupe) ou à les ignorer (pour l'estimation des structures de taille).

Les "groupes d'intérêt" ont été définis de la façon suivante : Lutjanidae+Haemulidae+Sparidae (réunis en un seul groupe pour éviter les problèmes de confusion d'espèces souvent semblables par les enquêteurs), Serranidae, Holocentridae, Mullidae, Scaridae, Palinuridae, Acanthuridae, Carangidae (cf. annexe 1). Les autres groupes ont été constitués d'une ou de plusieurs espèces de la même famille, suivant leur importance dans les prises et les contraintes d'identification par les enquêteurs (Gobert, 1988).

Les prises totales par groupe d'espèces (premier niveau) ont été estimées comme le produit du nombre de sorties de chaque métier par la prise/sortie moyenne du groupe par le métier dans la superstrate. Les proportions d'espèces au sein des groupes ont été calculées à partir des échantillons où tous les individus du groupe ont été mesurés, en appliquant les relations taille-poids de la littérature pour obtenir les poids des échantillons. Les structures de taille ont été estimées en utilisant l'estimateur-rapport (Cochran, 1977) défini par le nombre d'individus de l'espèce et de la classe de taille par unité de poids (kg) du groupe auquel appartient l'espèce (Chevaillier, 1990). Quand la réparti-

tion bathymétrique des tailles est très inégale, la structure de taille des prises a été obtenue par une post-stratification par tranche de profondeur.

2.2.2. Méthodes d'évaluation

L'évaluation de l'état d'exploitation des stocks de poissons du plateau insulaire martiniquais repose sur deux approches :

- l'analyse de certains indicateurs synthétiques tente d'apporter une vision globale de la ressource, toutes espèces confondues ; les indicateurs sont les prises par unité d'effort, la production relative par unité de surface, la composition des prises par familles, et la structure de taille globale des prises.

- L'analyse détaillée des prises des familles les plus importantes et, parmi ces familles, de la structure de taille des prises des espèces les mieux échantillonnées et les mieux connues sur le plan biologique. Qualitativement, on a examiné la répartition des fréquences des classes de taille par rapport à la taille maximale atteinte par l'espèce et à la taille moyenne de première reproduction. Quantitativement, on a effectué, là où les données le permettaient, une analyse structurale de rendement par recrue. Les structures de taille des prises ont été soumises à l'analyse de pseudo-cohortes en longueurs (Jones, 1984), puis diverses simulations de régimes d'exploitation ont été effectuées, à l'aide du logiciel ANALEN (Chevaillier et Laurec, 1990).

3. ANALYSE DE QUELQUES INDICATEURS GENERAUX

Le principe de cette première étape est d'analyser quelques indicateurs très généraux qui reflètent l'impact du prélèvement halieutique sur le stock plurispécifique pris comme un ensemble : prises par unité d'effort, production par unité de surface, composition par famille. Ces indicateurs n'ont d'intérêt que dans la mesure où on connaît les lois qui les gouvernent en fonction de l'effort de pêche ou des captures. Si ce n'est pas le cas, on peut toutefois rapprocher les valeurs observées d'autres valeurs dont on connaît le contexte ; seule cette approche comparative est applicable ici, puisque les lois de la dynamique de stocks hautement multipécifiques exploités par des engins passifs ne sont que très mal connues.

3.1. Prises par unité d'effort

Deux problèmes se posent lors de l'interprétation de données de prise par unité d'effort (PUE). D'une part, la relation de cet indice avec la densité (ou la biomasse) réelle des poissons dans le stock n'est en général pas connue ; si elle n'est pas linéaire (et c'est certainement le cas pour les engins de pêche passifs utilisés en Martinique), on ne peut assimiler simplement la PUE à un indice d'abondance relatif. D'autre part, une valeur de PUE n'a pas de sens toute seule, mais dans une relation PUE/effort ou PUE/production construite par ajustement à des données réelles ; or les données qui permettraient de connaître ces relations font presque totalement défaut pour ce type de stock et ce type de pêche, et notamment sur la pêcherie martiniquaise.

Globalement, la PUE moyenne de la pêcherie de nasses est de 1.1 kg/nasse relevée. En général, la calée dure une semaine (mais peut varier de 3-4 jours à 3 semaines), et les nasses ne sont pas appâtées. Cette valeur globale n'apporte pas dans l'absolu une information sur l'état du stock, faute de connaître la relation liant PUE et effort ou production. Tous secteurs confondus, la prise par nasse augmente avec la profondeur, au moins jusqu'à 150 m (Tabl. 3.1).

Profondeur (m)	PUE (kg/nasse relevée)	Nombre de sorties échantillonnées
0-10 m	0.83	560
10-30 m	1.01	642
30-80 m	1.35	560
80-150 m	1.65	117
>150 m	0.71	31

Tableau 3.1. PUE des nasses par tranche de profondeur

L'interprétation de cette tendance en termes d'abondance ou de densité de la ressource se heurte à deux problèmes :

D'une part, le fonctionnement de la nasse en tant qu'engin de capture est très complexe et fait notamment jouer, de façon différente au cours du temps, des interactions intra- et inter-spécifiques entre les poissons déjà pris dans la nasse et ceux qui sont à l'extérieur. En termes halieutiques, rien ne prouve que la capturabilité d'une nasse (le rapport entre la mortalité exercée et l'effort de pêche) soit constante quelle que soit la densité du stock, c'est-à-dire que la relation entre prise par nasse et densité soit linéaire. D'autre part, la pêcherie de nasses sur le plateau martiniquais n'est pas homogène : si les stratégies de pêche aux nasses sont encore loin d'être comprises de façon détaillée, il apparaît que, globalement, le volume, le maillage et la durée de calée sont positivement corrélés avec la profondeur (Chevaillier et Lagin, 1985 ; Gobert, 1989 ; Pary, 1989). Les prises par nasse ne sont donc pas rigoureusement comparables d'une strate bathymétrique à l'autre. Enfin, la capturabilité d'une nasse peut être influencée par le relief environnant sur le fond, qui n'est pas identique à toutes les profondeurs.

Cependant, l'augmentation de la PUE avec la profondeur est une tendance opposée à la distribution bathymétrique plutôt côtière de la plupart des espèces exploitées actuellement (Randall, 1968 ; Fisher, 1978) dont la biomasse décroît normalement dans les zones les plus profondes du plateau. Il paraît donc vraisemblable que, malgré les réserves faites sur la valeur de la prise par nasse en tant qu'indice d'abondance, cette tendance traduise, ne serait-ce que qualitativement, une réduction globale de la biomasse sur le plateau côtier, sous l'action du prélèvement halieutique.

Faute de pouvoir interpréter de façon autonome les valeurs obtenues au cours de cette étude, on peut les comparer à des valeurs obtenues sur le même stock à une autre moment, ou sur d'autres pêcheries exploitant le même type de ressource avec des engins similaires.

Les seules estimations antérieures disponibles en Martinique sont les rendements des prospections effectuées au trémail dans les années 1970 sur la côte caraïbe et du canal de Sainte-Lucie (Saint-Félix, 1979), et sur la côte atlantique (Farrugio et Saint-Félix, 1975). Les maillages (40 mm de côté de maille en 1975, de 40 à 45 mm en 1987) et les stratégies de pêche (pêche de nuit) sont comparables, mais les filets utilisés pour les prospections des années 1970 avaient une chute (2.60 m) très supérieure à celle des trémaux professionnels actuels, inférieure à 1 m dans plus de la moitié des cas (Pary, 1989). Cette différence d'engin de pêche et la difficulté de comparer rigoureusement les lieux de pêche, interdisent d'interpréter de façon trop affirmative les résultats de PUE moyenne (prise, en kg, par 100 m de filet calé une nuit) obtenue entre 10 et 80 m dans le secteur Canal de Sainte-Lucie (4.64 kg en 1977, 1.94 kg en 1987) et dans le secteur Sud-Atlantique, à l'extérieur du récif (3.65 kg en 1974-

75, 3.08 kg en 1987).

Une comparaison des PUE de la pêcherie martiniquaise de nasses avec celles d'autres pêcheries de la région n'est pas possible, car les variations de caractéristiques (maillage, dimensions) et de stratégies de pêche (appât, durée de calée,...) font que les prises par unité d'effort ont dans chaque cas des significations très différentes.

3.2. Production relative

Au sein des régions tropicales, où l'estimation des potentiels halieutiques pose souvent de nombreux problèmes, on cherche souvent à estimer la production maximale soutenue d'un stock rapportée à l'unité de surface par analogie avec d'autres stocks du même ensemble biogéographique au sein duquel la productivité biologique repose sur des mécanismes similaires. Globalement, la production relative de la pêcherie démersale martiniquaise a été en 1987 de 1.05 t de poissons par km², avec cependant une très grande diversité de valeurs selon les secteurs et les tranches de profondeur : entre 0.24 et 8.45 t/km², toutes espèces confondues (Tabl. 3.2).

Secteur	Moyenne par strate			Moyenne par secteur
	0-10 m	10-30 m	30-80 m	
Nord Atlantique	0.66	0.97	0.24	0.35
Sud Atlantique (int.)	2.41	0.61	-	1.48
Sud Atlantique (ext.)	0.73	1.13	0.81	0.85
Canal de Sainte-Lucie	1.29	8.45	1.55	2.91
Baie de Fort-de-France	2.99	4.22	2.78	3.52
Nord Caraïbe	2.73	1.85	2.72	2.53
Moyenne	1.81	2.03	0.58	1.14

Tableau 3.2. : Production par unité de surface (t/km²/an) des strates secteur/profondeur pour les espèces démersales (y compris espèces autres que poissons) (Gobert, 1990)

Malgré la difficulté de comparer des estimations d'origine différente, les valeurs globales figurent parmi les plus fortes de la région Caraïbe ; on notera que Munro (1983a) avait déjà abouti à la même conclusion en ce qui concerne les Antilles françaises. En réalité, ce type de comparaison est très délicat, car les estimations comparées ne recouvrent pas toujours la même réalité et ont pu être obtenues selon des méthodologies très différentes, mais surtout parce que leur interprétation n'a guère de portée sans une connaissance suffisamment détaillée de l'effort de pêche dans chacune des pêcheries, et du contexte de productivité écologique où s'opère l'exploitation des différents stocks (Gobert, 1990). Dans les milieux coralliens, la production maxi-

male potentielle par unité de surface serait de l'ordre de 2.5 à 5 t/km² pour les espèces néritiques (Marten et Polovina, 1982 ; Marshall, 1980) ; il paraît toutefois difficile d'appliquer sans discernement ces potentiels relatifs à des cas particuliers -ici le plateau insulaire martiniquais- pour en déduire une production maximale équilibrée et le degré d'exploitation du stock.

3.3. Composition des prises par famille

La composition d'un peuplement de poissons étant la résultante des interactions (compétition, prédation) des diverses espèces en présence, le prélèvement, toujours sélectif, de la pêche sur ce peuplement se traduit par une modification de sa composition, avec éventuellement instauration d'un nouvel état d'équilibre plus ou moins stable. L'étude de la composition de ce peuplement peut donc -au moins en théorie- contribuer à l'analyse de son exploitation.

Dans la région Caraïbe, des études ont montré la diminution des deux principales familles de carnivores (Serranidae, Lutjanidae) avec l'intensification de la pêche : aux Bermudes, les Serranidae sont passés de 47.6 % à 16.4 % de la prise totale en 12 ans, alors que les "divers" ont plus que doublé (15.0 à 39.8 %) (Frick et Ward, 1988 ; Sadovy, sous presse) ; en Jamaïque, l'évolution des prises entre 1969-73 et 1986 dans plusieurs lieux de pêche est plus complexe, mais la raréfaction des espèces les plus grandes est générale (Koslow et al, 1988).

La comparaison des résultats obtenus en Martinique en 1987 avec ceux d'autres stocks n'est pas possible, pour des raisons identiques à celles qui ont été évoquées pour les PUE. En revanche, on dispose de données sur la composition des prises de trémails des prospections effectuées en 1974-75 dans le secteur Sud-Atlantique de la Martinique (Farrugio et Saint-Félix, 1975), qu'on peut comparer à celles de la pêcherie actuelle de trémails. Afin d'éliminer la différence de proportions d'effort de pêche dans la tranche 0-10 m, la comparaison a porté sur la tranche 10-80 m (Tabl. 3.3) ; les proportions de 1987 ont été estimées de la même façon qu'en 1974-75, par simple cumul des prises des sorties. Malgré ces conditions de comparabilité, la différence de hauteur des filets, qui se traduit sans doute par des capturabilités différentes pour certaines espèces, interdit toute interprétation trop rigoureuse de cette comparaison.

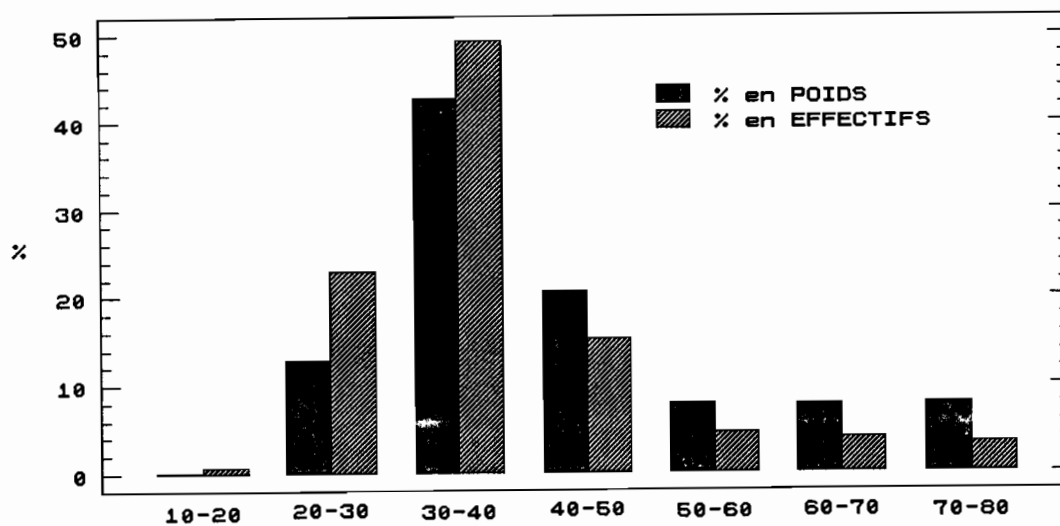


Figure 3.1. Répartition des captures, en poids et en effectifs, selon la taille maximale atteinte par les espèces (espèces n'ex-cédant pas 80 cm).

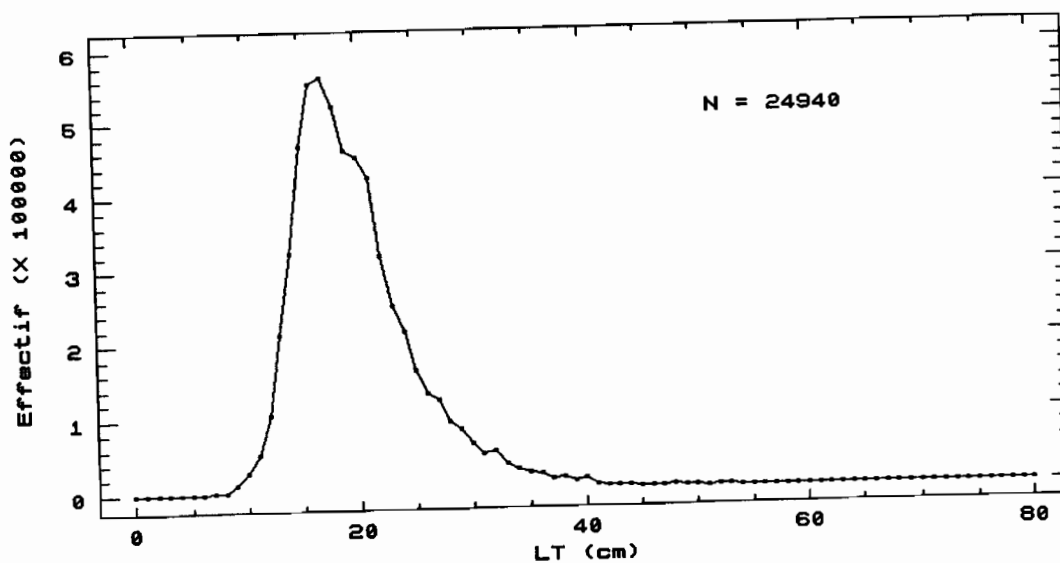


Figure 3.2. Structure de taille globale des prises (espèces n'ex-cédant pas 80 cm).

	1974-75	1987
% par famille ou par groupe		
Holocentridae	2.0	0.8
Serranidae	7.1	6.1
Acanthuridae	2.7	4.6
Scaridae	6.5	13.5
Lutj.+Haem.+Spar.	34.8	24.6
Mullidae	6.0	1.1
Priacanthidae	3.9	7.7
% cumulé / prise totale	63.1	62.9
Poids échantillonné (Kg)	664.5	318.6
Echantillon (sorties)	26	21

Tableau 3.3. Evolution de la composition des captures de trémails dans le secteur sud-atlantique

On remarque l'augmentation importante des Scaridae, et la diminution de l'ensemble Lutjanidae-Haemulidae-Sparidae (constituant une même catégorie lors des enquêtes en 1987, et dont la ventilation par famille est délicate pour un échantillon de cette taille) ; la proportion de Serranidae est peu différente dans les deux cas. Des résultats aussi fragmentaires ne peuvent être interprétés de façon simple en termes d'état du stock, en particulier selon le schéma théorique souvent décrit (déplacement de l'équilibre du peuplement vers les niveaux trophiques inférieurs).

3.4. Structure de taille globale des prises

La structure de taille des prises peut être considérée globalement, à l'échelle des individus ou à l'échelle des espèces :

- le cumul des prises par classe de taille a été effectué pour les 41 espèces de taille maximale (L_{max}) inférieure à 80 cm et dont l'effectif total capturé en 1987 a pu être calculé, soit pour un échantillon cumulé de près de 25000 poissons (les prises de ces 41 espèces représentent 78.9 % des prises des espèces de L_{max} inférieur à 80 cm, et 71.6 % des prises totales de poissons). La structure de taille globale (Fig. 3.1) est caractérisée par un recrutement s'opérant schématiquement entre 10 et 15 cm, un mode unique entre 15 et 20 cm, une décroissance de type exponentiel des effectifs et une quasi-absence d'individus de plus de 40 cm. Seule une proportion infime des poissons capturés a donc une longueur inférieure à 10 cm ou supérieure à 40 cm.

- les prises et les effectifs ont été réparties selon les tailles maximales atteintes par les espèces (Randall, 1968) en classes de 10 cm (Fig. 3.2). Malgré l'imprécision de la mesure de L_{max} et donc de la classification des espèces selon ce critère, il apparaît qu'une proportion importante des prises est consti-

tuée d'espèces de taille moyenne (atteignant au maximum entre 20 et 50 cm : 64.5 %), sur lesquelles repose en fait la pêcherie.

Ces résultats, qui ne constituent pas en eux-mêmes des éléments de diagnostic, indiquent cependant que l'effort de pêche opère une sélection sur les tailles des individus et des espèces. La diversité des techniques et des stratégies de pêche utilisées sur le plateau insulaire de la Martinique, notamment selon la profondeur, permet d'écarter une interprétation de ces structures liée principalement à la sélectivité des engins ou de leur mode d'utilisation, selon laquelle la probabilité de sélection des poissons de grande taille diminuerait. Si ce schéma s'applique de façon certaine pour les filets maillants, les trémails et, dans une moindre mesure, pour les nasses, il n'en est pas de même pour l'effort de pêche dans son ensemble, où interviennent notamment des maillages et des dimensions de nasses très variés, ainsi que des tailles d'hameçons variées pour les lignes et palangres, permettant la capture d'individus de toutes tailles.

Comme pour les autres indicateurs généraux évoqués ci-dessus, aucun point de comparaison n'existe pour les structures de taille des prises globales à l'échelle des individus ou des espèces, par exemple avec un stock vierge ou peu exploité. Ces résultats sont donc à interpréter au regard des autres types de résultats obtenus sur la pêcherie martiniquaise.

4. ANALYSE DES PRISES PAR FAMILLE ET PAR ESPECE

L'analyse passe en revue les principales familles exploitées par la pêche, et pour lesquelles des échantillons suffisants sont disponibles : Serranidae, Lutjanidae, Haemulidae, Holocentridae, Mullidae, Acanthuridae, Scaridae. pour chaque famille on examine successivement la production (volume, types de pêche, secteurs,...), la composition spécifique, les prises par unité d'effort (globales et par espèce ou groupe d'espèces), et les structures de taille des principales espèces (analyse qualitative ou quantitative).

4.1. Serranidae

4.1.1. Production

Globalement, les Serranidae (watalibis, vierges,...) ne représentent que 9.7 % des prises démersales, mais leur importance varie selon les techniques de pêche (Tabl. 4.1).

	Production (t)	(%)	% dans les prises du métier
Nasses	94.9	(70.4)	11.0
Tombé-levé	14.4	(10.7)	66.6
Filets maillants	7.5	(5.6)	3.8
Doucines	6.8	(5.0)	9.2
Trémails	4.4	(3.3)	4.2
Plongée	3.1	(2.3)	3.8
Palangres	2.4	(1.8)	4.8
Total ou moyenne	134.8	(100.0)	9.7

Tableau 4.1 Production des Serranidae par métier

Malgré son pourcentage modeste, la pêche de nasses produit l'essentiel (70.4 %) du tonnage total de Serranidae. Le "tombé-levé" (petites nasses appâtées et calées environ une heure) est la seule technique de pêche qui ait cette famille pour cible.

Les données disponibles ne permettent pas d'établir de façon fiable la répartition spatiale précise des prises de Serranidae. En matière de profondeur, la production des nasses est également répartie entre les tranches 10-30 m, 30-80 m, 80-150 m. Les autres métiers exploitent des profondeurs variables, depuis la tranche la plus côtière (0-10 m) pour la plongée, jusqu'au talus insulaire (à partir de 80 m). Les profondeurs les plus importantes (plus de 150 m) sont très peu exploitées : une dizaine de tonnes par les nasses, et une production très faible par les palangres et doucines. Dans l'ensemble, la contribution de la façade caraïbe est presque négligeable ; on notera par contre l'im-

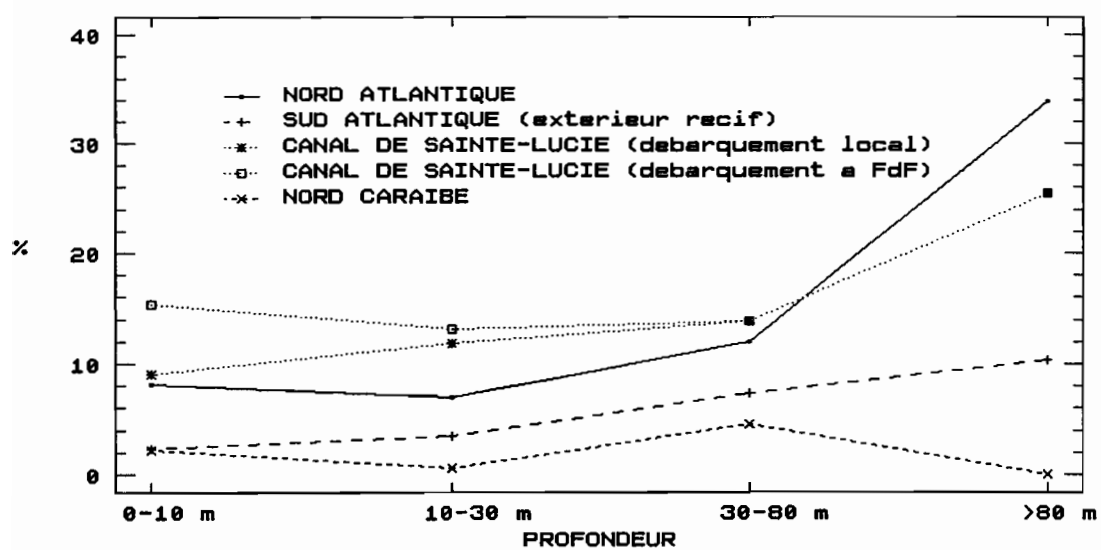


Figure 4.1. Proportions de Serranidae dans les prises des nasses

portante contribution des bancs du Nord-Atlantique, qui produiraient plus du tiers des Serranidae capturés par les nasses.

L'importance relative des Serranidae dans les prises croît avec la profondeur (Fig. 4.1).

4.1.2. Composition spécifique

Cette production repose sur un petit nombre d'espèces (cf annexe 1), dont les plus importantes sont Cephalopholis fulva, Alphestes afer, Epinephelus guttatus, qui constituent les trois quarts de la prise totale (Tabl. 4.2).

	NA	FF	TR	PL	PA	TL	DO	TOTAL
<u>C. fulva</u>	28.5	2.6	0.6	0.2	0.3	4.2	2.4	38.7
<u>A. afer</u>	21.4	1.8	0.6	2.4	1.8	9.4		37.3
<u>E. guttatus</u>	18.9	0.6	0.5	0.2	0.1	0.5	2.3	24.2
<u>E. adscensionis</u>	8.6	0.4	2.3	0.2				11.7
<u>Pa. furcifer</u>	5.5	1.7				0.1	1.8	9.0
<u>Pe. cruentatum</u>	6.1	0.4	0.5	0.1	(-)	0.2	0.4	7.6
<u>M. interstitialis</u>	4.4							4.6
<u>M. venenosa</u>	1.0							1.0
<u>E. striatus</u>	0.4							0.4
<u>E. nigritus</u>	(-)				0.2			0.2
Autres	(-)							(-)
Total	94.9	7.5	4.4	3.1	2.4	14.4	6.8	134.7

Tableau 4.2. Production (t) des Serranidae par espèce et par métier (C. : Cephalopholis, A. : Alphestes, E. : Epinephelus, Pa. : Paranthias, Pe : Petrometopon, M. : Mycteroperca) (cf. abréviations des métiers en annexe 2)

Il est remarquable de constater l'importance d'Alphestes afer (27.6 % des prises totales et 22.6 % des prises de nasses), qui n'est que très rarement mentionnée dans les captures des pêcheries de la région. Les informations disponibles sur ces pêcheries ne permettent pas de savoir si cette différence d'importance relative est due à des pratiques de tri différentes (les rejets en mer sont pratiquement négligeables en Martinique), ou à un équilibre différent entre espèces parmi les Serranidae, sous l'influence de la pêche ou d'un facteur environnemental.

On constate aussi que la production des espèces plus profondes et de grande taille (M. interstitialis, M. venenosa, E. striatus et E. nigritus) est pratiquement négligeable, et qu'elles figurent essentiellement dans les prises des nasses. La pêche repose donc sur les espèces côtières, qui n'atteignent pas une taille très importante (Tabl. 4.3).

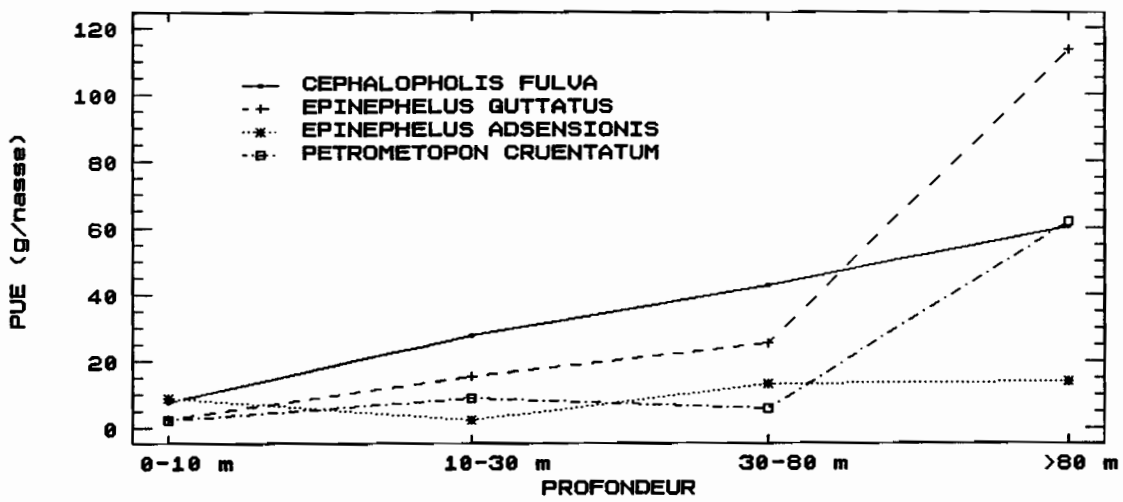
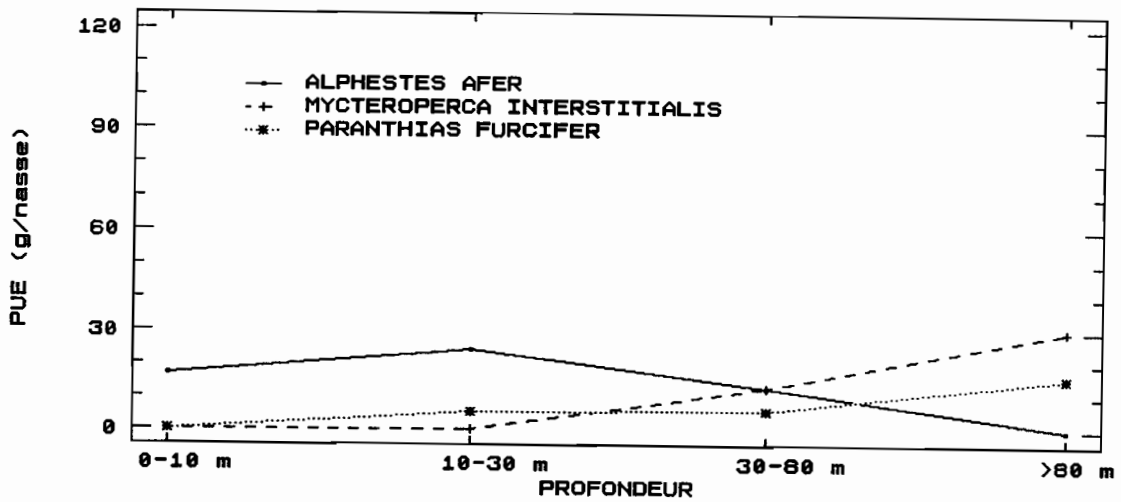
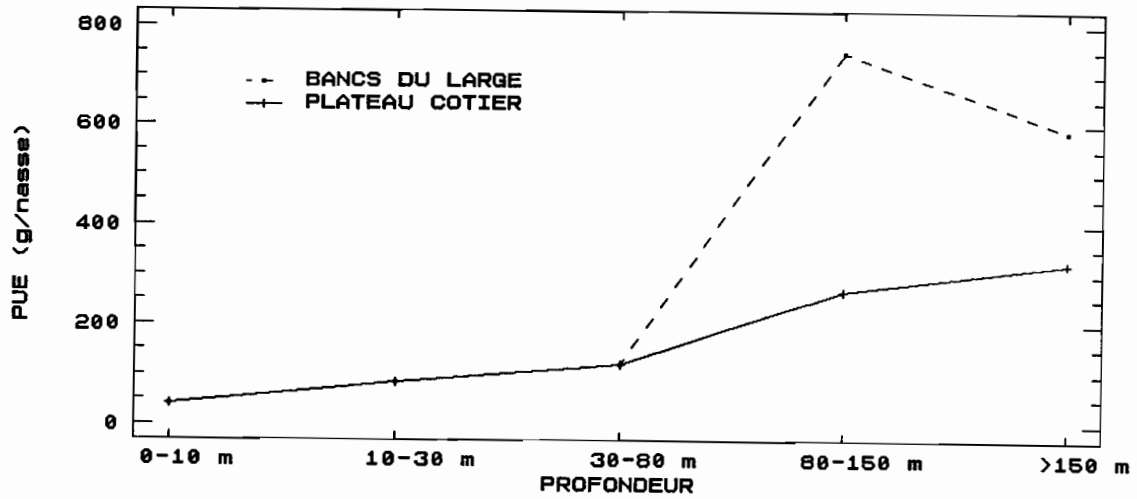


Figure 4.2. Prises par unité d'effort des Serranidae dans les prises des nasses. a) : par grand secteur, b) et c) : par espèce.

<u>Cephalopholis fulva</u>	40.6
<u>Alphesthes afer</u>	30.5
<u>Epinephelus guttatus</u>	54.6
<u>Epinephelus adscensionis</u>	60.9
<u>Paranthias furcifer</u>	26.6
<u>Petrometopon cruentatum</u>	30.5
<u>Mycteroperca interstitialis</u>	68.5
<u>Mycteroperca venenosa</u>	91.4
<u>Epinephelus striatus</u>	121.9 (+)
<u>Epinephelus nigritus</u>	>100.0 (*)

Tableau 4.3. Taille maximale (cm) atteinte par les espèces de Serranidae capturées en Martinique, d'après Randall (1968), Humann (1989) (*), et Fisher (1978) (+).

Parmi les grandes espèces de Serranidae présentes, M. venenosa, M. interstitialis, et surtout E. striatus, sont citées comme communes dans la Caraïbe orientale et les Petites Antilles (Randall, 1968 ; Fisher, 1978 ; Humann, 1989). E. striatus constitue par exemple entre 40 et 50 % de la biomasse de Serranidae sur les bancs peu profonds et peu exploités des Bahamas (Smith, 1988). D'autres espèces, également citées comme communes, n'ont pas été trouvées dans les échantillons des prises martiniquaises : M. tigris, M. rubra, M. bonaci. La présence en abondance de chacune de ces espèces dans le stock martiniquais vierge (c'est-à-dire avant toute forme d'exploitation) n'est pas démontrée, car la distribution d'abondance réelle des espèces dépend non seulement de leur schéma général de répartition géographique, mais aussi des contraintes d'habitat propres à chaque île. Cependant, les résultats préliminaires d'une série d'interviews de pêcheurs âgés montrent que plusieurs de ces grandes espèces de Serranidae faisaient, il y a quelques décennies, l'objet d'une exploitation à la nasse et aux lignes à des profondeurs moyennes ou importantes, et que leur abondance a diminué parallèlement à l'augmentation de l'effort et à la modernisation des techniques de pêche (Gobert, en prép.). Il semblerait donc que la proportion très faible de ces espèces dans les prises actuelles soit le résultat de l'augmentation de l'effort de pêche sur le plateau.

4.1.3. Prises par unité d'effort (PUE)

Globalement, la prise moyenne par nasse de Serranidae augmente avec la profondeur, pour atteindre des valeurs très élevées à partir de 80 m (Fig. 4.2 a). Dans ces zones profondes, il faut distinguer les bancs du large, où la PUE est très forte, et les secteurs côtiers, où elle est beaucoup plus réduite, tout en augmentant encore fortement par rapport aux secteurs moins profonds.

Pour les principales espèces, la PUE suit plusieurs types de relation avec la profondeur dans les secteurs côtiers (les données disponibles ne permettent pas d'estimer la composition spécifique des prises des bancs du large) (Fig. 4.2 b et c).

Alphesthes afer, espèce très côtière, est la seule espèce dont la PUE diminue avec la profondeur, après un maximum pour la tranche 10-30 m. D'autre part, les PUE des espèces à habitat profond (P. furcifer, M. interstitialis) ont des valeurs très faibles jusqu'à 80 m, et plus importantes dans la tranche supérieure du talus (80-150 m), en conformité avec leur habitat préférentiel. Par contre la relation PUE-profondeur des autres espèces côtières (C. fulva, E. guttatus, E. adscensionis, P. cruentatum), dont l'habitat préférentiel ne dépasse pas quelques dizaines de mètres (Randall, 1968 ; Fisher, 1978), est en contradiction avec leur répartition bathymétrique habituelle, puisque leur PUE stagne ou augmente lentement jusqu'à 80 m, avant d'augmenter encore au-delà de cette limite, alors qu'elles devraient s'y raréfier. Ce constat est suffisamment net pour E. guttatus et P. cruentatum, pour ne pas être remis en question par la différence probable des PUE entre zones côtières et profondes. En première analyse, il suggère une très forte exploitation de ces espèces sur le plateau côtier, leur habitat préférentiel normal.

A titre de comparaison, le tableau 4.4 présente les prises moyennes par nasse pour les espèces de Serranidae capturées en hivernage 1984 sur le banc de Saint Martin avec des nasses appâtées de 41 mm de maillage (Lorance et Huet, 1988). On constate que les deux espèces côtières montrent effectivement une diminution (C. fulva) ou, tout au moins, un plafonnement (E. guttatus) de leur prise par unité d'effort quand la profondeur augmente.

Espèce	0-20 m	20-40 m	60-120 m
<u>Cephalopholis fulva</u>	103	32	0 - 18
<u>Epinephelus guttatus</u>	149	379	183 - 391
<u>Mycteroperca venenosa</u>	9	202	122 - 477
<u>Epinephelus striatus</u>	0	244	74 - 237
<u>Epinephelus morio</u>	11	188	0

Tableau 4.4. PUE (kg/nasse) de Serranidae sur les Bancs de Saint-Martin et Saint-Barthélémy

4.1.4 Structure de taille

Les effectifs mesurés pour les principales espèces de Serranidae capturées en Martinique figurent en annexe 3. Du fait des particularités de la reproduction des Serranidae, les conséquences possibles de l'exploitation sur le potentiel reproducteur de ces espèces font l'objet d'une discussion commune, et l'analyse des structures de taille de chaque espèce ne porte que sur l'exploitation de son potentiel de croissance.

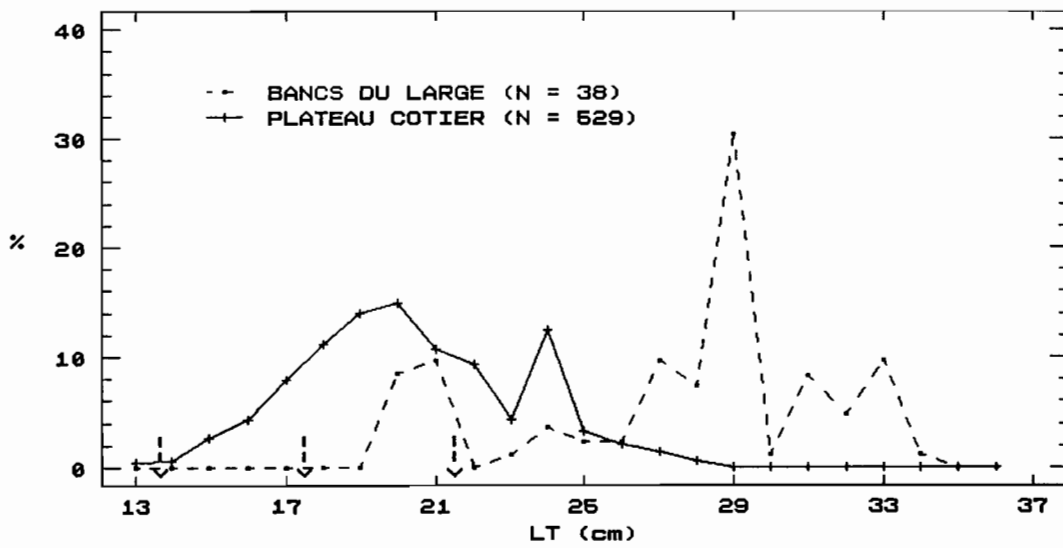


Figure 4.3. Structure de taille des prises de *C. fulva* dans les nasses des secteurs côtiers et des bancs du large (les flèches indiquent les tailles moyennes de sélection par les principaux maillages utilisés).

4.1.4.1. Cephalopholis fulva

Les analyses de l'état d'exploitation de C. fulva reposent sur un échantillon total de 1554 poissons mesurés en 1986 et 1987 pour les type de pêche démersale (senne de plage exclue). L'élément principal qui détermine la structure de taille de la population de C. fulva est la provenance des poissons, comme le montrent les échantillons des prises de nasses (Fig. 4.3) : les prises des bancs du large sont constituées en majeure partie de poissons de plus de 23 cm (jusqu'à 35 cm), alors que celles des secteurs côtiers sont au contraire composées de poissons ne dépassant pas 29 cm, avec des effectifs très faibles au-delà de 26 cm.

Les échantillons du plateau profond (plus de 80 m) ont une distribution très voisine de ceux des secteurs plus côtiers ; il ne s'agit donc pas d'une différence liée à la profondeur, mais bien d'une opposition entre bancs du large et secteurs côtiers. Au sein de ces derniers, on observe cependant une légère augmentation des tailles moyennes avec la profondeur (Tabl. 4.5), qui est à attribuer sans doute plus à la sélectivité des maillages utilisés dans les différentes tranches de profondeur, qu'à une répartition différentielle des tailles au sein de la population elle-même.

	1986			1987		
	m	$\sigma(m)$	N	m	$\sigma(m)$	N

Secteurs côtiers						
0 - 10 m	18.43	0.84	7	19.46	0.61	37
10 - 30 m	19.33	0.26	169	20.42	0.21	187
30 - 80 m	19.22	0.23	143	20.44	0.18	236
80 - 150 m				21.10	0.48	44
Bancs du large	27.55	0.66	38	28.22	0.68	36

Tableau 4.5. Tailles moyennes de C. fulva par tranche de profondeur (m : moyenne ; $\sigma(m)$: écart-type de la moyenne)

L'échantillonnage des prises sur les bancs du large ne permet pas d'y estimer de façon fiable la proportion de C. fulva et la production de l'espèce dans les prises de nasses ; on peut penser qu'elle est de l'ordre d'une demi-douzaine de tonnes, soit environ 20 % de la prise des nasses pour l'espèce. Bien que l'effectif mesuré n'autorise aucune quantification, la population de C. fulva de ces bancs ne semble pas souffrir de la pêche, qui s'exerce surtout avec des nasses à grandes mailles d'où les individus de moins d'une vingtaine de cm sont absents, alors que les effectifs des classes proches de L_∞ sont importants.

Dans les secteurs côtiers, le recrutement dans les prises de nasses s'effectue à partir de 13 cm, et n'est achevé qu'à 20 cm.

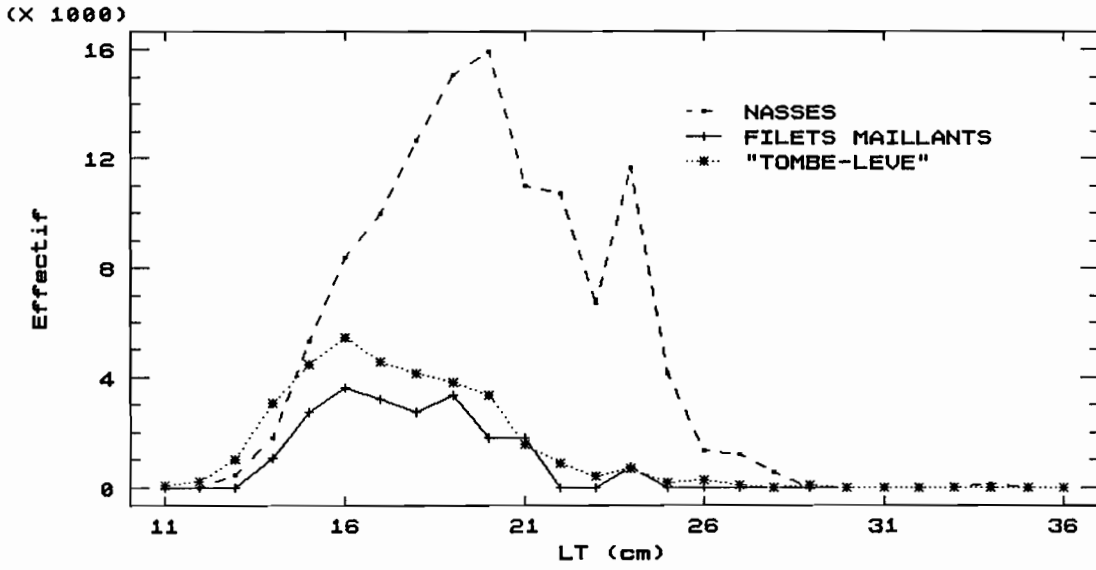


Figure 4.4. Effectifs de C. fulva capturés par classe de taille pour les principaux métiers.

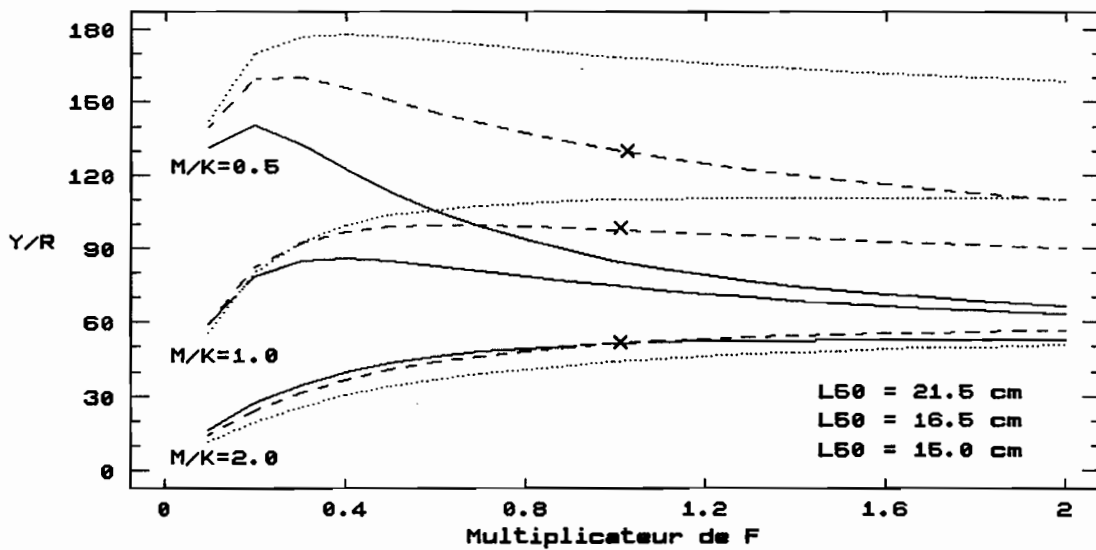


Figure 4.5. Diagrammes de rendement par recrue (Y/R) pour C. fulva (Les X représentent le régime actuel).

On remarquera que l'augmentation des effectifs entre 13 et 20 cm ne laisse pas apparaître la sélection successive par les différents maillages des nasses, dont les paramètres de sélectivité ont été établis par Chevaillier et Lagin (1985). Du fait de leur sélectivité, les filets maillants et les "tombé-levé" capturent des individus de plus petite taille moyenne ; la taille d'entrée dans les prises est toutefois identique à celle des nasses (Fig. 4.4).

Dans l'impossibilité d'attribuer les captures des autres métiers (en général négligeables sauf celles de doucine) entre les deux grands secteurs, on a effectué une analyse structurale sur les prises des nasses, des filets maillants, et des "tombé-levé", qui représentent plus de 90 % des prises totales. De même, les analyses de pseudo-cohortes et les simulations ont porté sur les effectifs totaux considérés comme un seul métier (ceux des nasses en constituent les deux tiers environ).

Les seules estimations de croissance disponibles dans la littérature (Ralston, 1987) sont celles de Thompson et Munro (1983a) : $L_{\infty} = 34$ cm et $K = 0.63$. On remarquera que, selon Munro, la croissance de C. fulva est très rapide : la valeur de K qu'il obtient (0.63) est très supérieure à l'intervalle de valeurs citées par Ralston pour les Serranidae.

La valeur initiale de M a été choisie en se référant à la loi empirique mise en évidence par Ralston (1987), selon laquelle le rapport M/K est voisin de 2 pour les Lutjanidae et Serranidae : pour C. fulva, M serait proche de 1.3. Il est possible que les valeurs de K , et donc de M , soient surestimées ; les simulations montrent toutefois que c'est le rapport M/K qui est déterminant dans le rendement par recrue. On a donc, à partir de la même valeur de K , effectué des analyses avec différentes valeurs de M correspondant aux valeurs suivantes pour M/K : 0.5, 1.0, 1.5.

Pour les simulations de changement de taille de sélection, la valeur actuelle de L_{50} a été estimée à 16.5 cm. Les valeurs suivantes ont été utilisées : 13.5 (correspondant à la sélectivité des nasses de maille 25), 15.0, 16.5 (régime actuel), 18.5, et 21.5 cm (nasses de maille 41).

Globalement, la surexploitation du potentiel de croissance du stock de C. fulva n'est manifeste que si $M/K < 1$ (Fig. 4.5). Pour $M/K = 0.5$, le potentiel du stock est mal utilisé : un gain de production compris entre 20 et 30 % résulterait d'une réduction de mortalité par pêche ou d'une augmentation de la taille moyenne de sélection. Pour $M/K = 1$, seul le passage à une valeur supérieure de L_{50} conduirait à un gain de rendement/recrue, gain relativement faible (12.4 %). Pour $M/K = 2$, le rendement actuel est proche du maximum asymptotique, sans qu'un changement de maillage n'ait de conséquences importantes. Dans tous les cas, le niveau actuel de mortalité par pêche est très supérieur au niveau correspondant à $F_{0.1}$.

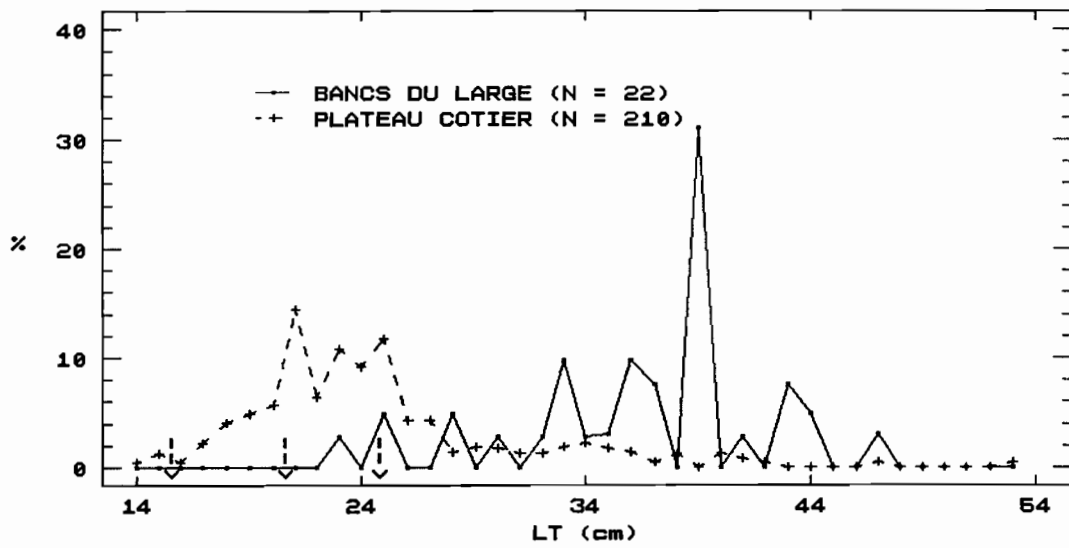


Figure 4.6. Structure de taille des prises de E. guttatus dans les nasses des secteurs côtiers et des bancs du large (les flèches indiquent les tailles moyennes de sélection par les principaux maillages utilisés).

Dans le cas le plus vraisemblable ($M/K \approx 2$), le constat de non-diminution du rendement par recrue n'est pas incompatible avec la structure de taille observée : il s'explique à la fois par le recrutement relativement tardif des individus dans les prises (pour la maille 31, L_{50} est égal à 53 % de L_{∞}), et par la diminution rapide de l'abondance des poissons âgés (donc leur moindre contribution au rendement par recrue) du fait de l'importance de la mortalité naturelle.

De façon plus générale, l'application à la distribution de taille des prises de nasses de la formule de Beverton et Holt (1956) fournit une estimation de Z/K égale à 4.018 pour le secteur côtier, ce qui correspond, pour les trois valeurs de M/K , à des taux d'exploitation (F/Z) compris entre 0.502 et 0.876.

On retiendra de cette analyse que *C. fulva* est l'objet d'une exploitation intense sur le plateau insulaire de la Martinique ; l'incertitude sur les paramètres biologiques interdit de conclure de façon plus précise. Dans tous les cas aucun bénéfice n'est à attendre d'une augmentation de l'effort de pêche, et la mortalité actuelle est très supérieure à $F_{0.1}$; selon la valeur de M , une augmentation de maillage conduirait à une légère diminution ou à une augmentation du rendement par recrue. Pour la valeur de M la plus compatible avec les relations empiriques mises en évidence pour les Serranidae, la production totale du stock ne paraît pas pouvoir être affectée de façon importante par un changement de régime d'exploitation.

4.1.4.2. *Epinephelus guttatus*

Comme pour *C. fulva*, les distributions de fréquence de taille des prises de nasses montrent que l'analyse ne peut être conduite sans séparer les données provenant des bancs du large et des secteurs côtiers (Fig. 4.6, Tabl. 4.6). Les prises du plateau montrent une augmentation régulière de taille avec la profondeur ; bien que les effectifs mesurés soient relativement faibles, la taille moyenne de l'échantillon du plateau profond (plus de 80 m) est très significativement inférieure à celle des bancs du large.

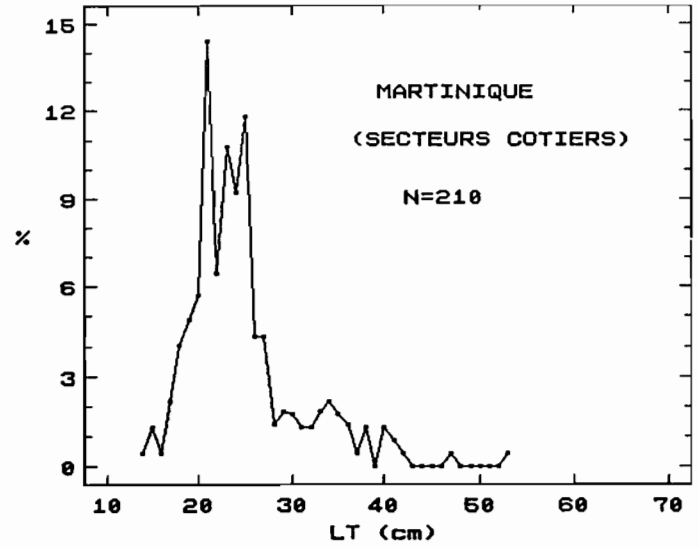
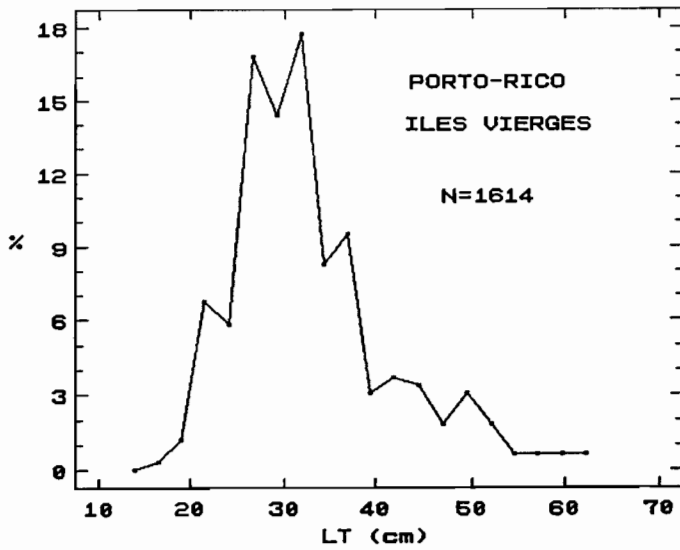
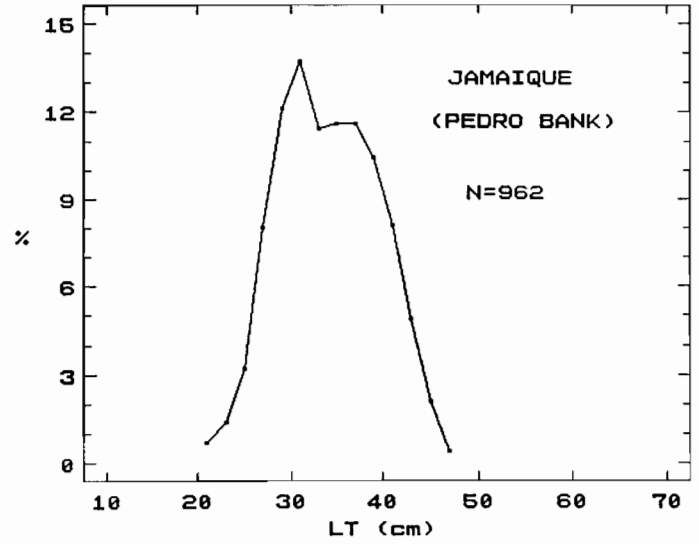
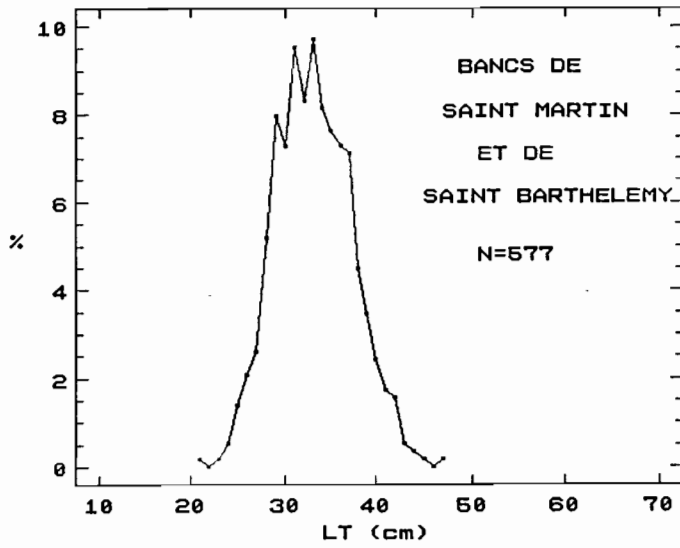


Figure 4.7. Structure de taille des prises de *E. guttatus* dans différents stocks de la Caraïbe.

	m	$\sigma(m)$	N
Secteurs côtiers			
0 - 10 m	21.75	1.03	12
10 - 30 m	22.49	0.58	69
30 - 80 m	26.25	0.80	60
80 - 150 m	29.11	1.13	38
Toutes prof.	24.68	0.41	210
Bancs du large	36.47	1.19	22

Tableau 4.6. Tailles moyennes de E. guttatus en 1987 (m : moyenne ; $\sigma(m)$: écart-type de la moyenne)

Les estimations des paramètres de croissance, peu nombreuses pour E. guttatus (Ralston, 1987), sont concordantes : la taille asymptotique (L_{∞}) serait de 52 cm TL, et K de l'ordre de 0.2.

La rareté des individus de grande taille confirme ce que les prises par unité d'effort ont suggéré, c'est-à-dire une exploitation intense de la population résidant sur le plateau insulaire : seulement un individu sur 5 environ y dépasse 26 cm, la moitié de L_{∞} . Le rapport Z/K calculé pour les prises du plateau côtier (moins de 80 m) est égal à 3.924, soit du même ordre de grandeur que celui de C. fulva, mais il se rapporte à un intervalle de longueur beaucoup plus étendu : la sélection dans les nasses s'opère approximativement entre 28 et 48 % de la longueur asymptotique (respectivement 15 et 25 cm, avec une incertitude sur la taille de plein recrutement, qui pourrait être inférieure, cf. Fig. 4.6) pour E. guttatus, et entre 44 et 58 % (15 et 20 cm) pour C. fulva. Les effectifs mesurés en 1986 et 1987 ne permettent pas d'entreprendre une analyse quantitative plus poussée de l'exploitation de E. guttatus.

A titre de comparaison, on a porté sur la figure 4.7 les distributions de fréquence de taille recueillies sur d'autres stocks de E. guttatus dans la région caraïbe : en Jamaïque (pêches aux nasses de maille 31 et aux lignes, l'auteur signalant la similitude de sélectivité des deux engins) à Porto-Rico (échantillonnage des débarquements, engin non précisé), et sur les Bancs de Saint-Martin et de Saint-Barthélémy (pêches aux nasses de maille 41). La comparaison des rapports Z/K publiés ou recalculés (Tabl. 4.7) fait apparaître la situation de la pêcherie martiniquaise, où le recrutement se fait à des tailles beaucoup plus petites (L_c faible), et où les classes recrutées subissent une mortalité plus forte (Z/K fort). Même si la comparaison de ces données ne doit pas être poussée trop loin compte-tenu de l'imprécision sur les données, elle n'en fournit pas moins une indication comparative importante.

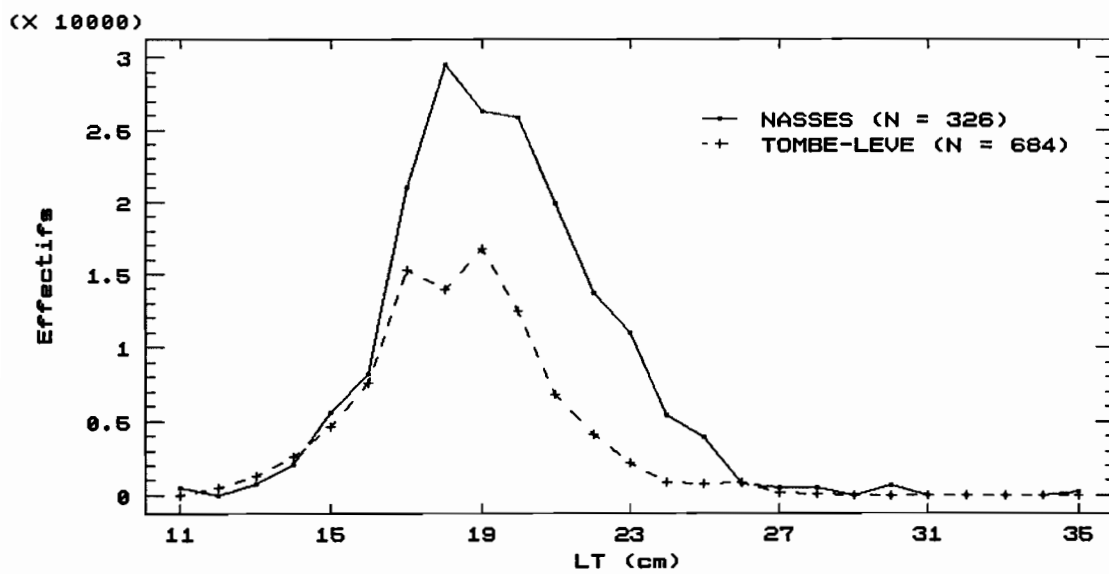


Figure 4.8. Structure de taille des prises de A. afer dans les pêcheries de nasses et de "tombé-levé".

Stock	L_c	Z/K	Référence
Porto-Rico/Iles Vierges US	31.7	1.61	Morales-Santana, 1984
Pedro Bank (Jamaïque)	(34.0)	2.93	Thompson et Munro, 1983
California Bank (Jamaïque)	(34.0)	3.74	" "
Bancs St Martin / St Barth.	(32.0)	3.82	Lorance et Huet, 1988
Martinique (sect. côtiers)	25.0	3.92	

Tableau 4.7. Estimations de Z/K pour divers pêcheries de E. guttatus dans la région caraïbe. (les valeurs de L_c entre parenthèses sont celles de pêches scientifiques, et ne reflètent pas nécessairement la sélectivité de la pêche commerciale).

Faute d'analyse quantitative spécifique, on peut penser que, par analogie avec une espèce voisine, la conclusion obtenue pour C. fulva s'applique pour E. guttatus ; cependant celle-ci serait, à capturabilité égale, encore plus affectée par la pression de pêche du fait de l'entrée plus précoce des poissons dans les prises des nasses.

4.1.4.3. Alphestes afer

Alphestes afer est la plus côtière des espèces de Serranidae d'intérêt commercial. Sa taille maximale d'environ 30 cm (Randall, 1968) limite l'intérêt de l'espèce dans de nombreuses pêcheries, notamment par rapport aux espèces de plus grande taille ; c'est pourquoi sa biologie est très mal connue, et notamment sa croissance. L'analyse de son exploitation en Martinique ne peut être que très superficielle malgré les effectifs mesurés.

En Martinique, elle est capturée en quasi-totalité par les nasses en grillage et par les petites nasses appâtées en bambou, ("tombé-levé"). Dans les deux cas, le recrutement s'opère à partir de 12 cm, et s'achève entre 17 et 20 cm (Fig. 4.8). Les prises sont négligeables, mais non nulles, au-delà de 27 cm : la taille maximale observée est de 35 cm.

La répartition des tailles moyennes est indépendante de la profondeur (Tabl. 4.8).

Profondeur	1986			1987		
	m	$\sigma(m)$	N	m	$\sigma(m)$	N
0 - 10 m	18.50	0.43	65	20.23	0.28	102
10 - 30 m	19.08	0.34	69	20.30	0.23	134
30 - 80 m	19.52	0.23	92	19.67	0.29	78

Tableau 4.8. Tailles moyennes dans les prises de nasses d'A. afer (m : moyenne ; $\sigma(m)$: écart-type de la moyenne)

En prenant $L_c = 32$ cm, le rapport Z/K appliqué aux prises de

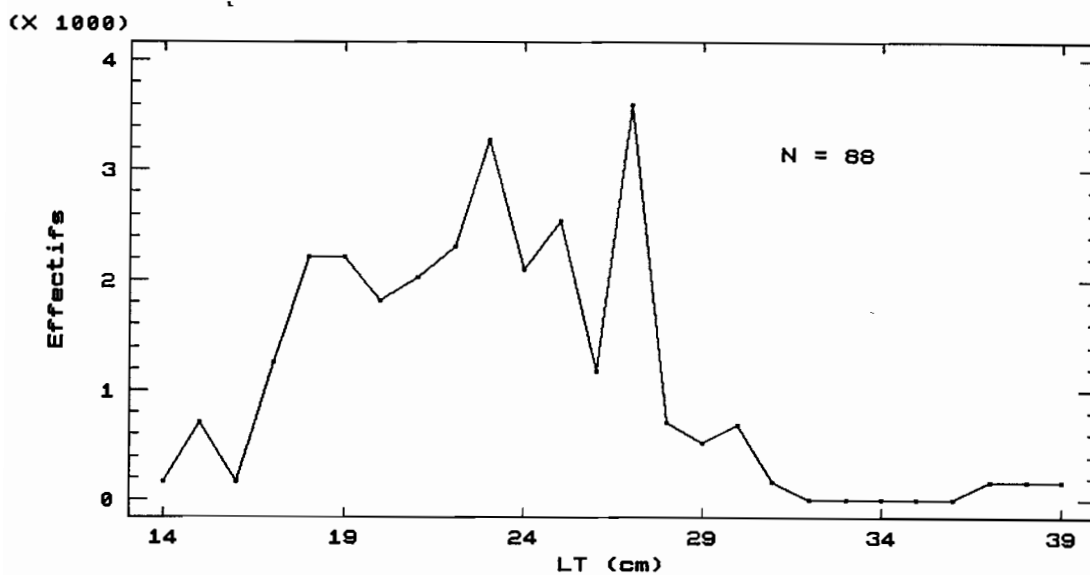


Figure 4.9. Effectifs de *P. cruentatus* capturés par classe de taille par les nasses.

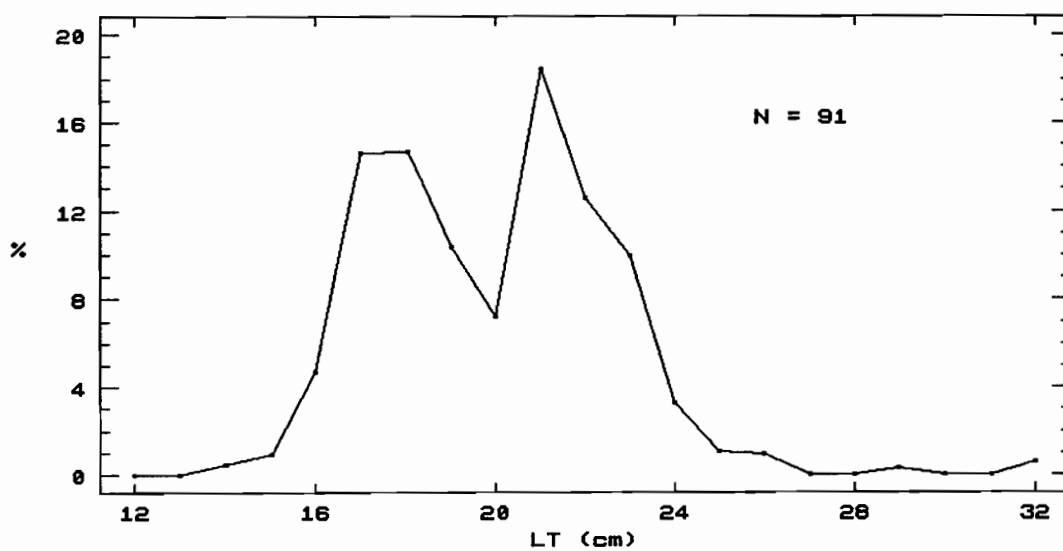


Figure 4.10. Structure de taille des prises de *P. furcifer* dans les nasses.

nasses prend la valeur de 3.991.

L'examen des captures actuelles d'A. afer n'autorise aucune conclusion sur l'état du stock, que ce soit en référence aux données biologiques de l'espèce ou en comparaison avec des résultats obtenus antérieurement en Martinique (Farrugio et Saint-Félix, 1975).

4.1.4.4. Petrometopon cruentatum

Comme A. afer, P. cruentatum est une espèce de petite taille parmi les Serranidae. Elle est moins côtière, puisqu'on peut la trouver à des profondeurs supérieures à 70 m (Fisher, 1978), mais ne montre pas non plus de répartition différentielle des tailles selon la profondeur. La description de la structure de taille des prises reste très sommaire compte-tenu des faibles effectifs échantillonnés. Pour les nasses, le recrutement dans les captures s'opère à partir d'une quinzaine de cm, et les individus de plus de 30 cm sont rares ou absents (Fig 4.9).

Les données biologiques sur P. cruentatum sont rares ; en particulier les estimations de paramètres de croissance citées par Ralston (1987) sont tout à fait contradictoires. En ce qui concerne L_{∞} , l'estimation de 34 cm (Thompson et Munro, 1983a) semble peu réaliste, du moins en Martinique, où des poissons de 37 à 39 cm ont été observés. En prenant $L_{\infty} = 42$ cm (Nagelkerken 1979, in Ralston 1987) et $L_c = 23$ cm, on obtient une valeur de Z/K égale à 4.511.

4.1.4.5. Paranthias furcifer

Les effectifs mesurés en 1986 et 1987 sont peu importants. Les structures de taille des prises de P. furcifer pour les deux engins de capture principaux (nasses et doucines) montrent que le recrutement dans les prises débute à partir de 12 cm, jusqu'à 20-21 cm (Fig. 4.10). La méconnaissance presque totale des paramètres biologiques de l'espèce interdit toute analyse de son exploitation. Son habitat plus profond, et la part des lignes (engins plus sélectifs que les nasses) dans sa capture permettent de penser que les caractéristiques de son exploitation (sélectivité, mortalité par classe de taille) diffèrent sensiblement de celles des espèces plus côtières.

4.1.4.6. Autres espèces

Les données disponibles sur les autres espèces de Serranidae capturées en Martinique sont trop disparates pour se prêter à l'analyse.

4.1.5. Potentiel reproducteur

Malgré l'intérêt commercial porté aux espèces de Serranidae, peu de données détaillées sont disponibles sur leurs tailles de

première reproduction (Shapiro, 1987). Dans un stock vierge ou très peu exploité (Pedro Bank en Jamaïque), la maturité sexuelle de C. fulva peut apparaître à partir de 16 cm, mais la proportion d'individus matures ne devient importante qu'à partir de 19 cm, et culmine à 23 cm ; pour E. guttatus, la plus grande partie des femelles matures a une longueur comprise entre 26 et 40 cm LT ; la taille de première maturité sexuelle de P. cruentatum pourrait être inférieure à 16 cm LT, et des femelles d'Alphestes afer matures ont été observées à 23.2 cm LT (Thompson et Munro, 1983a). Si ces paramètres de maturité sont transposables aux stocks martiniquais de ces espèces, ceux-ci sont composés d'une proportion non négligeable de juvéniles, notamment pour C. fulva et E. guttatus ; il est cependant probable que des mécanismes de régulation liés à la densité tendent à abaisser les tailles de première maturité sexuelle dans des stocks fortement exploités. Pour les grandes espèces, les tailles de première capture (de l'ordre de 20 cm) sont tellement inférieures aux tailles de première reproduction (de l'ordre de 40 à 50 cm pour E. striatus et M. venenosa : Thompson et Munro, 1983a) que la probabilité d'atteindre l'âge adulte est très faible : on peut penser que, depuis que les modes de pêche actuels opèrent à une échelle non négligeable, leurs stocks reproducteurs sont à des niveaux très faibles ou ont été pratiquement éliminés.

Par ailleurs, la reproduction de la plupart des espèces de Serranidae est caractérisée par deux particularités dont les interactions avec l'exploitation sont encore mal connues.

Plusieurs espèces (dont E. striatus, E. guttatus, C. fulva, P. cruentatum) sont connues pour former, en des lieux précis et à des périodes précises, des agrégations où les poissons se rassemblent pour pondre (Shapiro, 1987 ; Sadovy, sous presse). Ces concentrations sont particulièrement vulnérables à la pêche, et leur exploitation peut conduire à une réduction très importante, voire à l'élimination, du stock d'adultes. Si elles ont été décrites dans divers pays de la Caraïbe, il ne semble pas (ou plus ?) y en avoir en Martinique, où la reproduction des Serranidae est de type diffus. D'autre part, la plupart des espèces de Serranidae sont hermaphrodites protogynes, c'est-à-dire que les individus matures sont d'abord femelles avant de changer de sexe, probablement sous l'effet de stimulus comportementaux (Shapiro, 1987). Une conséquence en est que le prélèvement sélectif des individus les plus grands (donc des mâles) modifie au moins dans un premier temps le sex-ratio de la population. Les connaissances actuelles ne permettent pas d'évaluer les conséquences de cette modification en termes de succès de reproduction (fertilisation des gamètes), et notamment dans quelle mesure le déclenchement comportemental du changement de sexe (qui serait lui-même lié au sex-ratio) contribue à atténuer le risque de déséquilibre entre femelles et mâles dans des populations où les individus les plus grands ont été éliminés par la pêche.

4.1.6. Conclusion sur les Serranidae

Globalement, on peut considérer que les espèces côtières de Serranidae ont subi une importante réduction de biomasse avec, sauf peut-être pour A. afer, disparition des classes de longueur proche de L_0 , et réduction très probable (mais non quantifiable) du potentiel reproducteur. L'analyse structurale de C. fulva montre pourtant que ces symptômes ne conduisent pas nécessairement à un diagnostic de surexploitation du potentiel de production : il faudrait, pour qu'il en soit ainsi, que la mortalité naturelle soit peu élevée par rapport à la vitesse de croissance, ce qui paraît peu vraisemblable en l'état actuel des connaissances sur les Serranidae tropicaux. Même si les autres espèces ont des caractéristiques différentes de celles de C. fulva (et notamment E. guttatus), il est probable qu'elles ne sont pas l'objet d'une surexploitation grave sous le seul aspect du rendement par recrue monospécifique (aucune information n'étant disponible sur les niveaux de recrutement). Les rendements pourraient cependant être beaucoup plus importants avec un effort moindre, puisque la production totale ne diminuerait que peu.

Par contre, il est très probable que les espèces de grande taille, dont plusieurs sont décrites comme "communes" dans la région, ont été pratiquement éliminées par la pêche. La perte de production qui en découle directement, et les effets secondaires, sur l'écosystème entier, de la disparition d'une partie des prédateurs de haut niveau, ont des conséquences halieutiques qu'il est impossible de chiffrer en l'état actuel des connaissances.

4.2. Lutjanidae

4.2.1. Production

Avec une production de 127 tonnes (9.2 % de la production totale des engins de pêche démersale), la famille des Lutjanidae (sardes, sorbes,...) vient au 3^e rang, après les Scaridae et les Serranidae. Les nasses capturent un peu plus de la moitié de cette production, les doucines et les filets maillants étant des composantes secondaires, mais non négligeables, dans l'exploitation de la famille (Tabl. 4.9).

Métier	Production (t)	(%)	% dans les prises du métier
Nasses	73.6	(57.9)	8.5
Doucines	26.8	(21.2)	36.2
Filets maillants	15.2	(12.0)	7.8
Palangres	6.9	(5.4)	14.1
Trémails	3.4	(2.7)	3.3
Plongée	0.8	(0.6)	0.1
Tombé-levé	0.5	(0.4)	2.3
Total ou moyenne	127.1	(100.0)	9.2

Tableau 4.9. Production des Lutjanidae par métier

On constate que les Lutjanidae constituent une part importante des prises des pêches à l'hameçon (doucines et palangres), contrairement aux autres métiers où leur part est toujours faible. Du fait des limites des données, la répartition géographique et bathymétrique des prises n'est possible que pour les nasses. Cette production est répartie à peu près également (entre une quinzaine et une vingtaine de tonnes) entre les trois tranches de profondeur du plateau (0-10 m, 10-30 m, 30-80 m), et la partie supérieure du talus (80-150 m), la production profonde (plus de 150 m) étant négligeable. Plus de la moitié de la production de Lutjanidae est issue des secteurs Sud Atlantique (extérieur au récif) et Canal de Sainte-Lucie, conformément à la répartition de l'effort de pêche des nasses.

4.2.2. Composition spécifique

L'exploitation des Lutjanidae est caractérisée par la dominance d'une espèce : O. chrysurus, qui représente à elle seule près de la moitié des apports de la famille (Tabl. 4.10).

	NA	DO	TR	PA	PL	FF	TL	TOTAL
<u>Ocyurus chrysurus</u>	34.8	18.9	0.8	5.1	0.1	1.3	0.4	61.4
<u>Lutjanus synagris</u>	4.2	0.8	1.7	0.3		10.5	0.1	17.5
<u>Lutjanus vivanus</u>	8.1	1.8		0.7		0.1		10.7
<u>Rhomboplites aurorubens</u>	5.8	0.8	(-)	0.2		1.0		7.8
<u>Lutjanus buccanella</u>	5.9	1.4				0.3		7.6
<u>Lutjanus mahogoni</u>	5.2	0.1	0.2			1.1		6.6
<u>Lutjanus analis</u>	4.7	(-)	(-)	0.5		0.1		5.4
<u>Lutjanus apodus</u>	3.2		0.4		0.6	0.3		4.5
<u>Etelis oculatus</u>		2.3		0.1				2.4
<u>Lutjanus griseus</u>	1.3		0.2			0.6		2.1
<u>Lutjanus jocu</u>	0.4	0.5		0.1	0.1			1.1
<u>P. macrophtalmus</u>		0.2						0.2

Tableau 4.10. Production (t) des Lutjanidae par espèce et par type de pêche (P. : Pristipomoides) (cf abréviations des mé-

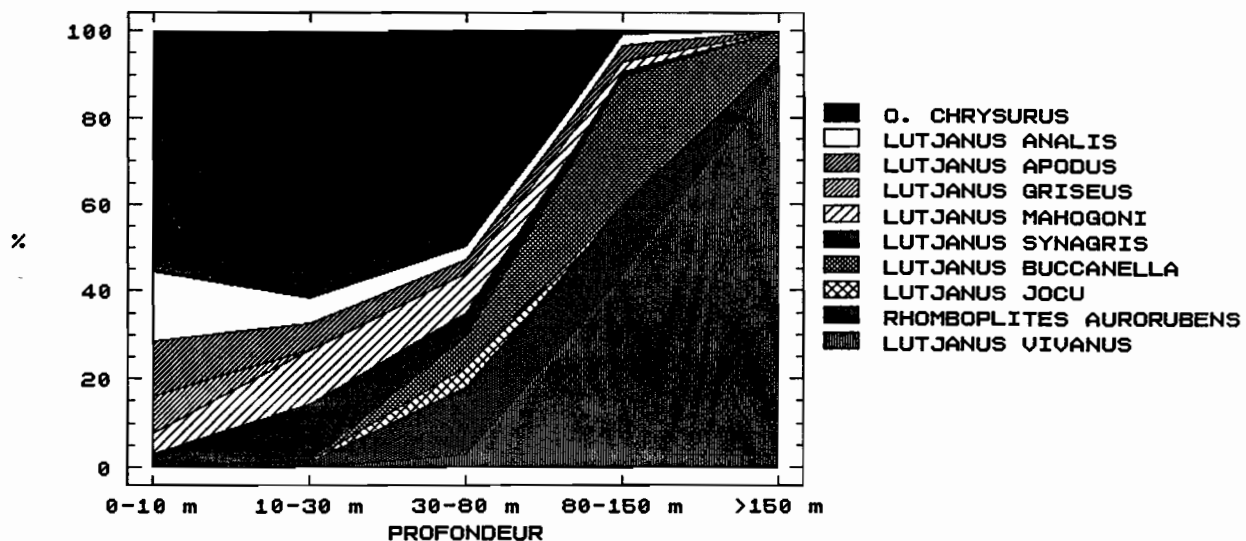


Figure 4.11a. Proportions des espèces de Lutjanidae dans les prises de nasses selon la profondeur.

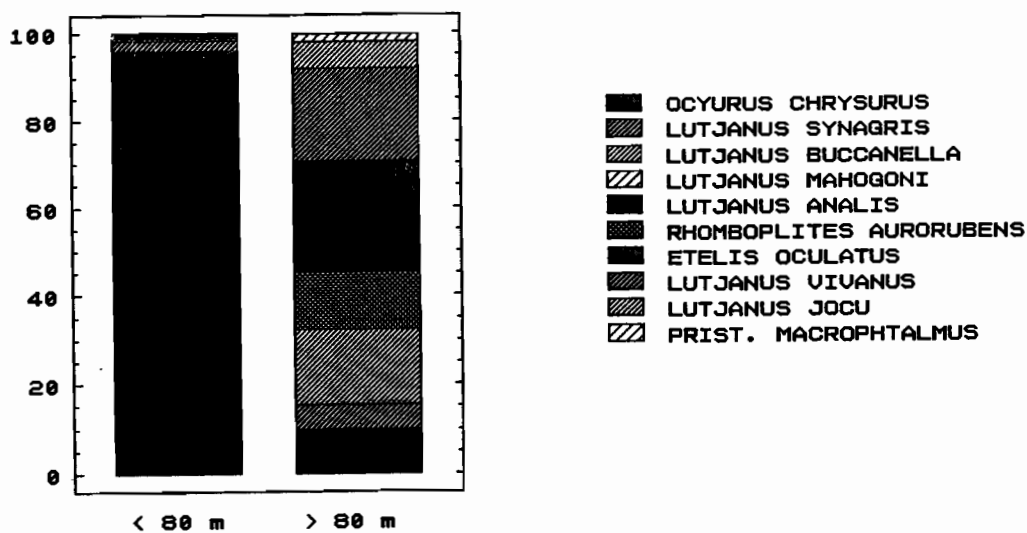


Figure 4.11b. Proportions des espèces de Lutjanidae dans les prises de doucines selon la profondeur.

tiers en annexe 2).

On peut distinguer parmi ces espèces celles d'habitat profond (L. vivanus, R. aurorubens, L. buccanella, E. oculatus et P. macrophtalmus), et celles qui fréquentent surtout le plateau côtier. Les captures de ces dernières sont peu diversifiées : les deux espèces principales (O. chrysurus et L. synagris) en représentent 80 %. La prédominance (nasses, Fig. 4.11a) ou l'exclusivité (doucines, Fig. 4.11b) de O. chrysurus cesse aux accores du talus insulaire, pour être remplacée par celles des espèces profondes. Dans les prises des filets maillants, l'espèce dominante est L. synagris, quelle que soit la profondeur.

Il convient de noter que l'espèce dominante, O. chrysurus, occupe une place à part dans l'ensemble relativement homogène que constitue la famille des Lutjanidae, de par sa moindre dépendance des ressources du fond en espace et en nourriture : à l'inverse de la plupart des autres espèces, sédentaires et se nourrissant sur le fond ou à sa proximité immédiate, elle fréquente une partie importante de la colonne d'eau et est une des seules dont le régime alimentaire comporte une part notable d'organismes planctoniques (Parrish, 1987). Les plus communes parmi les espèces côtières de grande taille maximale (L. analis : 70 cm, L. jocu : 78 cm, L. griseus : 65 cm : Fisher 1978, Randall 1968) ne représentent que 2.5 % de la production totale.

4.2.3. Prises par unité d'effort

La prise/nasse montre, globalement, une augmentation continue avec la profondeur (Tabl. 4.11).

Profondeur	Espèces		Toutes espèces
	côtières	profondes	
0-10 m	73.0	0.1	73.1
10-30 m	59.8	0.8	60.6
30-80 m	79.7	24.9	104.6
>80 m	60.1	202.5	262.6

Tableau 4.11. Prises par unité d'effort des Lutjanidae (g/nasse)

Les prises de Lutjanidae n'ayant pas été estimées directement mais au sein d'un groupe plus large (incluant notamment les Haemulidae), la procédure d'estimation ne permet pas de ventiler de façon suffisamment fiable les prises profondes entre bancs du large et secteurs côtiers. La répartition entre les espèces côtières et les espèces profondes montre que, alors que la PUE des espèces profondes n'est effectivement très importante qu'au-delà de 80 m, celle des espèces plus côtières est relativement stable jusqu'aux profondeurs importantes. Ceci traduit à la fois l'étendue bathymétrique de l'habitat de ces espèces, et surtout de O. chrysurus, et la réduction de la densité des Lutjanidae sur le

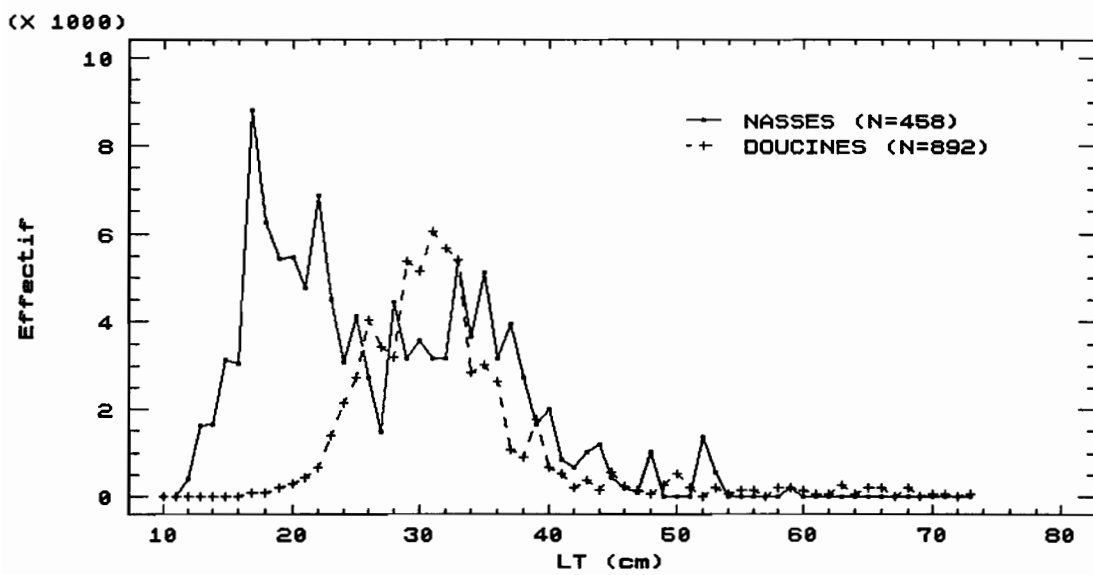


Figure 4.12. Effectifs de *O. chrysurus* capturés par les pêcheries de nasses et de doucine

plateau ; bien que la prise/nasse ne doive pas être simplement assimilée à un indice d'abondance (du fait des stratégies de pêche et des différences de capturabilité entre espèces et selon la profondeur), il semble significatif que les valeurs atteintes pour les espèces profondes au-delà de 80 m, dont les densités de population sont considérées comme peu élevées, soient plusieurs fois supérieures à celles des espèces côtières sur le plateau.

4.2.4. Structures de taille

Dans l'ensemble les effectifs échantillonnés sont faibles pour les Lutjanidae (cf. annexe 3). L'importance de la production des différentes espèces, les effectifs disponibles, et les connaissances biologiques, limitent à O. chrysurus l'analyse plus détaillée des structures de taille.

4.2.4.1. Ocyurus chrysurus

Les prises des nasses et des doucines représentent 87.5 % du total pour cette espèce : l'analyse des structures de taille a donc ignoré les autres métiers. De même, pour des raisons liées à la procédure d'échantillonnage, les données de 1986 ont été écartées de l'analyse, malgré les effectifs importants.

La taille moyenne des poissons dans les prises est étroitement liée à la profondeur (Tabl. 4.12).

Profondeur	1986			1987		
	m	$\sigma(m)$	N	m	$\sigma(m)$	N
0 - 10 m	26.91	0.94	35 (*)	22.11	0.46	237
10 - 30 m	29.34	1.14	44	28.12	1.00	96
30 - 80 m	33.52	0.39	186	32.11	0.57	106
80 - 150 m	40.04	0.51	45			

Tableau 4.12. Taille moyenne d'O. chrysurus dans les prises de nasses, selon la profondeur de pêche (m : moyenne ; $\sigma(m)$: écart-type de la moyenne). (*) : l'examen détaillé des données montre que la taille moyenne des individus dans cette strate est suspecte, 8 des 35 poissons appartenant à une seule classe de taille.

On a donc, pour les nasses, estimé la distribution des fréquences de taille à l'aide d'une post-stratification basée sur la profondeur (Fig. 4.12). Le recrutement dans la pêcherie de nasses est très abrupt et précoce, entre 12 et 17 cm. Les effectifs décroissent ensuite de façon irrégulière, avec notamment un palier plus ou moins net entre 26 et 37 cm environ. Les doucines capturent O. chrysurus à partir d'une taille très supérieure à celle des nasses, entre 20 et 31 cm. Du fait de la sélectivité plus étroite des lignes, la décroissance des effectifs se fait à des taille inférieures à celle des prises de nasses, mais des individus de très grande taille (jusqu'à 73 cm) sont capturés, proba-

blement à des profondeurs importantes accessibles aux lignes.

Les connaissances disponibles sur la sélectivité de l'espèce dans les différents maillages (Chevaillier et Lagin, 1985) ne permettent pas d'interpréter de façon détaillée la structure de taille d'O. chrysurus, notamment au-delà de la taille moyenne de sélection du plus grand maillage utilisé en Martinique (maille de 41 : $L_{50}=26.8$ cm LT). O. chrysurus est une des espèces dont la croissance a été la plus étudiée, en raison de son intérêt économique. Les estimations des paramètres de croissance ne sont pas pour autant en accord (Tabl. 4.13).

Référence	Lieu	L_{∞} (cm)	K
Piedra (1969) (*)	Cuba	50.0 LF (62.5 LT)	0.15
Thompson et Munro (1983b)	Jamaïque	60.0 LF (75.2 LT)	0.25
Claro (1983)	Cuba	68.1 LF (85.4 LT)	0.159
Johnson (1983) (*)	Floride	45.1 LF (56.3 LT)	0.279
Dennis (sous presse)	Porto-Rico	53.4 LF (66.8 LT) 54.5 LF (68.2 LT)	0.166 0.104

Tableau 4.13. Estimations des paramètres de croissance de O. chrysurus. (*) : in Ralston, 1987.

On a effectué une analyse de pseudo-cohortes sur les effectifs stratifiés, avec $L_{\infty}=65$ cm LT (valeur compatible avec la taille maximale observée, et avec les estimations obtenues dans les milieux insulaires proches de ceux de la Martinique), et $K=0.20$. Peu d'estimations du coefficient de mortalité naturelle sont disponibles ; Thompson et Munro (1983b) l'estiment égal à 0.6, et Piedra (1965, in Ralston, 1987) à 0.2. L'analyse a été effectuée pour $M=0.2$ et $M=0.4$, c'est-à-dire pour $M/K=1$ et $M/K=2$. La longueur moyenne actuelle de sélection (L_{50}) dans les nasses a été estimée à 16 cm. On a effectué des simulations de changement de L_{50} pour les nasses seulement, avec les valeurs suivantes : 20 cm et 26 cm, correspondant approximativement aux nasses de maille "31" et "41" (Chevaillier, 1990).

L'analyse de pseudo-cohortes montre une reprise importante de la mortalité par pêche due aux nasses vers 32 cm, qui n'est pas attribuable de façon claire à la structure de la pêcherie (sélectivité des maillages utilisés, répartition bathymétrique de l'effort de pêche), ni à la biologie de l'espèce (maturité sexuelle, changements de comportement). Il pourrait également s'agir d'un artefact lié à l'échantillonnage, lié plus au nombre de classes de taille (48) qu'à l'effectif total de poissons mesurés (458), ou alors à une variabilité du recrutement. Malgré leur tonnage moindre, la concentration des prises de doucine sur un intervalle de tailles plus étroit se traduit par des mortalités par pêche localement du même ordre de grandeur que celles des nasses.

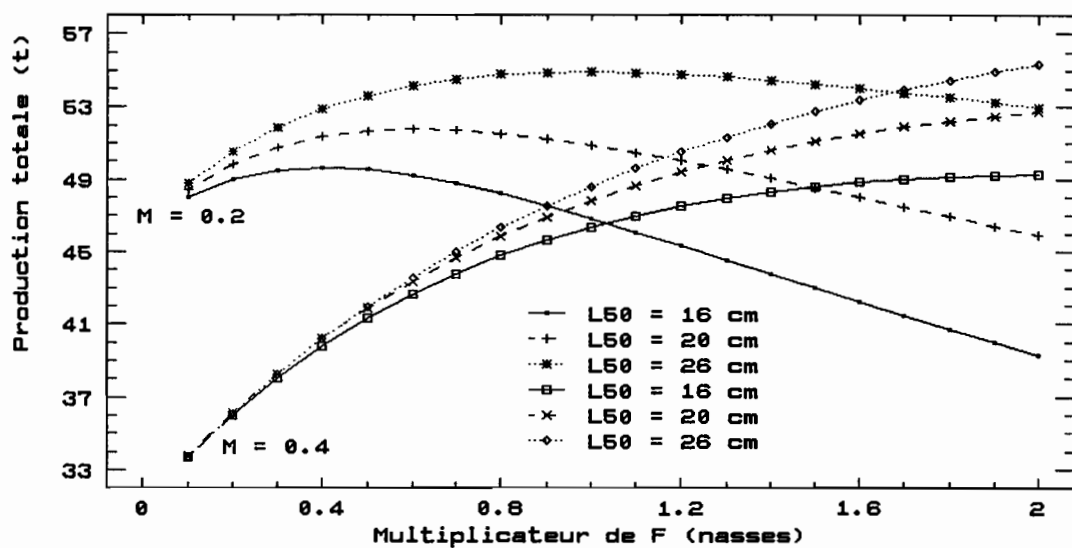


Figure 4.13. Simulation de la production de O. chrysurus par les nasses et les doucines, en fonction du multiplicateur de la mortalité par pêche générée par les nasses.

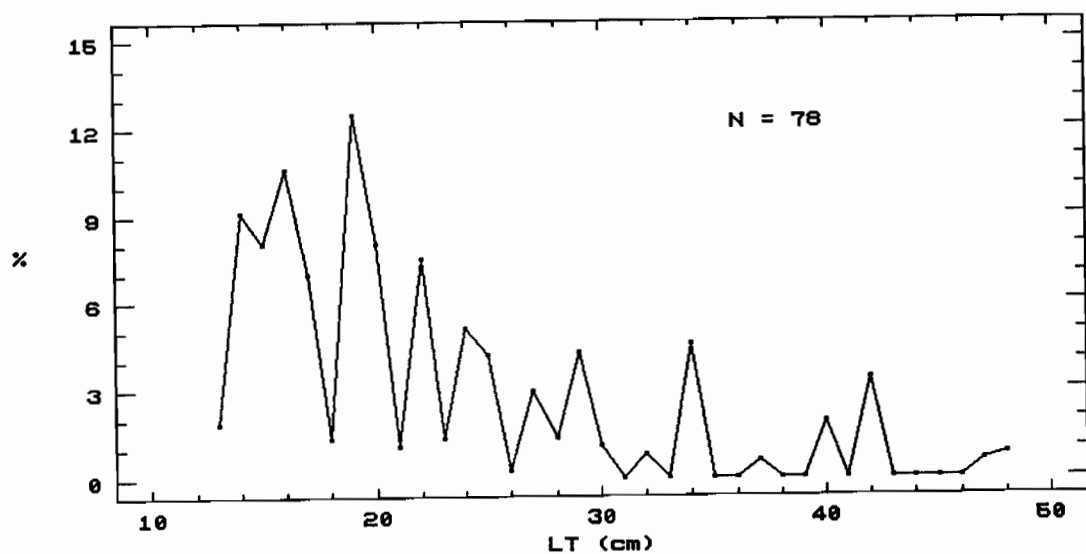


Figure 4.14. Structure de taille des prises de L. apodus dans les nasses.

Les simulations montrent que le sens de la conclusion dépend étroitement de la valeur de M : que le critère retenu soit $F_{0.1}$ ou F_{opt} , et quel que soit le maillage envisagé, la mortalité par pêche due aux nasses devrait être augmentée si $M=0.4$ et réduite si $M=0.2$ (Fig. 4.13). Dans les deux cas, une sélection plus tardive des poissons serait bénéfique à la production à long terme. Les données de mortalité et de croissance disponibles suggèrent que le rapport M/K est voisin de 2 pour les Lutjanidae (Ralston, 1987). Dans l'analyse des prises d'O. chrysurus, l'hypothèse $M=0.4$ serait donc la plus vraisemblable, et le stock supporterait une augmentation importante de l'effort. Pour $M/K=2$, le maximum de rendement par recrue est obtenu pour une taille moyenne de recrutement proche de la moitié de L_0 (soit ici 32 cm LT environ), et un taux d'exploitation très élevé ; le seul passage à un maillage supérieur ne conduit qu'à une augmentation très faible du rendement/recrue (4.8 % pour la maille 41).

La comparaison des structures de taille d'O. chrysurus dans les prises de nasses en Martinique et dans d'autres stocks où des données ont été recueillies (Dennis (sous presse) à Porto-Rico ; Thompson et Munro (1983b) sur les récifs côtiers (Port-Royal Reefs) de Jamaïque) montre que l'entrée des individus dans les captures y est plus précoce du fait de l'utilisation de petits maillages. L'intervalle de sélection dans les prises des nasses de maille 31 utilisées par Thompson et Munro est en accord avec l'étude de la sélectivité des nasses (Chevaillier et Lagin, 1985), et confirme que des maillages plus petits (25) sont toujours utilisés en Martinique. Par contre, la décroissance moyenne des effectifs des classes de taille, moins rapide en Martinique que dans les deux autres pêcheries, semble y indiquer une mortalité totale moindre : l'estimation de Z/K (Beverton et Holt, 1956) est de 4.1 en Martinique, comprise entre 5.0 et 6.2 à Porto-Rico, et égale à 17.6 sur les récifs côtiers de Jamaïque (dans ce dernier cas, il est plus que probable que la mortalité totale Z est surestimée à cause de l'émigration des poissons vers des zones plus profondes).

Les paramètres de la reproduction d'O. chrysurus sont mal connus : en Jamaïque, des proportions importantes de femelles matures ont été trouvées à partir de 35 cm LT environ (Thompson et Munro, 1983b), ce qui suggère que, même si des mécanismes de régulation existent, la fraction adulte du stock martiniquais est sensiblement amoindrie. Des simulations de biomasse féconde par recrue montrent en effet que, dans le régime d'exploitation actuel, cette fraction adulte représente environ 7 % de la biomasse féconde du stock vierge si $M=0.2$ et environ 25 % si $M=0.4$, la taille de maturité moyenne ayant un rôle très secondaire dans la gamme testée (40-50 cm). Pour les deux valeurs de M , une augmentation de la taille moyenne de sélection dans les nasses (L_{50}) de 16 à 20 ou 26 cm n'augmente cette biomasse féconde que de façon très marginale.

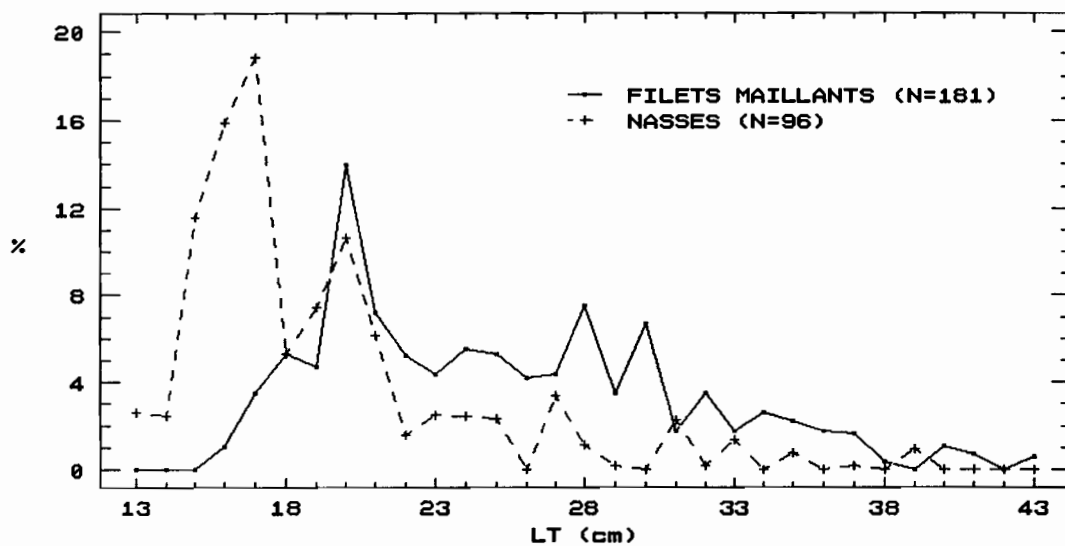


Figure 4.15. Structure de taille des prises de *L. mahogoni* dans les nasses.

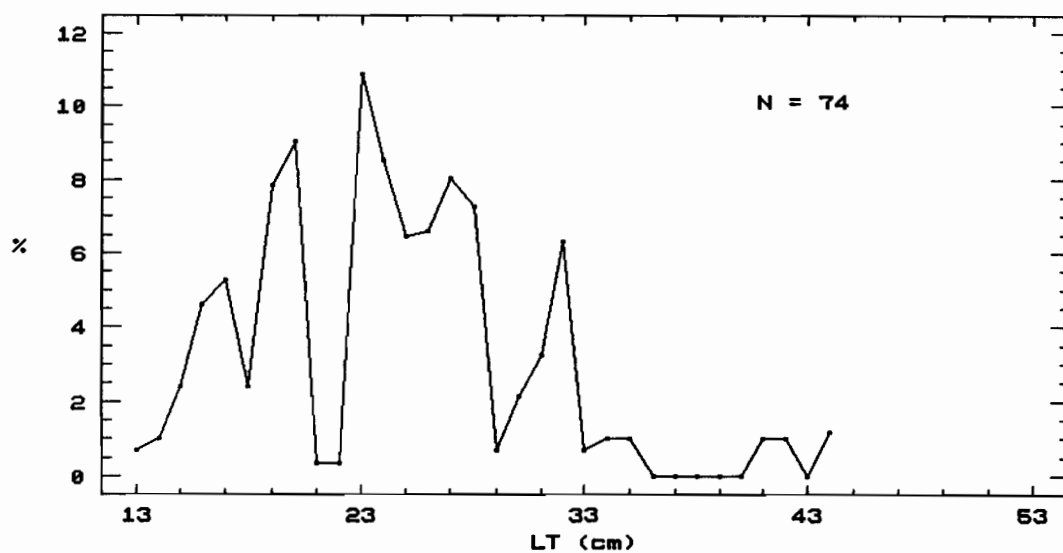


Figure 4.16. Structure de taille des prises de *L. synagris* dans les nasses.

4.2.4.2. Autres espèces côtières

Avec des échantillons de moins d'une centaine d'individus par type de pêche, les autres espèces côtières de Lutjanidae ne se prêtent pas à une analyse quantitative détaillée. De plus, les paramètres biologiques sont très mal connus pour la plupart de ces espèces (Ralston, 1987). Pour L. apodus (Fig. 4.14), L. synagris (Fig. 4.15) et L. mahogoni (Fig. 4.16), on notera la faible taille moyenne de recrutement dans les nasses par rapport à la longueur maximale atteinte par l'espèce ; les dernières classes de taille semblent mieux représentées chez L. synagris que chez L. apodus. Les données disponibles, en Martinique et dans la littérature, ne permettent pas d'entreprendre des comparaisons de structure de taille de ces espèces avec d'autres pêcheries de la région caraïbe.

4.2.5. Conclusion sur les Lutjanidae

L'analyse des prises par unité d'effort suggère une réduction peut-être importante de la biomasse des espèces côtières de Lutjanidae. Bien que la gamme des tailles maximales des Lutjanidae (environ de 35 cm chez L. synagris à 78 cm chez L. jocu) soit plus étroite que celle des Serranidae, on y retrouve la place très minime qu'occupent dans les captures certaines espèces de grande taille, pourtant réputées communes : L. griseus, L. analis et L. jocu. Par ailleurs, la prépondérance d'O. chrysurus sur les espèces plus inféodées au fond (donc sans doute plus vulnérable à la pêche), et l'importance relative des espèces d'affinités profondes, suggèrent également que le prélèvement halieutique a entraîné une certaine modification du peuplement de Lutjanidae.

En ce qui concerne les structures de taille, la composition spécifique des prises de Lutjanidae et la méconnaissance de la biologie de la plupart des espèces limitent l'analyse à O. chrysurus, qui en est l'espèce dominante. Compte-tenu de la gamme de valeurs vraisemblables des paramètres les plus sensibles, le stock d'O. chrysurus n'est pas actuellement soumis à une surexploitation manifeste de son potentiel de croissance : aucune augmentation importante du rendement/recrue n'est à attendre au sein de la gamme réaliste de régimes d'exploitation (passage à la maille 31 ou 41, variation modérée de l'effort).

Les données sur les capacités reproductrices des espèces de Lutjanidae sont trop fragmentaires pour en tirer plus que des hypothèses. Si la mortalité naturelle du stock d'O. chrysurus est plutôt forte, il ne semble pas que sa biomasse adulte soit tombée à un niveau alarmant ; cependant, il n'en est pas de même pour les espèces de grande taille si leur rareté dans les prises reflète effectivement leur état de dépletion dans le stock.

4.3. Haemulidae

4.3.1. Production

Les prises d'Haemulidae (gorettes, scies,...) s'élèvent à 120 t environ, soit moins de 10 % des prises des pêches démersales (Tabl. 4.14). Nasses et filets maillants produisent plus de 90 % de ces prises.

Métier	Production (t)	(%)	% dans les prises du métier
Nasses	85.3	(70.3)	9.9
Filets maillants	24.6	(20.2)	12.6
Trémails	7.8	(6.4)	7.5
Plongée	2.6	(2.1)	3.2
Doucines	0.7	(0.6)	0.9
Palangres	0.4	(0.3)	0.8
Tombé-levé	0.1	(0.1)	0.5
Total ou moyenne	121.5	(100.0)	8.8

Tableau 4.14. Prises des Haemulidae par métier (t)

L'absence d'espèces à habitat profond dans cette famille se traduit par des captures plus côtières que celles de Lutjanidae, avec laquelle les Haemulidae sont apparentés : les captures des nasses sont presque exclusivement limitées aux profondeurs inférieures à 80 m, et environ 80 % de l'effort de pêche des filets (maillants et trémails) s'exerce dans les tranches 0-10 m et 10-30 m. Du fait de la diversité des techniques de pêche au filet maillant et de la composition des prises qui en résulte, la ventilation bathymétrique des prises de ce métier n'est pas possible de façon fiable.

4.3.2. Composition spécifique

Bien que Haemulon plumieri soit l'espèce principale, représentant environ la moitié des prises totales d'Haemulidae, plusieurs autres espèces ont une production non négligeable : H. carbonarium, H. aurolineatum et H. chrysargyreum notamment (Tabl. 4.15).

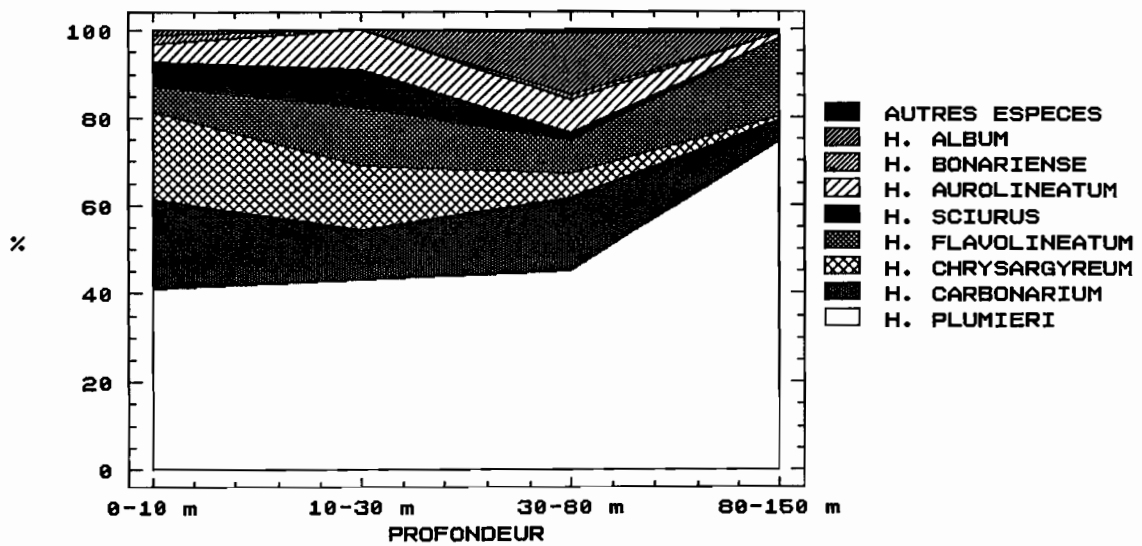


Figure 4.17. Proportions des espèces d'Haemulidae dans les prises des nasses selon la profondeur.

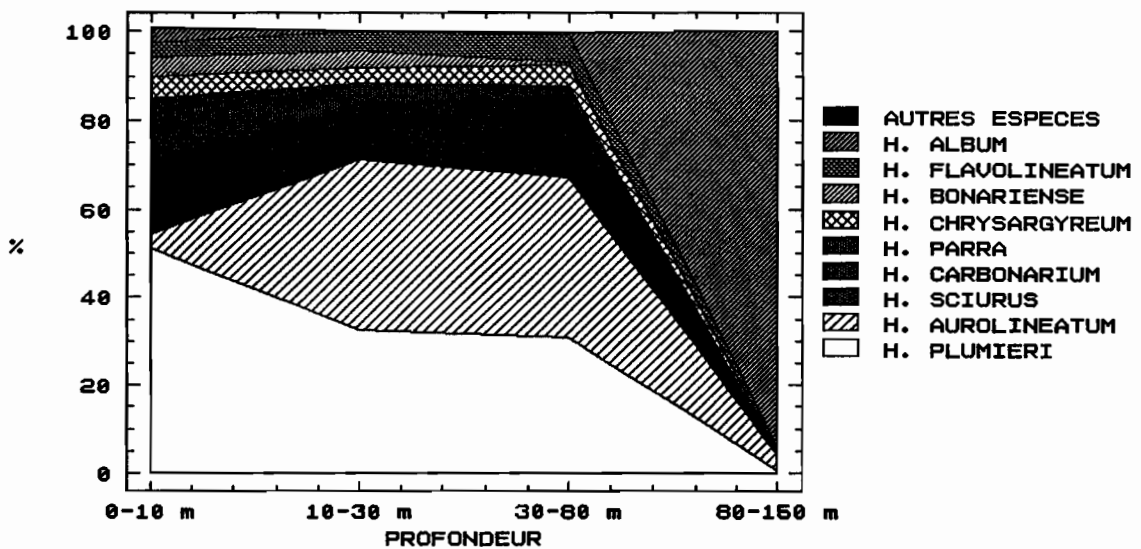


Figure 4.18. Proportions des espèces d'Haemulidae dans les prises des filets maillants de fond selon la profondeur.

	NA	FF	TR	TOTAL
<u>Haemulon plumieri</u>	37.8	8.2	3.6	49.6
<u>Haemulon carbonarium</u>	12.8	1.2	2.3	16.3
<u>Haemulon aurolineatum</u>	6.3	5.5	0.2	12.0
<u>Haemulon chrysargyreum</u>	10.0	0.9	0.1	11.0
<u>Haemulon flavolineatum</u>	8.4	0.9	(-)	9.3
<u>Haemulon album</u>	4.7	3.8	0.2	8.7
<u>Haemulon sciurus</u>	4.4	3.0	1.0	8.4
<u>Haemulon bonariense</u>	0.6	0.7	0.1	1.4
<u>Haemulon parra</u>		0.4	0.4	0.8
<u>Haemulon striatum</u>	0.4			0.4
<u>Anisotremus surinamensis</u>			0.4	0.4
<u>Anisotremus virginicus</u>			0.1	0.1
Total	85.3	24.6	8.3	118.4

Tableau 4.15. Production (t) des Haemulidae par espèce et par métier (cf abrégations des métiers en annexe 2)

L'importance relative des principales espèces ne semble pas varier de façon très nette en fonction de la profondeur. H. plumieri est toujours l'espèce principale dans les prises de nasses (Fig. 4.17) alors que, dans celles des filets maillants, H. aurolineatum domine légèrement au-delà de 10 m (Fig. 4.18).

4.3.3. Prises par unité d'effort

Les prises moyennes d'Haemulidae par nasse augmentent avec la profondeur avant de diminuer au-delà de 80 m (Tabl. 4.16). Cette augmentation peut être liée à la présence préférentielle des juvéniles, donc à une biomasse plus faible dans les fonds très côtiers, mais aussi à la réduction par la pêche (notamment celle des filets) de la biomasse aux profondeurs habituellement fréquentées par ces espèces, dont la limite est comprise entre 20 et 35 m pour la plupart d'entre elles sauf H. striatum (Fisher, 1978).

	0-10 m	10-30 m	30-80 m	80-150 m
<u>H. plumieri</u>	32.1	49.7	71.6	33.9
<u>H. carbonarium</u>	16.1	13.3	26.2	2.2
<u>H. aurolineatum</u>	3.2	10.6	12.1	0.6
<u>H. chrysargyreum</u>	15.6	16.6	8.5	0.4
<u>H. flavolineatum</u>	4.6	15.5 ^a	12.1	8.0
<u>H. album</u>	0.9		22.2	
<u>H. sciurus</u>	4.1	9.9	2.7	
Total	78.3	115.6	175.5	45.6

Tableau 4.16. Prises par unité d'effort (g/nasse) des Haemulidae

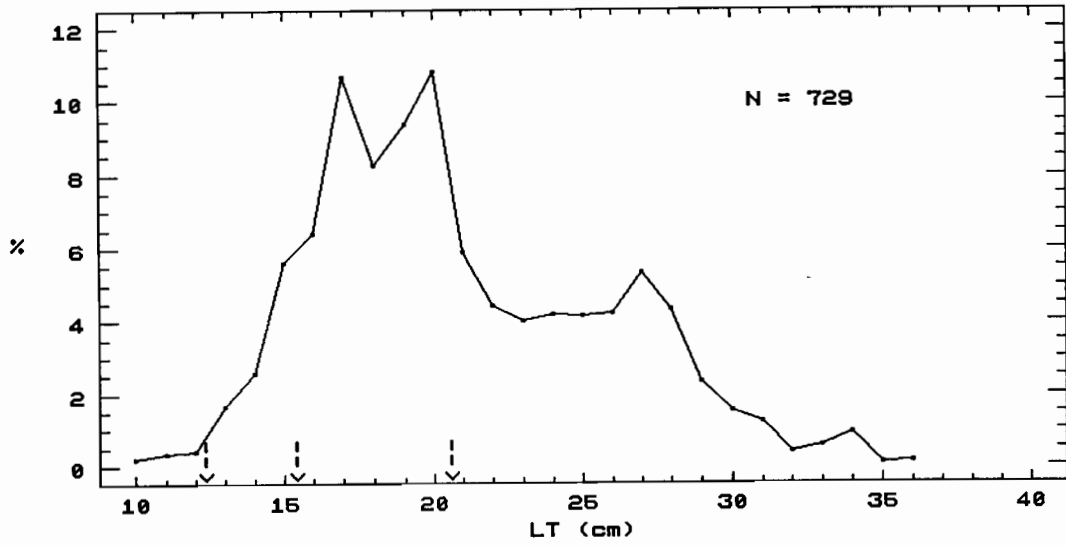
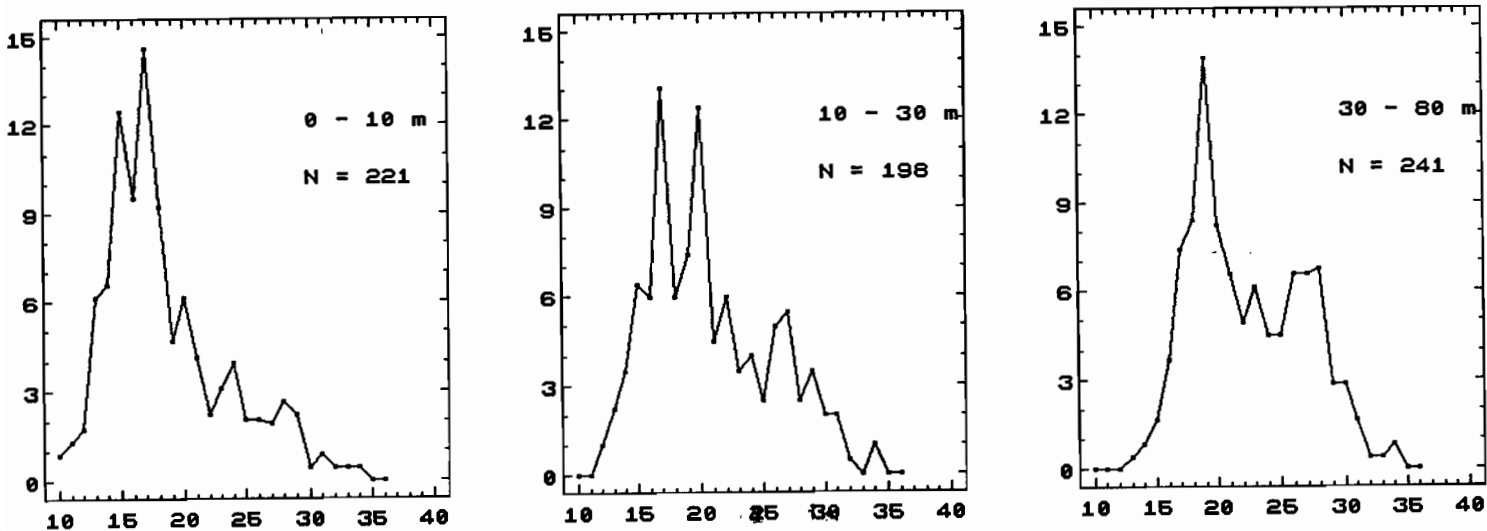


Figure 4.19. Structure de taille des prises de H. plumieri dans les nasses (les flèches indiquent les tailles moyennes de sélection par les principaux maillages utilisés).

Figure 4.20. Structure de taille des prises de H. plumieri dans les nasses selon la profondeur.



4.3.4. Structure de taille

Bien que des effectifs parfois importants aient été mesurés pour plusieurs espèces d'Haemulidae (cf. annexe 3), la méconnaissance des paramètres biologiques est un facteur limitant de l'analyse des structures de taille.

4.3.4.1. Haemulon plumieri

La distribution moyenne des fréquences de taille dans les prises des nasses en 1987 est caractérisée par un pic extrêmement marqué suivi d'un plateau où les fréquences sont stables entre 22 et 28 cm (Fig. 4.19). Cette interruption de la décroissance des effectifs s'observe dans toutes les tranches de profondeur, mais est particulièrement nette entre 30 et 80 m (Fig. 4.20) ; il pourrait s'agir de la marque d'une variabilité du recrutement. L'entrée dans les prises se fait entre 10 (mais surtout 12) et 17 cm ; la contribution des nasses de maille 25 ($L_{50}=12.3$ cm) à la prise est bien observable sur les prises de la tranche 0-10 m, alors qu'elle est négligeable à partir de 30 m ; globalement, les nasses de maille 25 contribuent à 25 % environ de la mortalité par pêche subie par H. plumieri (Chevaillier, 1990).

L'étude de l'exploitation de H. plumieri a été effectuée de façon très détaillée par Chevaillier (1990), avec des paramètres K (0.63) et L_{∞} (33.5 cm) obtenus en associant l'analyse des structures de taille des prises (méthodes de Powell et de Shepherd) et la lecture de la microstructure des otolithes. L'analyse conduit aux conclusions que, "en l'absence de modification du diagramme de mortalité par pêche des nasses, le stock paraît légèrement surexploité pour $M=0.3$ et notablement sous-exploité pour $M=0.6$ ", et que "la production équilibrée de H. plumieri augmenterait si l'utilisation des nasses de maille de 25 mm était totalement supprimée".

La faible valeur de L_{∞} obtenue en Martinique par rapport aux estimations obtenues sur d'autres stocks exploités dans la région (Tabl. 4.17) est liée aux très faibles fréquences des classes les plus grandes : sur 2179 individus mesurés en 2 ans pour tous les métiers, 7 seulement (soit 0.3 %) mesuraient 35 cm ou plus.

Source	L_{∞}	K
Gaut et Munro (1983)	42.0 cm LF (47.0 cm LT)	0.345
Dennis (sous presse)	37.0 cm LF (41.4 cm LT)	0.308
	37.6 cm LF (42.1 cm LT)	0.34
Stevenson (1976) (*)	42.0 cm LF (47.0 cm LT)	0.26
Chevaillier (1990)	33.5 cm LT	0.63

Tableau 4.17. Paramètres de croissance de H. plumieri. (*) : in Dennis (sous presse).

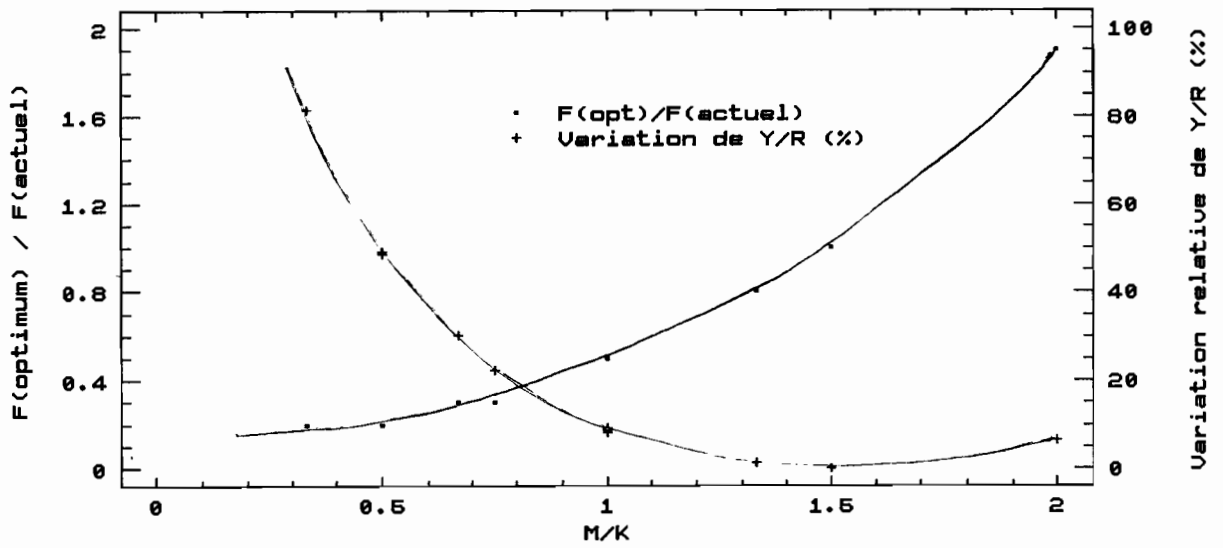


Figure 4.21. Représentation synthétique des simulations de rendement par recrue (Y/R) selon la valeur de M/K, pour H. plumieri.

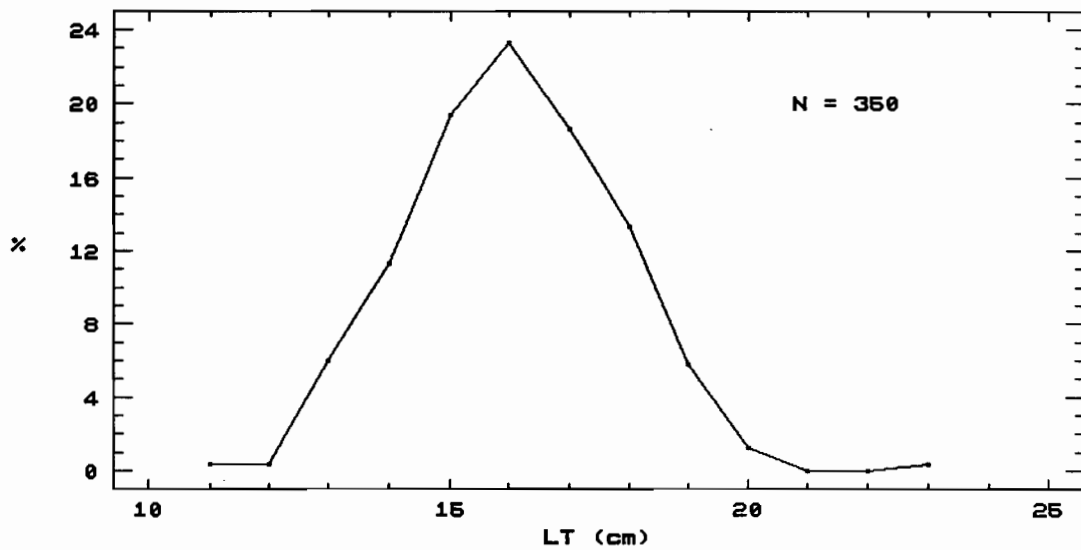


Figure 4.22. Structure de taille des prises de H. flavolineatum dans les nasses.

Une analyse similaire effectuée avec une longueur asymptotique voisine de celle des autres études montre que le diagnostic sur l'état du stock dépend de la valeur de M/K par rapport à la valeur critique 1.5 (fig. 4.21) : un gain de production est possible en augmentant la mortalité par pêche si $M/K > 1.5$ (sous-exploitation), en la diminuant si $M/K < 1.5$ (sur-exploitation). Dans tous les cas cependant, le passage à la mortalité optimale ne produit qu'une augmentation inférieure à 10 % du rendement actuel.

On obtient ainsi une conclusion proche de celle de Chevaillier (1990), à savoir que l'incertitude sur les paramètres biologiques (et surtout sur la mortalité naturelle M) interdit un diagnostic sans ambiguïté quant à la sur- ou sous-exploitation du stock, mais que l'hypothèse d'une forte surexploitation peut être écartée ; la production/recrue semble toutefois proche du maximum.

Les échantillons examinés en Jamaïque (Gaut et Munro, 1983) montrent que H. plumieri atteint la maturité sexuelle surtout à partir de 18 cm, avec une taille moyenne de maturité de 24.7 cm LT. Les captures effectuées en Martinique sont donc constituées d'une fraction notable de juvéniles (la taille moyenne de sélection dans les nasses de maille 31 est de 15.2 cm, soit nettement moins que la taille de maturité sexuelle).

4.3.4.2. Haemulon flavolineatum

La distribution moyenne des prises de H. flavolineatum est unimodale, avec un pic à 17 cm (Fig. 4.22). La décroissance des effectifs est ensuite très régulière, pour atteindre des valeurs très faibles à partir de 20 cm. La sélectivité de H. flavolineatum dans les nasses n'a pas été étudiée ; les paramètres généraux (facteur de sélection) estimés par Chevaillier (1990), et la relation longueur-hauteur, conduisent à des estimations approximatives des L_{50} des différents maillages. Ces valeurs montrent que H. flavolineatum est exploitée essentiellement par les mailles 25 et 31, celles de 41 n'ayant pratiquement aucune part aux captures.

Les paramètres de croissance de H. flavolineatum ne sont pas connus : Dennis (1987) obtient 35.0 cm LF (soit environ 39.2 cm LT) pour L_{∞} , ce qui semble une valeur quelque peu élevée pour une espèce dont la taille maximale est voisine de 30 cm (Randall, 1968) ; Gaut et Munro (1983) estiment -sans calcul- L_{∞} à 25 cm LF (soit 28.4 cm LT), ce qui semble plus réaliste. On adoptera ici une valeur moyenne (30 cm LT) pour une analyse structurale très grossière basée sur les mêmes intervalles de K et de M que pour H. plumieri ([0.25,1.00]).

La valeur critique de M/K pour H. flavolineatum est comprise entre 2 et 2.5, selon qu'on examine les effets d'une variation de

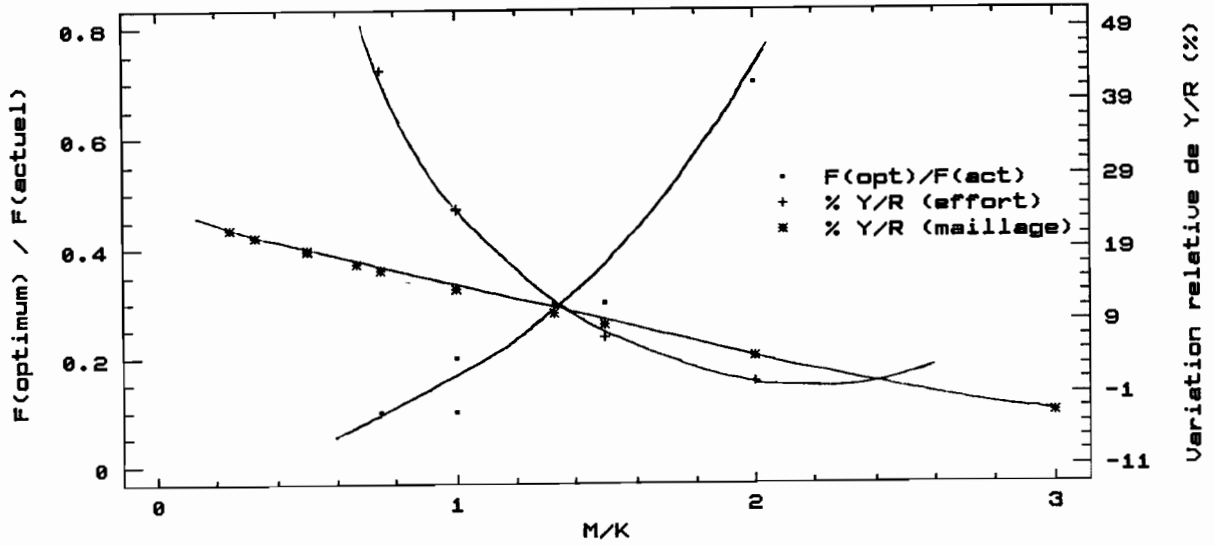


Figure 4.23. Représentation synthétique des simulations de rendement par recrue (Y/R) selon la valeur de M/K, pour H. flavolineatum.

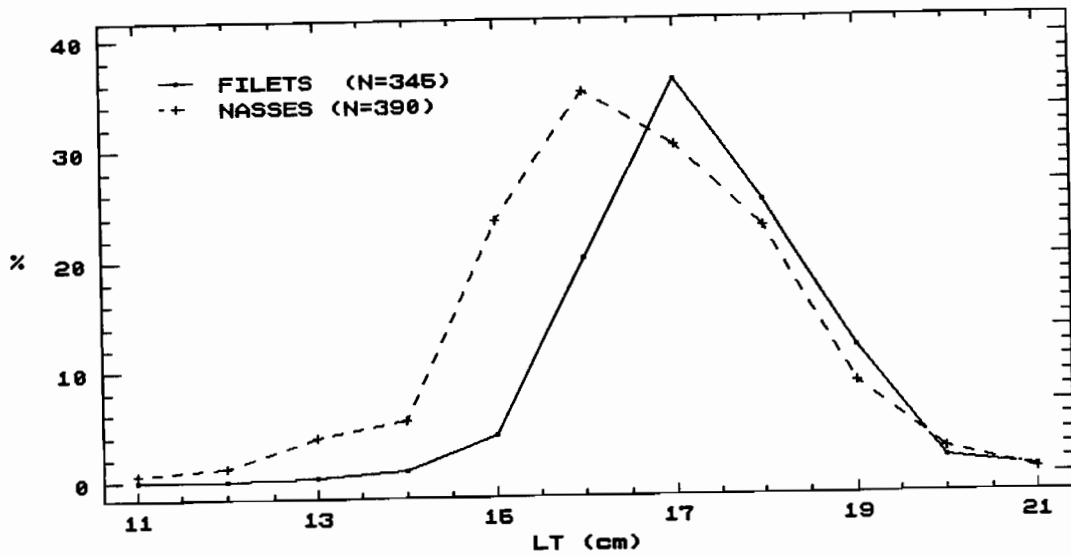


Figure 4.24. Structure de taille des prises de H. aurolineatum dans les nasses et les filets maillants de fond.

la mortalité par pêche ou d'une augmentation de la taille moyenne de sélection, de 14 cm (valeur actuelle estimée de L_{50}) à 16.5 cm (valeur de L_{50} estimée pour les mailles 31 des nasses). Si M/K est supérieur à ce seuil, le stock est sous-exploité, car la production maximale exige une augmentation de l'effort, et le passage à la maille 31 se traduit par une perte de rendement. Si M/K est inférieur au seuil, on gagnerait aussi bien à réduire l'effort qu'à augmenter la taille de sélection : le stock serait alors surexploité (Fig 4.23). Il ne semble pas possible de trancher dans un sens ou dans l'autre en l'absence d'une meilleure connaissance de la dynamique de l'espèce. D'autre part, les deux types de mesures de gestion envisagées ne conduisent qu'à des gains (ou, le cas échéant, à des pertes) de rendement par recrue très faibles, inférieures à 10 % du niveau actuel.

H. flavolineatum atteignant la maturité sexuelle à une taille relativement faible (à partir de 12 cm : Gaut et Munro, 1983), la pêche s'exerce essentiellement sur la fraction adulte du stock.

4.3.4.3. Haemulon aurolineatum

Malgré les effectifs mesurés, l'analyse de l'exploitation de H. aurolineatum est très limitée par les connaissances sur les paramètres biologiques de l'espèce. Les distributions de fréquence de longueurs sont unimodales aussi bien pour les prises des nasses que des filets maillants (mode à 16 ou 17 cm, Fig. 4.24). On remarquera la part importante des petits maillages de nasses dans l'exploitation de H. aurolineatum : la taille moyenne de sélection (L_{50}) dans les mailles 31 étant de 18.5 cm (Chevaillier, 1990), l'essentiel des prises provient des nasses de maille 25 ($L_{50}=14.6$ cm), et les poissons les plus petits ne sont retenus que par les maillages inférieurs, notamment la maille 18, encore utilisée en eaux peu profondes.

Aucune estimation de paramètres de croissance n'a été obtenue pour H. aurolineatum. Gaut et Munro (1983) estiment à 23 cm LF (soit 25.2 cm LT) la valeur de L_{∞} . Malgré sa petite taille, le recrutement très précoce de l'espèce dans les prises des nasses se traduit par des fréquences très faibles ou nulles des classes de longueur supérieure à 21 cm. Les fréquences également très faibles des mêmes classes dans les prises des filets maillants peuvent aussi être attribuées à la partie droite de la courbe de sélectivité de cet engin.

Aucune analyse quantitative de l'exploitation de H. aurolineatum n'est donc possible ; on peut cependant conclure que le passage des nasses à la maille 31 se traduirait à court terme par la quasi-disparition de l'espèce dans les prises ; sa production se rétablirait à plus long terme avec la reconstitution de la structure démographique, pour atteindre un niveau qu'il n'est pas possible d'estimer, et qui pourrait éventuellement être inférieur au niveau actuel.

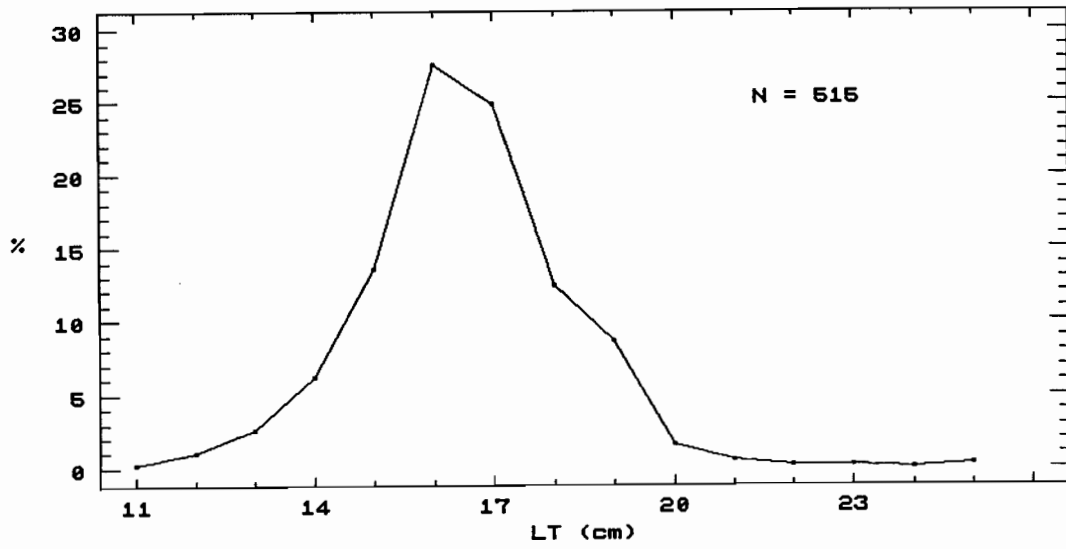


Figure 4.25. Structure de taille des prises de *H. chrysargyreum* dans les nasses.

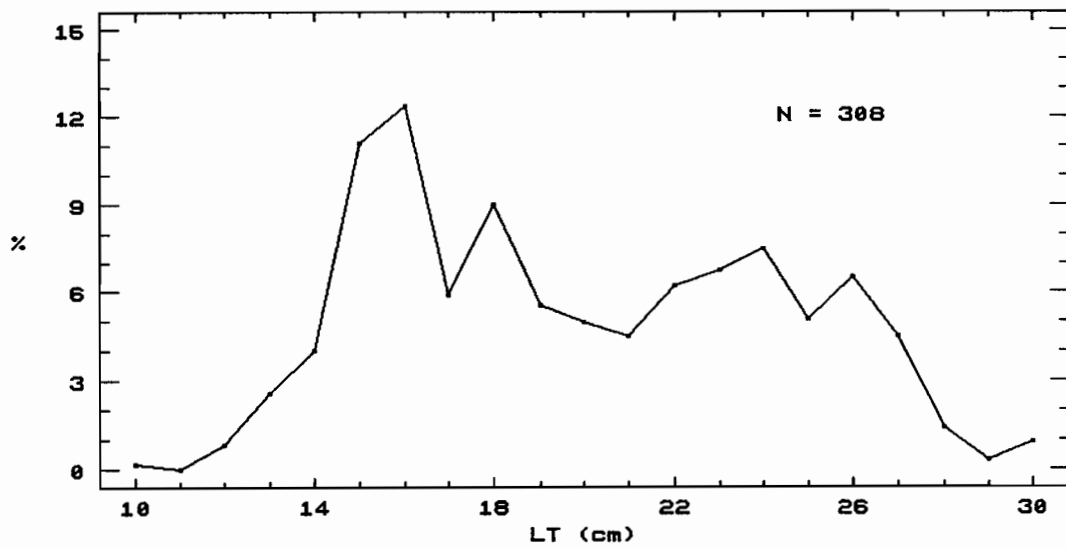


Figure 4.26. Structure de taille des prises de *H. carbonarium* dans les nasses.

Selon Gaut et Munro (1983), H. aurolineatum atteint la maturité sexuelle vers 13 ou 14 cm, ce qui donne à penser que les juvéniles ne forment pas une part très importante des captures actuelles.

4.3.4.4. Haemulon chrysargyreum

La structure de taille des prises de H. chrysargyreum dans les nasses est très voisine de celle de H. aurolineatum : distribution unimodale, effectifs très réduits des classes proches de la longueur maximale, environ 23 cm (Randall, 1968), sélection à partir de 11 cm (Fig 4.25). On a estimé de façon approximative les tailles moyennes de sélection dans les différents maillages de nasses utilisés, à partir du facteur de sélection et du rapport spécifique hauteur/longueur (Chevaillier, 1990). Les valeurs de L_{50} pour les différents maillages montrent que les prises sont presque exclusivement réalisées par les nasses de maille 25 et, pour les individus les plus petits, de maillage inférieur. Ce qui a été dit sur l'évolution des captures de H. aurolineatum en cas de changement de maillage des nasses s'applique donc encore plus à H. chrysargyreum.

Les informations disponibles sur la reproduction de H. chrysargyreum indiquent que celle-ci débute entre 15 et 17 cm (Gaut et Munro, 1983).

4.3.4.5. Haemulon carbonarium

La distribution de fréquence des prises de H. carbonarium dans les nasses (Fig. 4.26) est assez irrégulière, ce qui peut être dû soit à des problèmes d'échantillonnage ou d'estimation, soit à la variabilité du recrutement. Là encore, les classes proches de L_{max} (29 cm et plus) sont représentées par des fréquences très faibles puis nulles. La longueur asymptotique n'est pas connue, mais selon Randall (1968) l'espèce atteindrait environ 36 cm. La reproduction débiterait entre 18 et 19 cm (Gaut et Munro, 1983).

4.3.4.6. Autres espèces

Aucune discussion quantitative ne peut avoir lieu sur l'exploitation des autres espèces d'Haemulidae, qui sont à la fois peu échantillonnées et mal connues sur le plan biologique.

4.3.5. Conclusion sur les Haemulidae

Les prises des Haemulidae ont en commun l'absence des classes de taille les plus proches des longueurs maximales citées pour chaque espèce. Là où la taille de l'échantillon et la connaissance des paramètres de sélectivité l'ont permis, on remarque la part importante -plus ou moins selon les espèces- des petits maillages dans les prises des nasses : si la contribution des

mailles de 25 est assez faible chez H. plumieri, elle est largement dominante chez H. chrysargyreum et H. aurolineatum.

L'analyse structurale est limitée par la méconnaissance des paramètres démographiques des espèces. Là où elle est possible, et avec toutes les réserves que le caractère grossier de l'approche impose, ce type d'approche montre que l'incertitude sur la valeur de M/K interdit de placer précisément les espèces sur une échelle de niveau d'exploitation, mais que les hypothèses de sur- ou de sous-exploitation très caractérisées peuvent être écartées. Dans tous les cas, la recherche de la production optimale ne conduit qu'à un gain assez faible par rapport au régime actuel, et notamment hors de proportion avec la variation d'effort qui serait, le cas échéant, nécessaire. Les informations disponibles sur les tailles de maturité sexuelle suggèrent que le stock reproducteur de H. plumieri est relativement diminué, mais que les autres espèces gardent une proportion d'adultes plus importante.

4.4. Holocentridae

4.4.1. Production

Les Holocentridae (marignans, mombins) constituent 8.3 % de la prise démersale totale (senne de plage exclue) ; les prises de cette famille sont réalisées de façon presque exclusive par les nasses et, secondairement, les filets maillants (Tabl. 4.18).

Métier	Production (t)	(%)	% dans les prises du métier
Nasses	99.5	(86.7)	11.6
Filets maillants	10.8	(9.4)	5.5
Doucines	1.7	(1.5)	2.3
Tombé-levé	0.8	(0.7)	3.6
Trémails	0.7	(0.6)	0.7
Plongée	0.4	(0.3)	0.5
Palangres	0.4	(0.3)	0.8
Sennes	0.4	(0.3)	0.1
Total ou moyenne	114.7	(100.0)	8.3

Tableau 4.18. Production des Holocentridae par métier

L'étude de l'exploitation des Holocentridae peut être réduite à celle de l'exploitation qu'en font les nasses : non seulement cette pêcherie capture 87 % du tonnage total du groupe, mais c'est la seule où la proportion d'Holocentridae ne soit pas marginale, sinon négligeable.

La plus grande partie des prises de nasses est réalisée dans les profondeurs intermédiaires du plateau insulaire (tranches 10-30 m et 30-80 m), mais les prises des secteurs de profondeur su-

périeure à 80 m, et notamment des bancs du large, sont importantes (Tabl. 4.19 et 4.20). En effet, la famille des Holocentridae dérive phylogénétiquement de familles d'habitat profond (Randall, 1968).

Profondeur	Production (t)
0-10 m	17.1
10-30 m	31.2
30-80 m	30.1
80-150 m	14.0
>150 m	6.8

Tableau 4.19. Prises d'Holocentridae par tranche de profondeur (nasses)

Secteur	Production (t)
Bancs du large	16.7
Nord Atlantique	15.1
Sud Atl. (intérieur récif)	7.4
Sud Atl. (extérieur récif)	20.0
Canal de Sainte-Lucie	20.1
Baie de Fort-de-France	17.6
Nord Caraïbe	2.3

Tableau 4.20. Prises d'Holocentridae par secteur (nasses)

4.4.2. Composition spécifique

La quasi-totalité des prises est constituée de trois espèces : Holocentrus ascensionis, Holocentrus rufus, et Myripristis jacobus, celles des autres espèces étant infimes (Tabl. 4.21).

Espèce	NA	FF	DO	TL	TR	PL	PA	Total
<u>H. ascensionis</u>	48.0	1.6	0.9	0.2	0.2	0.3	0.3	51.5
<u>H. rufus</u>	35.1	1.6	0.5	0.6	0.2	0.1	0.1	38.2
<u>M. jacobus</u>	15.9	7.6	0.3		0.3			24.1
Autres	0.5							0.5
Total	99.5	10.8	1.7	0.8	0.7	0.4	0.4	114.3

Tableau 4.21. Prises des Holocentridae par espèce (t) (cf. légende des abréviations en annexe 2)

Globalement, H. ascensionis constitue presque la moitié des prises. En réalité, ces proportions moyennes cachent des situations très différentes selon la profondeur : alors que M. jacobus représente toujours entre 10 et 20 % environ des prises des nasses, H. ascensionis y remplace peu à peu H. rufus au fur et à mesure que la profondeur augmente (Tabl. 4.22). Dans les filets, M.

jacobus est toujours l'espèce dominante parmi les Holocentridae, dont il représente 69.4 % et 43.0 % de la prise, respectivement pour les filets maillants et les trémails.

	0-10 m	10-30 m	30-80 m	>80 m
<u>H. ascensionis</u>	28.6	31.2	55.3	81.0
<u>H. rufus</u>	58.0	45.5	31.1	7.5
<u>M. jacobus</u>	13.3	22.8	13.5	11.4
Autres	0.1	0.4	0.1	0.2

Tableau 4.22. Composition spécifique des Holocentridae dans les prises des nasses (%)

4.4.3. Prises par unité d'effort

La prise moyenne globale d'Holocentridae est de 126.9 g/nasse. Cette pue augmente très régulièrement avec la profondeur, et atteint des valeurs plus élevées sur les bancs du large que sur le talus insulaire au-delà de 80 m (Tabl. 4.23). L'augmentation de la PUE globale avec la profondeur est liée à celle de H. ascensionis et, dans une moindre mesure, à celle de M. jacobus.

	0-10 m	10-30 m	30-80 m	80-150 m	>150 m
<u>H. ascensionis</u>	23.1	32.7	81.3		235.3
<u>H. rufus</u>	46.7	47.9	45.8		21.8
<u>M. jacobus</u>	10.8	24.7	20.3		34.2
Toutes espèces					
Secteurs côtiers	80.6	105.3	147.4	220.4	285.7
Bancs du large				351.0	304.6

Tableau 4.23. PUE (g/nasse) des Holocentridae

4.4.4. Structures de taille

L'étude de la structure de taille des Holocentridae repose sur des échantillons de taille relativement importante, au moins pour la pêcherie de nasses (cf. annexe 3).

4.4.4.1. Holocentrus ascensionis

L'évolution bathymétrique des tailles moyennes des prises de nasses montre que l'hétérogénéité de la répartition de la population d'H. ascensionis sur le plateau ne porte pas que sur l'abondance relative (vue à travers les PUE), mais aussi sur les tailles (Tabl. 4.24).

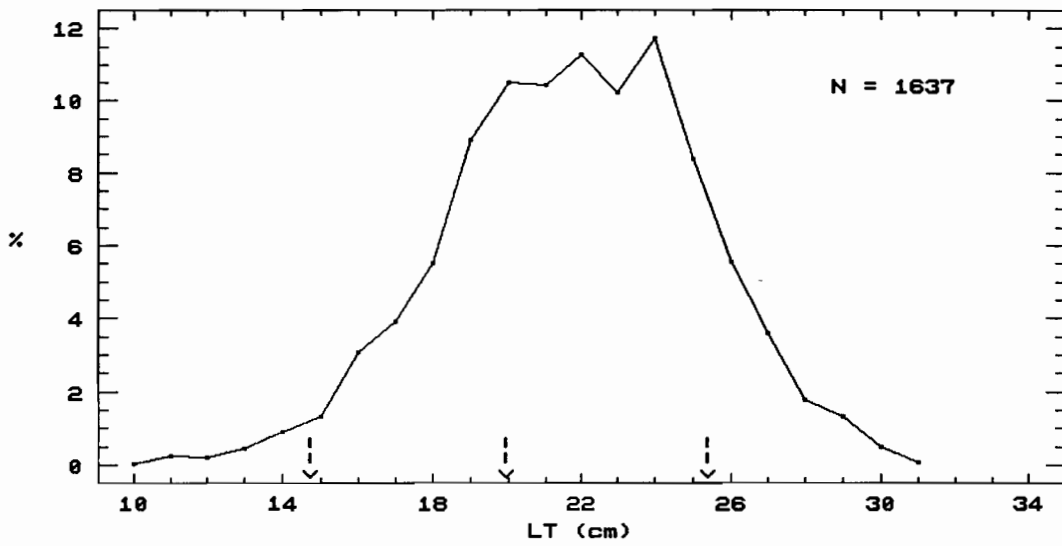


Figure 4.27. Structure de taille des prises de H. ascensionis dans les nasses (les flèches indiquent les tailles moyennes de sélection par les principaux maillages utilisés).

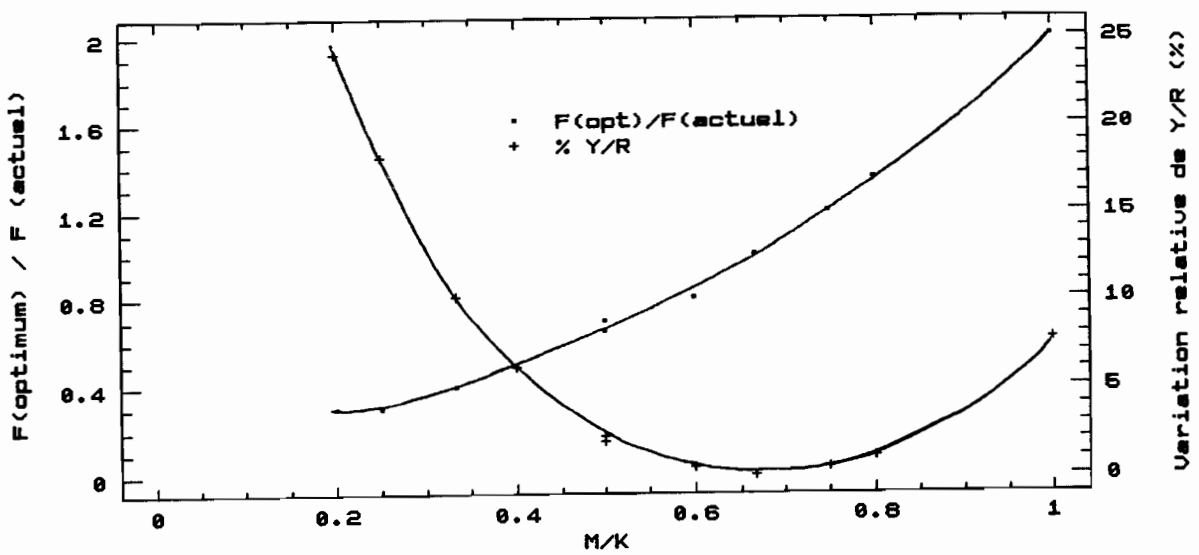


Figure 4.28. Représentation synthétique des simulations de rendement par recrue (Y/R) selon la valeur de M/K pour H. ascensionis.

Profondeur	m	$\sigma(m)$	N
0-10 m	18.57	0.25	192
10-30 m	20.52	0.22	247
30-80 m	21.52	0.11	633
80-150 m	23.21	0.13	537
>150 m	24.64	0.74	11

Tableau 4.24. Tailles moyennes de échantillons d'H. ascensionis dans les prises de nasses en 1987 (m : moyenne ; $\sigma(m)$: écart-type de la moyenne)

La distribution globale des fréquences de taille montre un recrutement continu dans les prises entre 10 et 20 cm, puis un plateau de fréquences relativement stables jusqu'à 24 cm (Fig 4.27). Les estimations disponibles des tailles moyennes et des intervalles de sélection dans les maillages des nasses (Chevaillier, 1990) ne permettent pas d'expliquer de façon simple la structure de taille. L'analyse par secteur confirme les grands traits de la structure globale, et suggère que la taille réelle de recrutement dans les prises des nasses serait légèrement inférieure aux L_{50} théoriques, surtout pour les mailles les plus grandes, et que la sélection serait plus progressive dans chacun des maillages.

Il s'avère que les nasses de petit maillage (25 mm : L_{50} voisin de 14 cm) ne jouent qu'un rôle mineur dans l'exploitation d'H. ascensionis, sauf dans le secteur intérieur au récif dans le secteur Sud Atlantique. La maille 31 (L_{50} voisin de 18 cm) est l'agent principal de cette exploitation, mais la maille 41 (L_{50} voisin de 24 cm) y prend aussi une part non négligeable, surtout dans les secteurs Sud Atlantique (extérieur du récif) et Canal de Sainte-Lucie.

La pêcherie de nasses est considérée ici comme un seul métier, faute de pouvoir estimer les effectifs capturés par chaque maillage. Dans ce cas, l'étendue du domaine global de sélection (pratiquement, de 13 à 23 cm, soit 10 cm) par rapport à celle de la phase pleinement recrutée (de 24 à 31 cm, soit 7 cm) ne permet pas de simuler dans de bonnes conditions l'impact d'un changement de maillage. On a donc effectué une analyse structurale ne simulant qu'une variation de la mortalité par pêche.

Peu d'études ont porté sur la croissance et la mortalité d'H. ascensionis. La taille maximale citée par Randall (1968) est de 34.5 cm LT, et Wyatt (1983) estime que L_{∞} est voisin de 26.5 cm LF (soit 34.3 cm LT). Appliquant au stock martiniquais les méthodes de Powell (1979) et de Shepherd (1987), Chevaillier (1990) obtient des estimations comprises entre 30.1 et 33.5 cm, selon les paramètres choisis (variabilité individuelle de croissance notamment). On prendra ici $L_{\infty}=31$ cm. La seule estimation de K reposant sur une analyse rigoureuse est celle de Chevaillier (1990)

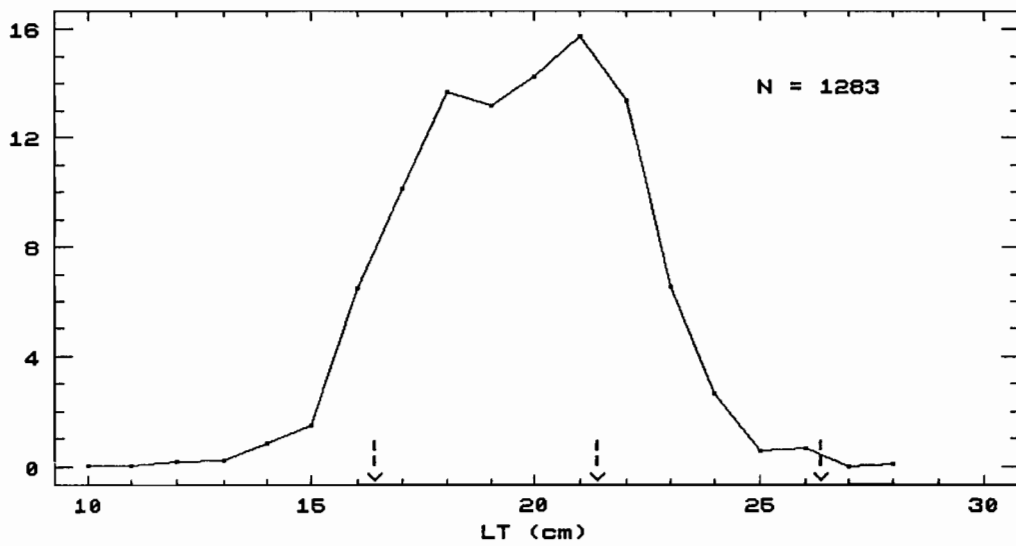


Figure 4.29. Structure de taille des prises de *H. rufus* dans les nasses (les flèches indiquent les tailles moyennes de sélection par les principaux maillages).

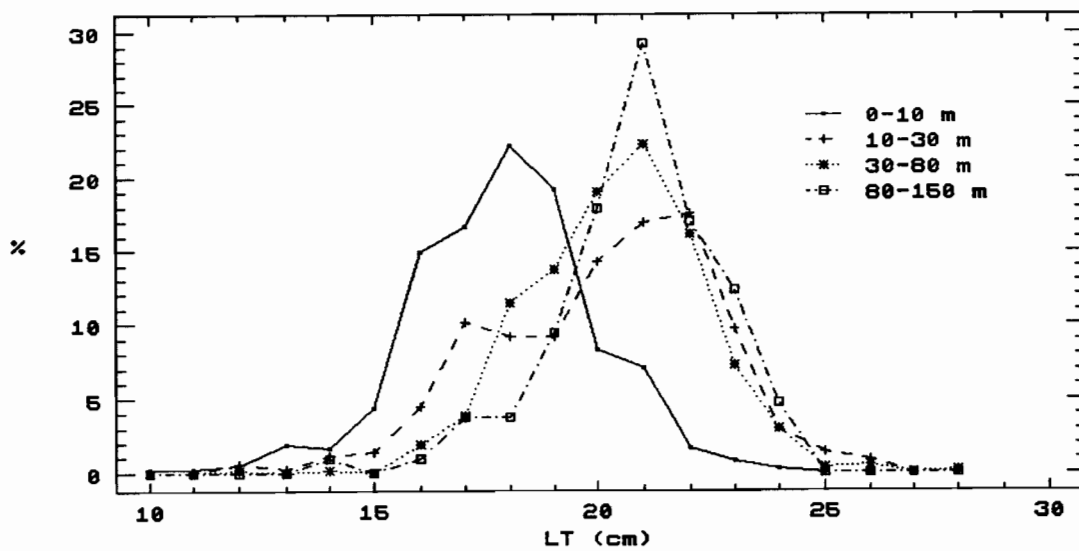


Figure 4.30. Structure de taille des prises de *H. rufus* dans les nasses selon la profondeur.

: $K=0.35$. La mortalité naturelle étant inconnue (Wyatt (1983) propose une valeur qui paraît très surestimée : 4.32), on a effectué des simulations de variation de mortalité par pêche globale pour différentes combinaisons de M et de K. Il s'avère que la valeur réelle du rapport M/K est probablement supérieure à la valeur critique, voisine de 0.7 (Fig 4.28) ; en effet, si la relation établie par Pauly (1980) s'applique ici, M/K est compris entre 0.8 et 1.8 pour les valeurs de K comprises entre 0.3 et 1.0.

La mortalité par pêche subie par le stock serait donc plutôt inférieure à celle qui assurerait la production maximale. En réalité, il faudrait que M/K soit très supérieur à 1 pour que le gain relatif de production atteigne une valeur importante, toujours au prix d'une très forte augmentation d'effort (Fig 4.28).

4.4.4.2. Holocentrus rufus

La distribution globale de fréquences de taille dans les prises de nasses fait apparaître un recrutement irrégulier entre 13 (mais surtout 15) et 21 cm (Fig 4.29), qui est en réalité la superposition d'une composante très côtière (0-10 m) et de l'ensemble des autres tranches, dont les distributions ont une structure de taille très voisine (Fig 4.30). Là encore, les estimations disponibles des paramètres de sélectivité n'expliquent qu'imparfaitement (quoique mieux que pour H. ascensionis) le recrutement progressif dans les captures. Il ne fait cependant pas de doute que le mode principal à 21 cm correspond au plein recrutement dans les nasses de maille 31, le mode à 18 cm (mais qui s'étend en réalité entre 16 et 18) étant à attribuer aux nasses de maille 25. La contribution des nasses de grand maillage (41) est infime.

Les paramètres de croissance de H. rufus sont très mal connus : Wyatt (1983), tout en proposant des valeurs ($L_{\infty}=23.5$ cm LF et $K=0.94$), précise que les données recueillies en Jamaïque n'ont pas permis d'estimer les taux de croissance des Holocentridae ; par ailleurs, aucune des méthodes d'analyse des fréquences de taille appliquées aux données recueillies en Martinique n'a fourni de résultat acceptable pour H. rufus (Chevaillier, 1990).

Compte-tenu de l'incertitude sur tous les paramètres (y compris L_{∞}), aucune analyse structurale détaillée n'a été effectuée sur H. rufus. On peut émettre l'hypothèse selon laquelle les deux espèces du genre Holocentrus réagissent à l'exploitation de façon voisine, H. rufus ayant une répartition plus côtière, mais une taille moindre.

4.4.4.3. Myripristis jacobus

La distribution moyenne des fréquences de taille pour les prises de nasses de M. jacobus est unimodale (Fig. 4.31) ; les paramètres de sélectivité (Chevaillier et Lagin, 1985) montrent que l'essentiel des prises provient de nasses de maille 31

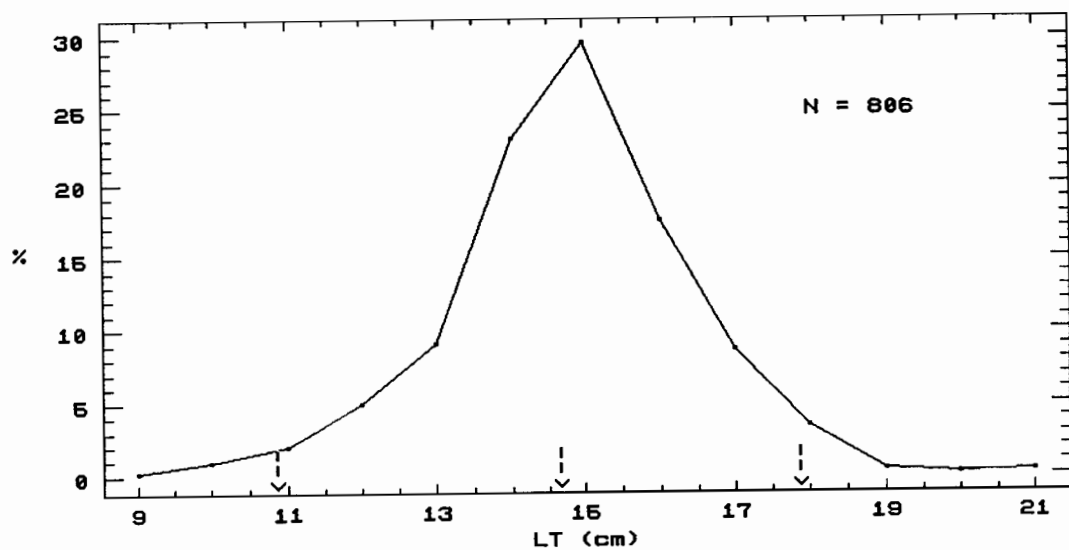


Figure 4.31. Structure de taille des prises de *M. jacobus* dans les nasses (les flèches indiquent les tailles moyennes de sélection par les principaux maillages utilisés).

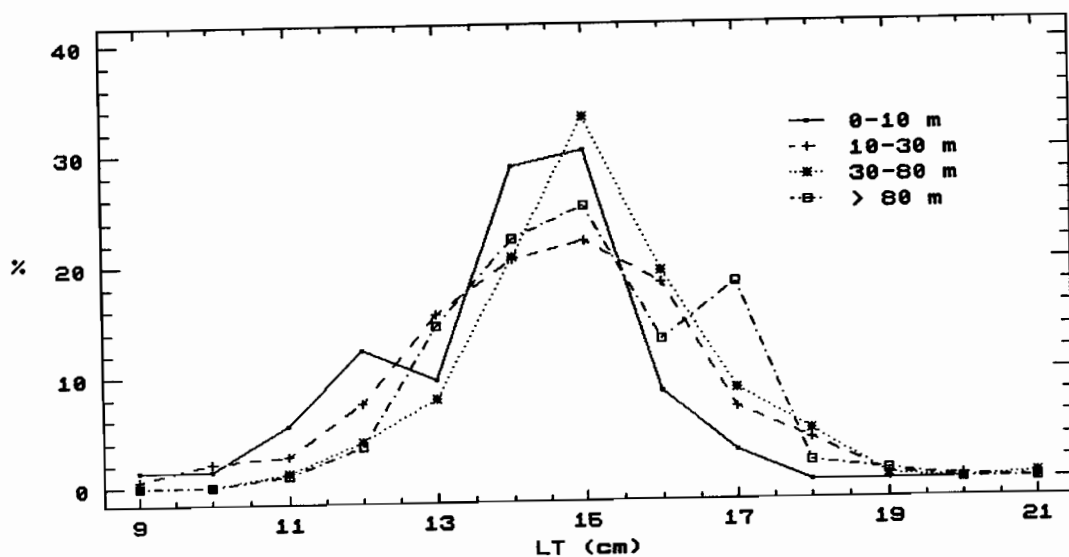


Figure 4.32. Structure de taille des prises de *M. jacobus* dans les nasses selon la profondeur.

($L_{50}=14.6$ cm LT). L'analyse par tranche de profondeur montre que les nasses d'autres maillages n'ont qu'une contribution très secondaire, celles de maille 25 dans la tranche 0-10 m, et celles de maille 41 au-delà de 80 m (Fig. 4.32).

Etant donné sa petite taille (maximum : 21 cm, selon Randall, 1968) l'intérêt commercial de M. jacobus est très mineur dans la plupart des pêcheries, et l'espèce n'a fait l'objet d'aucune étude biologique. L'étude de son exploitation en Martinique est donc pratiquement impossible.

4.4.5. Conclusion sur les Holocentridae

L'état d'exploitation des stocks d'Holocentridae est difficile à évaluer faute de données biologiques. H. ascensionis et M. jacobus sont apparemment des espèces à affinités plus profondes et, à ce titre, subiraient une exploitation moins intense que H. rufus. D'après la gamme de valeurs vraisemblables pour M/K, le stock d'H. ascensionis pourrait supporter une augmentation de la mortalité par pêche ; il n'est pas sûr qu'il en soit autant pour H. rufus, sauf peut-être en cas d'augmentation de maillage. On retiendra également que, d'après les simulations effectuées sur H. ascensionis, les gains de production à espérer d'une variation modérée (donc réaliste) de l'effort de pêche sont très faibles.

4.5. Mullidae

4.5.1. Production

La production totale de Mullidae (barbarins, souris) s'élève à une soixantaine de tonnes, capturées en quasi-totalité par les nasses et, secondairement, par les filets maillants, les autres types de pêche ayant une contribution très faible ou négligeable (Tabl. 4.25).

Métier	Production (t)	(%)	% dans les prises du métier
Nasses	49.1	(85.7)	5.7
Filets maillants	7.4	(13.0)	3.8
Senne	3.9	(6.4)	
Trémails	0.6	(1.1)	0.6
Plongée	0.1	(0.2)	(-)
Total ou moyenne	61.1	(100.0)	4.1

Tableau 4.25. Production de Mullidae par métier (t)

Les Mullidae ne sont une composante importante des prises ni pour les nasses, ni pour les filets maillants. Globalement, ils représentent moins de 5 % de la prise démersale totale (senne de plage exclue)

Les captures des nasses sont presque exclusivement réalisées aux profondeurs inférieures à 80 m, sans répartition préférentielle marquée : 20.8 %, 39.8 % et 37.1 % respectivement, pour les tranches 0-10 m, 10-30 m, et 30-80 m. La production est répartie sur tous les secteurs sauf les bancs du large et le Nord Caraïbe, où elle est très faible ; les secteurs où les récifs coralliens sont les plus développés (Sud Atlantique et Canal de Sainte-Lucie) produisent une quinzaine de tonnes chacun.

4.5.2. Composition spécifique

Les prises sont constituées de deux espèces seulement, Mulloidichthys martinicus et Pseudupeneus maculatus, seules des quantités infimes d'une troisième espèce (Upeneus parvus) ayant été notées dans les prises des filets maillants (Tabl. 4.26).

	NA	FF	TR	Total
<u>M. martinicus</u>	24.8	4.6	0.6	30.0
<u>P. maculatus</u>	24.3	2.8	(-)	27.2
<u>Upeneus parvus</u>		(-)		

Tableau 4.26. Composition spécifique des prises de Mullidae cf légende des abréviations en annexe 2)

Les quantités des deux espèces capturées par les nasses sont pratiquement égales, alors que M. martinicus est l'espèce dominante (65.3 %) dans les prises des filets maillants. Ces proportions ne semblent pas suivre de tendance particulièrement nette avec la profondeur (Tabl. 4.27).

Espèce	0-10 m	10-30 m	30-80 m	80-150 m
<u>M. martinicus</u>	52.6	33.7	65.3	79.1
<u>P. maculatus</u>	47.4	66.3	34.7	20.9

Tableau 4.27. Composition spécifique (%) des prises de Mullidae par les nasses en fonction de la profondeur

4.5.3. Prises par unité d'effort

Globalement, la prise moyenne de Mullidae par nasse est de 62.6 g ; la chute de PUE au-delà de 80 m de profondeur illustre la répartition bathymétrique de ces deux espèces, dont l'habitat préférentiel est cependant encore plus côtier (Fisher, 1978). On constate là encore que la PUE augmente avec la profondeur sur le plateau, ce qui peut être un indice de réduction de la biomasse côtière.

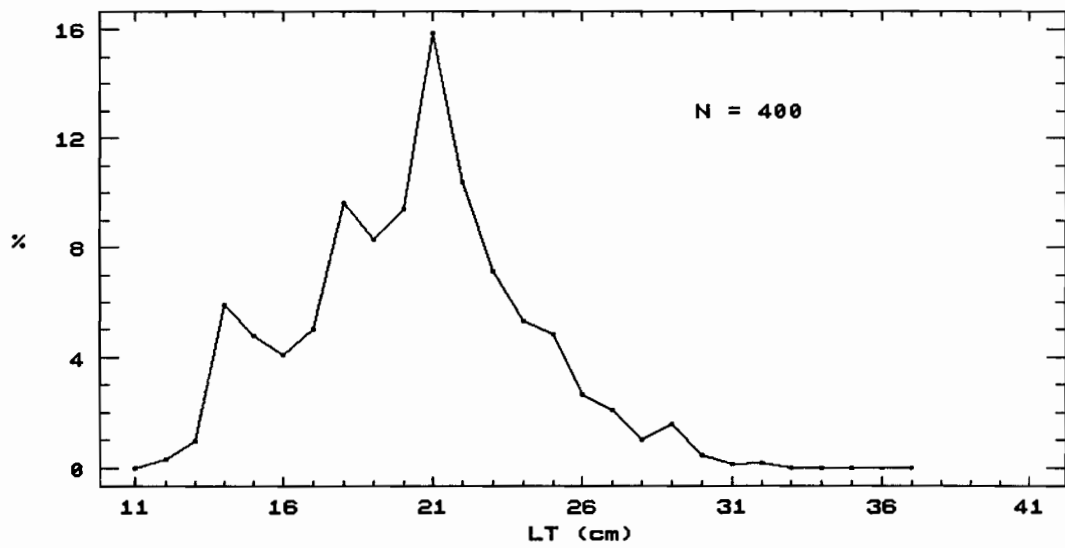


Figure 4.33. Structure de taille des prises de *M. martinicus* dans les nasses.

4.5.4. Structure de taille

Les effectifs échantillonnés figurent en annexe 3.

4.5.4.1. M. martinicus

Du fait de la répartition différentielle des tailles dans les prises selon la profondeur, particulièrement nette en 1987 (Tabl. 4.28), on a effectué une post-stratification par tranche de profondeur pour estimer la structure de taille moyenne des prises de M. martinicus dans les nasses.

	1986			1987		
	m	$\sigma(m)$	N	m	$\sigma(m)$	N
0 - 10 m	16.71	0.38	87	17.85	0.24	189
10 - 30 m	21.58	0.31	158	20.59	0.21	248
30 - 80 m	21.37	0.25	129	22.06	0.16	288
80 - 150 m				25.48	0.83	25

Tableau 4.28. Tailles moyennes de M. martinicus par tranche de profondeur (m : moyenne ; $\sigma(m)$: écart-type de la moyenne)

Cette distribution (Fig. 4.33) montre un pic très marqué à 21 cm précédé d'un intervalle de recrutement irrégulier à partir de 12 cm, avec des modes secondaires à 14 et 18 cm ; la décroissance des fréquences au-delà de 21 cm est régulière, jusqu'à 31 cm où elles deviennent très faibles ou nulles.

Les valeurs estimées de L_{50} pour les principaux maillages des nasses ne permettent pas d'interpréter les modes observés en 1987 (Fig. 4.33), alors que l'étalement du recrutement sur une gamme de tailles très large devrait précisément rendre apparente l'intervention successive des différents maillages. Le modèle de description de la sélectivité de Chevaillier (1990) est construit sur une relation entre hauteur moyenne de sélection du corps du poisson et ouverture maximale de la maille (facteur de sélection) commune à toutes les espèces de forme "classique" (c'est-à-dire à l'exception des "coffres", des diodons, etc). La section du corps des Mullidae est moins aplatie latéralement (rapport moyen "péri-mètre maximum/hauteur maximum" égal à 2.64) que celle des autres familles (rapport compris entre 2.23 et 2.44) ; la valeur commune du facteur de sélection s'applique moins bien et il en résulte une surestimation des L_{50} des différents maillages.

La cohérence des observations dans les différents secteurs suggère que les modes à 14, 18, et 21 cm traduisent le recrutement des principaux maillages utilisés en Martinique. Les résultats antérieurs (Chevaillier, 1990) et la connaissance du terrain conduisent à attribuer ces modes aux mailles "18", "25", et "31", la maille "41", encore peu utilisée (Pary, 1989), opérant sa sélection de façon moins claire entre 26 et 29 cm.

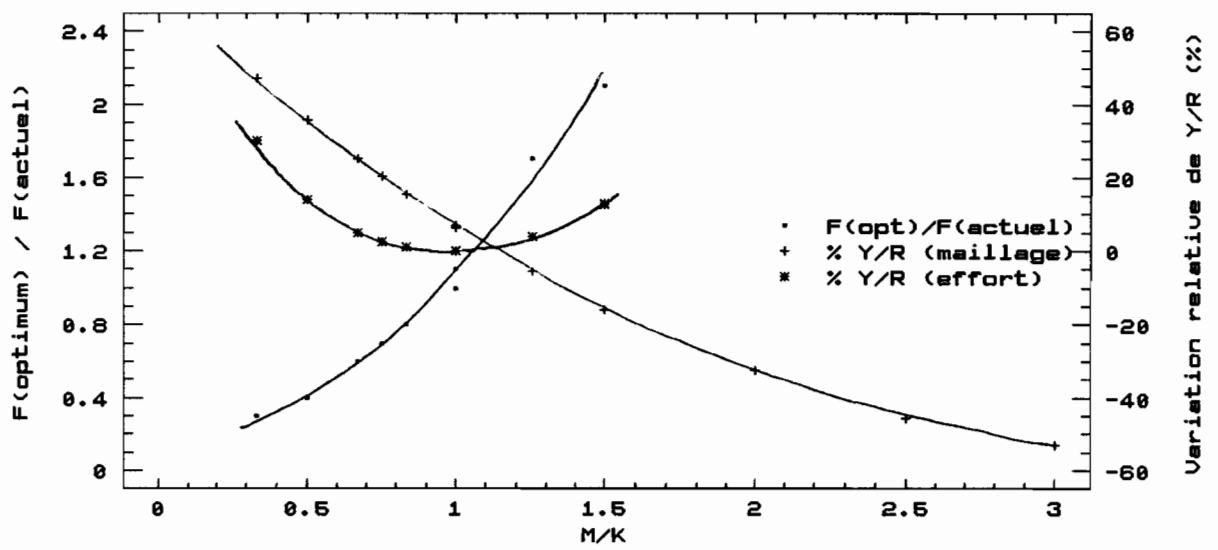


Figure 4.34. Représentation synthétique des simulations de rendement par recrue (Y/R) selon la valeur de M/K, pour M. martinicus.

Il se confirme donc que l'exploitation de M. martinicus est en grande partie assurée par des nasses de petit maillage (non conformes à la réglementation actuelle).

L'intervention successive, et de façon aussi distincte, de plusieurs maillages au sein de la pêcherie de nasses rend plus délicate une analyse structurale la considérant comme un métier unique et homogène. C'est pourtant la démarche qui a été suivie ici faute de pouvoir actuellement estimer les effectifs de chacune de ces composantes afin de les intégrer séparément dans une analyse multimétiers. On a considéré dans la pêcherie de nasses un métier unique avec un recrutement global caractérisé par $L_{50}=18$ cm, pour une analyse préliminaire de l'exploitation de M. martinicus.

L'application aux données recueillies en Martinique de diverses méthodes basées sur les fréquences de taille n'ont pas conduit à des estimations réalistes des paramètres de croissance (Chevaillier, 1990) ; les seuls estimations disponibles sont celles de Munro (1983b) : $L_{\infty}=29$ et 30 cm LF pour les mâles et les femelles, et K voisin de 0.4. On a adopté une valeur moyenne de L_{∞} , soit 34 cm LT. La mortalité naturelle estimée par Munro (1983a) ($M=1.89$) semble très surestimée par rapport à K (M/K supérieur à 4). On a donc effectué des simulations de changement de régime d'exploitation (variations d'un multiplicateur global de F, et passage de L_{50} de 18 à 24 cm) avec plusieurs combinaisons de M et K, compris entre 0.5 et 1.5.

Il en résulte que la valeur critique de M/K pour le diagnostic sur le stock est voisine de 1, avec sous-exploitation si $M/K > 1$ et surexploitation si $M/K < 1$ (Fig 4.34). Cette valeur critique est proche de la limite inférieure de l'intervalle des valeurs usuelles de M/K (Jones, 1984). Selon la valeur de K dans l'intervalle utilisé ici, l'équation de Pauly (1980) conduit à un rapport M/K compris entre 1.18 et 2.44. Il est donc vraisemblable que le stock de M. martinicus est sous-exploité en Martinique, malgré la part importante des nasses de petit maillage dans son exploitation : une augmentation du maillage moyen, comme une réduction de l'effort actuel, conduiraient à une baisse de production.

4.5.4.2. P. maculatus

Bien que l'augmentation de taille moyenne des échantillons ne soit pas aussi nette que pour M. martinicus (Tabl. 4.30), on a estimé la structure de tailles globale des prises de nasses au moyen d'une post-stratification par tranche de profondeur.

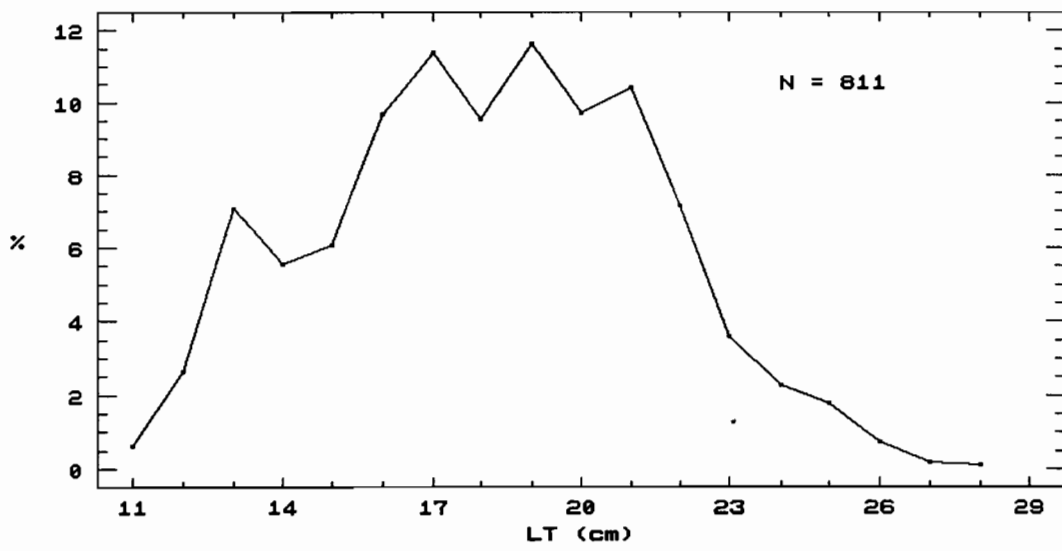


Figure 4.35. Structure de taille des prises de *P. maculatus* dans les nasses.

	1986			1987		
	m	$\sigma(m)$	N	m	$\sigma(m)$	N
0 - 10 m	17.93	0.15	274	16.97	0.21	186
10 - 30 m	19.23	0.13	267	18.11	0.16	445
30 - 80 m	19.82	0.28	107	19.73	0.18	222

Tableau 4.30. Tailles moyennes des prises de P. maculatus par les nasses en fonction de la profondeur (m : moyenne ; $\sigma(m)$: écart-type de la moyenne)

Là encore, la distribution est plurimodale, de façon cependant moins nette que pour M. martinicus, puisque le mode bien individualisé à 13 cm est suivi par un plateau sans mode distinct entre 16 et 21 cm (Fig 4.35). Une analyse des distributions par secteur conduit pour P. maculatus à des tailles de plein recrutement de 13 cm, 16 ou 17 cm, et 20 ou 21 cm respectivement dans les nasses de mailles 18, 25, et 31.

Les estimations disponibles des paramètres de croissance de P. maculatus sont celles de Munro (1983b) pour les mâles et les femelles respectivement : L_{∞} égal à 27 et 25 cm LF, et K égal à 0.7 et 0.35. On a utilisé une valeur commune de L_{∞} , 29.0 cm LT. Une analyse structurale a été effectuée comme pour M. martinicus, avec les mêmes combinaisons de valeurs de M et K. Les simulations ont porté sur le multiplicateur global de F et le passage de L_{50} de 16 à 22 cm. Les conclusions sont à quelques détails près identiques à celles obtenues pour M. martinicus.

4.5.5. Conclusion sur les Mullidae

La part importante occupée par les nasses de petit maillage (18 et 25 mm) dans l'exploitation des Mullidae ne signifie pas que ces espèces soient soumises à une pression de pêche excessive, car les individus n'atteignent pas une hauteur de corps élevée. L'analyse structurale montre que la réduction de biomasse que semble traduire la diminution des PUE sur le plateau n'a pas atteint le stade où la productivité du stock diminue : aussi bien M. martinicus que P. maculatus sont très vraisemblablement sous-exploités. Quelle que soit la valeur de M/K supérieure à 1, la production maximale ne semble pas être un objectif réaliste d'aménagement, compte-tenu de l'augmentation considérable de l'effort qui serait nécessaire.

4.6. Acanthuridae

4.6.1. Production

Les Acanthuridae (chirurgiens, bayoles) sont une famille d'intérêt commercial relativement secondaire, mais qui ne sont pas pour autant dédaignés en Martinique ; seuls les plus petits individus sont rejetés à la mer. La production totale du groupe

est d'une cinquantaine de tonnes, provenant presque exclusivement de la pêcherie de nasses (Tabl. 4.31).

Métier	Production		% dans les prises du métier
	(t)	(%)	
Nasses	48.0	(87.9)	5.6
Trémails	2.8	(5.1)	2.7
Filets maillants	2.6	(4.8)	1.3
Autres	1.2	(2.2)	
Total ou moyenne	54.6	(100.0)	9.2

Tableau 4.31. Production d'Acanthuridae par métier

L'essentiel de la production d'Acanthuridae dans la pêcherie de nasses provient des tranches 10-30 m (35.2 %) et 30-80 m (43.8 %), la production du talus insulaire (au-delà de 80 m) étant négligeable. 29.2 % du tonnage d'Acanthuridae capturé par les nasses provient du secteur Nord Atlantique.

4.6.2. Composition spécifique

Trois espèces du genre Acanthurus sont capturées en Martinique : A. bahianus, A. coeruleus, et A. chirurgus. A. bahianus est l'espèce dominante, représentant 79 % de la prise totale du groupe (Tabl. 4.32).

Espèce	NA	TR	FF
<u>A. bahianus</u>	38.0	1.8	2.4
<u>A. coeruleus</u>	8.0	0.8	0.2
<u>A. chirurgus</u>	2.0	0.2	2.6

Tableau 4.32. Production d'Acanthuridae par espèce (t) (cf. légende des abréviations en annexe 2)

Les proportions de A. bahianus et de A. coeruleus dans les prises de nasses varient avec la profondeur, mais sans tendance claire, tandis que celle de A. chirurgus augmente plus ou moins régulièrement (Tabl. 4.33).

Espèce	0-10 m	10-30 m	30-80 m	>80 m
<u>A. bahianus</u>	69.4	66.3	83.5	54.7
<u>A. coeruleus</u>	29.7	27.8	13.7	24.1
<u>A. chirurgus</u>	0.9	5.9	2.8	21.2

Tableau 4.33. Proportions (%) des espèces d'Acanthuridae dans les prises des nasses, par tranche de profondeur

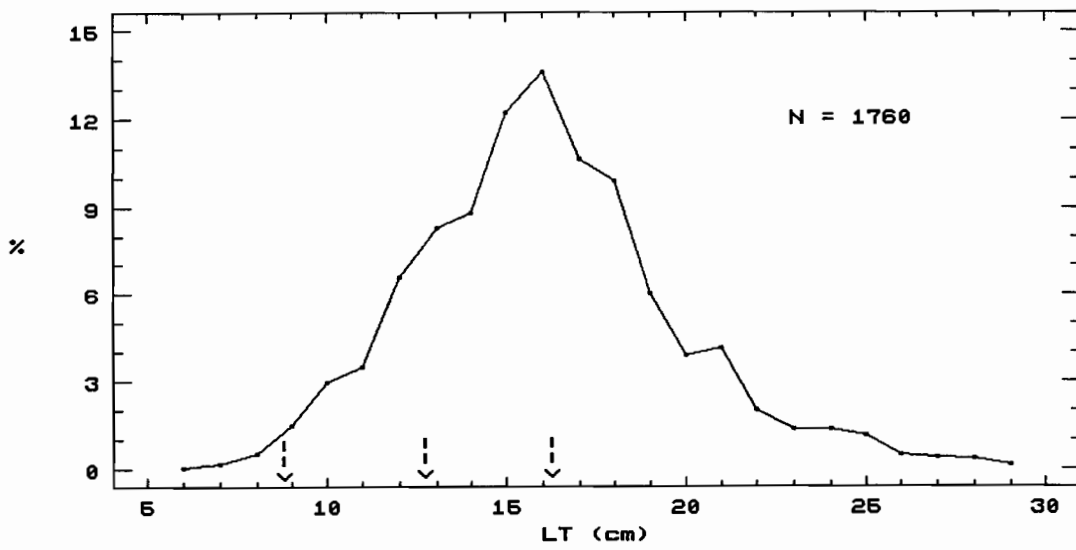


Figure 4.36. Structure de taille des prises de *A. bahianus* dans les nasses (les flèches indiquent les tailles moyennes de sélection par les principaux maillages utilisés).

4.6.3. Prises par unité d'effort

La prise moyenne globale de chirurgiens par nasse est de 61.2 g ; cette PUE augmente avec la profondeur jusqu'aux accores du plateau, limite au-delà de laquelle la PUE chute très fortement (Tabl. 4.34).

Espèce	0-10 m	10-30 m	30-80 m	>80 m
<u>A. bahianus</u>	29.8	37.9	85.8	7.7
<u>A. coeruleus</u>	12.7	15.9	14.1	3.4
<u>A. chirurgus</u>	0.4	3.4	2.9	2.9
Total	42.9	57.1	102.8	14.0

Tableau 4.34. Prise par unité d'effort (g/nasse) des Acanthuridae par tranche de profondeur

4.6.4. Structures de taille

Les effectifs disponibles pour l'analyse de l'exploitation des Acanthuridae sont indiqués en annexe 3.

4.6.4.1. Acanthurus bahianus

La distribution de fréquence moyenne de A. bahianus dans les prises de nasses est unimodale, avec un pic très marqué à 16 cm (Fig 4.36). L'intervalle de sélection comporte cependant deux points d'inflexion qui correspondent au recrutement dans les maillages 25 ($L_{50}=8.5$ cm) et 31 ($L_{50}=12.3$ cm), le mode principal représentant celui du maillage 41 (Chevaillier, 1990). Au-delà de la taille de plein recrutement, la diminution des effectifs s'effectue de façon très régulière. Du fait de la grande hauteur relative du corps d'A. bahianus, le recrutement dans les maillages successifs se fait au sein d'un intervalle très étroit, et les distributions de fréquence des différentes tranches de profondeur sont pratiquement superposables.

L'incertitude sur la plupart des paramètres importants rend vaine toute quantification de l'état d'exploitation du stock martiniquais d'A. bahianus. Les tailles maximales obtenues sur le stock réputé peu ou pas exploité du Pedro Bank en Jamaïque (Reeson, 1983a) sont cependant du même ordre que celles des prises martiniquaises, ce qui suggère que les individus de plus de 25 cm sont effectivement très peu fréquentes même en l'absence d'exploitation, et que les tailles maximales observées sont celles d'individus extrêmement rares. Une comparaison d'indicateurs globaux comme le rapport Z/K est de validité douteuse car le biais découlant d'une erreur sur L_{∞} n'est pas indépendant des autres variables. On notera seulement, d'un point de vue comparatif, que l'impact de l'utilisation de nasses de petits maillages y est sans doute moins important que pour d'autres espèces, du fait de

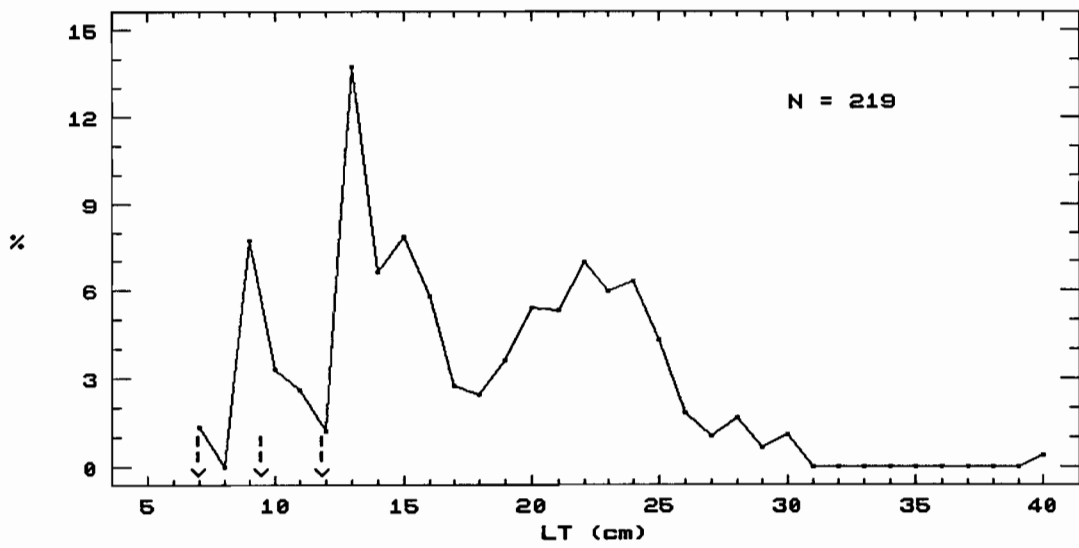


Figure 4.37. Structure de taille des prises de *A. coeruleus* dans les nasses.

l'étroitesse de l'intervalle global de recrutement par rapport à la longueur atteinte par l'espèce.

4.6.4.2. Acanthurus coeruleus

La distribution moyenne des fréquences de taille d'A. coeruleus est marquée par la succession de trois modes extrêmement marqués, à 9, 13 et 22 cm LT (Fig. 4.37). Les estimations des tailles moyennes de sélection dans les maillages 25, 31, et 41, sont respectivement de 6.3, 9.0 et 11.8 cm (Chevaillier, 1990), et interdisent donc d'interpréter cette structure en termes de recrutement dans la pêcherie. Les modes se retrouvent dans les structures moyennes par secteur. L'hypothèse selon laquelle ils représentent des cohortes (pas nécessairement annuelles) ne peut pas être discutée car les données de croissance font totalement défaut pour A. coeruleus. Cependant le fait qu'ils sont aussi nettement distincts supposerait à la fois que le recrutement soit très ponctuel dans le temps et que la variabilité individuelle de croissance soit faible, et ce d'autant plus que l'échantillonnage a été réalisé de façon continue au cours de l'année (Chevaillier, 1990). De plus, la taille réduite de l'échantillon (N=219) incite à la prudence.

A. coeruleus est recruté dans la pêcherie assez tôt, avec un intervalle de sélection très étroit : il est probable que, quel que soit l'état actuel d'exploitation du stock, un changement de maillage des nasses n'aurait qu'un effet négligeable sur la production.

4.6.4.3. Acanthurus chirurgus

La taille très faible de l'échantillon d'A. chirurgus, et la méconnaissance totale de ses paramètres de croissance et de mortalité interdisent toute analyse de son exploitation en Martinique. On peut cependant remarquer que sa distribution est plus profonde que celles des deux autres espèces d'Acanthuridae, et que, de ce fait, son exploitation est probablement plus modérée.

4.6.5. Conclusion sur les Acanthuridae

En l'état actuel de connaissances sur les Acanthuridae, la seule conclusion qui puisse être tirée sur leur exploitation en Martinique est que, à effort égal, un changement de maillage n'aurait qu'une incidence très faible sur la production de ce groupe. Aucune analyse de la mortalité par pêche ne peut être entreprise, même à titre comparatif ; le faible intérêt commercial de ces espèces atténue dans une certaine mesure la portée pratique de cette imprécision.

4.7. Scaridae

4.7.1. Production

Avec une production de 187.1 t, les Scaridae (carpes et perroquets) constituent le groupe le plus important dans les prises démersales (Tabl. 4.35).

Métier	Production		% dans les prises du métier
	(t)	(%)	
Nasses	149.5	(79.9)	17.4
Plongée	13.4	(7.2)	16.6
Trémails	11.0	(5.9)	5.9
Filets maillants	10.6	(5.7)	5.4
Autres	2.6	(1.4)	
Total ou moyenne	187.1	(100.0)	13.5

Tableau 4.35. Production de Scaridae par métier (t)

Bien que la pêcherie de nasses soit le producteur essentiel de Scaridae, on notera la proportion importante de ce groupe dans les prises de plongée. Dans le secteur Sud-Atlantique, il est le groupe dominant dans les prises de chasse sous-marine, c'est-à-dire des sorties non consacrées au ramassage des lambis ou des oursins : il en représente en moyenne 30.7 % à l'intérieur du récif et 52.3 % à l'extérieur (mais seulement 4.8 % dans le secteur Canal de Sainte-Lucie).

De même, les Scaridae sont la cible d'une composante de la pêcherie de trémails où les filets sont calés de jour, et dont ils constituent environ 80 % de la prise. En 1987, cette stratégie de pêche était surtout pratiquée dans le secteur Nord Atlantique et, dans une moindre mesure, Sud Atlantique.

Conformément à leur répartition bathymétrique liée à leur régime alimentaire herbivore, les prises de Scaridae sont insignifiantes au-delà de 80 m ; en ce qui concerne les secteurs, la production la plus importante provient du Sud Atlantique (tant à l'intérieur qu'à l'extérieur du récif) et du Canal de Sainte-Lucie. Les contributions des bancs du large, du Nord Caraïbe et, dans une moindre mesure, de la Baie de Fort-de-France, sont peu importantes.

4.7.2. Composition spécifique

Une dizaine d'espèces de Scaridae sont capturées en Martinique, dont quatre seulement en quantités importantes, les autres ne constituant qu'environ 6 % de la prise totale (Tabl. 4.36).

	NA	TR	PL	FF	TL	TOTAL
<u>Sparisoma chrysopterum</u>	64.6	2.0	0.1	1.4		68.1
<u>Sparisoma rubripinne</u>	18.5	5.6	12.4	7.5		44.0
<u>Sparisoma viride</u>	32.2	2.9	0.8	0.6		36.5
<u>Sparisoma aurofrenatum</u>	26.5	0.2	0.1	0.7		27.5
<u>Sparisoma radians</u>	1.9		(-)	0.1		2.0
<u>Scarus vetula</u>	0.9		(-)	0.2		1.1
<u>Nicholsina ulsta</u>	0.8			0.1		0.9
<u>Scarus taeniopterus</u>	0.2					0.2
<u>Scarus croicensis</u>	0.1	0.1				0.2
Autres	3.6	0.2			0.1	3.9

Tableau 4.36. Production (t) des Scaridae par espèce et par type de pêche (cf. légende des abréviations en annexe 2).

La composition spécifique des prises de nasses est assez variable selon les tranches de profondeur et selon les secteurs, sans que se dégage un schéma cohérent, malgré la taille des échantillons. D'importance secondaire dans les prises de nasses, S. rubripinne est l'espèce dominante dans celles des autres métiers, notamment de plongée, dont elle constitue presque la totalité.

4.7.3. Prises par unité d'effort

Globalement, la prise moyenne de Scaridae est de 209.8 g/nasse pour la plateau insulaire (moins de 80 m). Cette PUE globale, ainsi que les PUE par espèce, ne varient pas de façon claire selon la profondeur (Tabl. 4.37).

Espèce	0-10 m	10-30 m	30-80 m
<u>Sparisoma chrysopterum</u>	63.9	100.0	83.6
<u>Sparisoma rubripinne</u>	41.2	28.3	21.9
<u>Sparisoma viride</u>	57.9	27.9	60.0
<u>Sparisoma aurofrenatum</u>	30.8	33.5	43.9
Total Scaridae	216.8	196.8	216.5

Tableau 4.37. Prises par unité d'effort (g/nasse) des Scaridae selon la profondeur

4.7.4. Structures de taille

Du fait de leur importance dans les prises, les effectifs de Scaridae mesurés sont importants (cf. annexe 3).

Plusieurs facteurs rendent cependant cette information très difficilement exploitable :

- les paramètres de croissance et de mortalité de la plupart

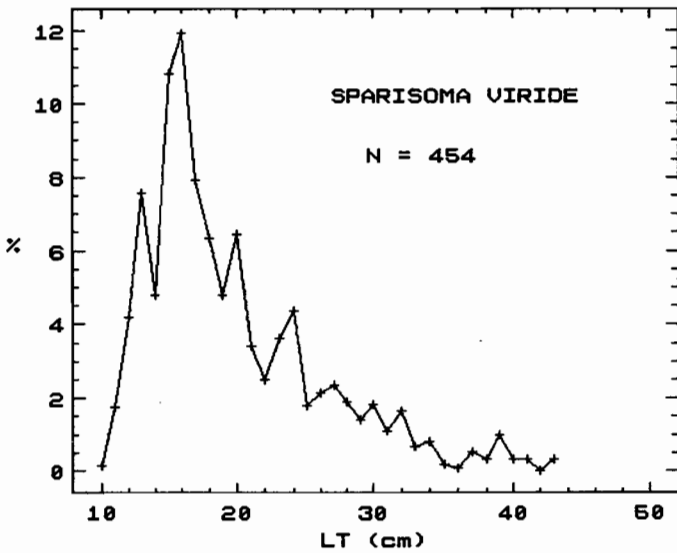
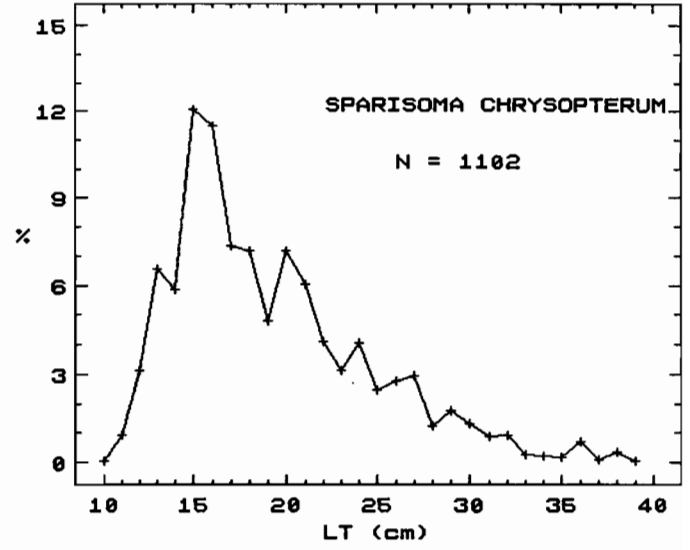
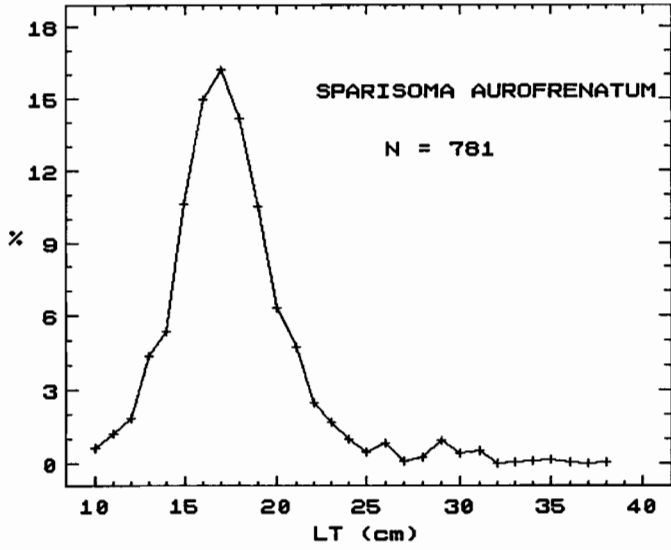
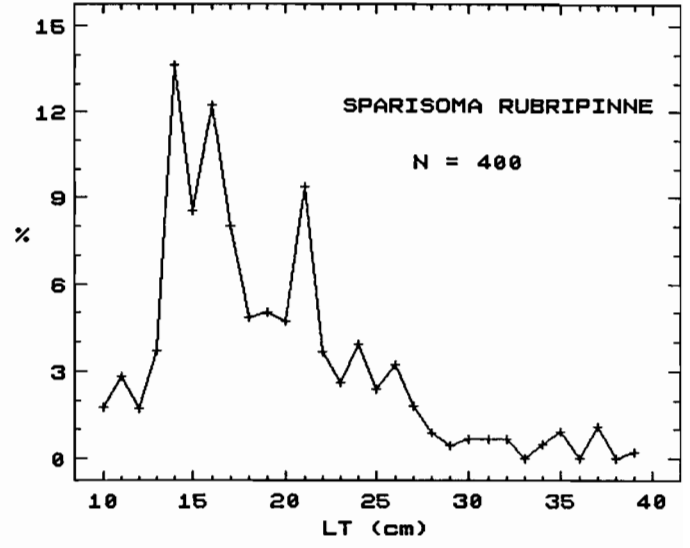
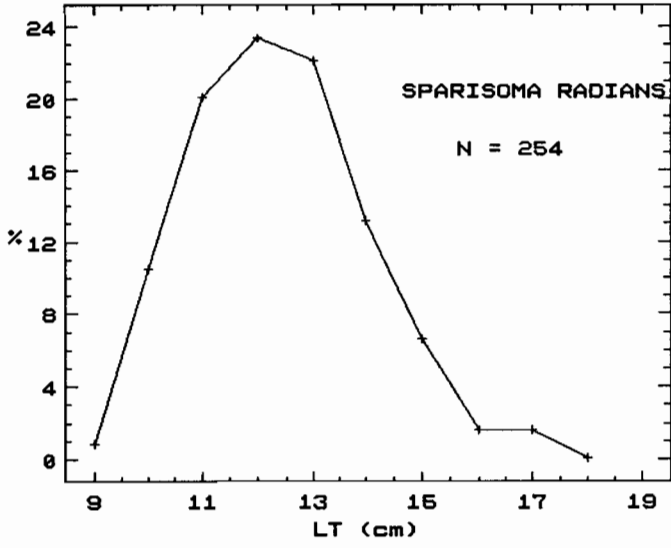


Figure 4.38. Structure de taille des prises des principales espèces de Scaridae dans les nasses.

des espèces, et notamment de celles du genre Sparisoma, qui constitue la quasi-totalité des captures, sont très mal connus, voire totalement inconnus (Reeson, 1983b). Les paramètres de sélectivité des Scaridae (toutes espèces confondues) ont été estimés par Chevaillier (1990).

- la détermination spécifique des Scaridae dans les prises des canots est souvent difficile, car chaque espèce a plusieurs phases différentes, dont les colorations spécifiques s'altèrent rapidement hors de l'eau ; d'où des risques de confusions entre espèces, dont témoignent certaines mensurations aberrantes compte-tenu des tailles maximales.

- les conditions de travail de terrain n'ont pas permis de recueillir d'information directe sur le sexe des individus, mais seulement sur le type de coloration, qui n'est pas liée de façon univoque avec le sexe (Randall, 1968). Or les mâles et les femelles Scaridae ont une croissance différente, qu'il n'est donc pas possible de prendre en compte ici.

Les distributions moyennes (corrigées des erreurs les plus flagrantes) sont présentées sur la figure 4.38. Leur analyse ne peut être que descriptive et qualitative. Les quatre espèces principales (S. chrysopterum, S. viride, S. aurofrenatum, et S. rubripinne) sont recrutées dans les prises des nasses à partir de 10 cm, et le plein recrutement a lieu entre 14 et 17 cm, c'est-à-dire que l'intervalle de sélection est relativement étroit par rapport aux tailles maximales atteintes, qui vont de 25 à 50 cm (Randall, 1968 ; Fisher, 1978). La décroissance des effectifs, au-delà de la taille de plein recrutement, est très régulière, sauf chez S. rubripinne. Dans aucun cas on n'observe de tailles maximales très inférieures à la taille atteinte par l'espèce, et les classes proches de celle-ci n'ont pas de fréquences plus faibles que ce que la décroissance générale suggère. Pour S. aurofrenatum, la présence d'individus nettement plus grands que la taille maximale pourrait être due à des erreurs d'identification.

Ces observations semblent également valables pour S. radians, espèce plus petite (taille maximale 18.5 cm) et capturée essentiellement par des nasses de petit maillage utilisées dans le secteur Sud-Atlantique à l'intérieur du récif.

Compte-tenu des réserves émises ci-dessus, l'analyse de l'état d'exploitation des stocks de Scaridae en Martinique ne peut être poussée plus loin. Même le calcul d'un indice global d'exploitation comme Z/K n'a guère de sens compte-tenu de l'imprécision sur la valeur de L_0 et de la croissance différentielle des deux sexes.

5. DISCUSSION

5.1. Limites de l'approche synthétique

Malgré les espoirs qui ont pu être fondés sur l'utilisation d'indices synthétiques susceptibles d'intégrer l'essentiel de l'information sur l'état d'un stock, cette approche se heurte dans la pratique à plusieurs types d'obstacles qui en limitent très largement la portée. D'une part, s'il est évident qu'ils contiennent une information effectivement liée à l'état de la ressource, l'interprétation des valeurs observées n'est pas possible sans une connaissance de leur contexte écologique et halieutique, et des lois qui les gouvernent. D'autre part, les résultats avec lesquelles une comparaison empirique pourrait être entreprise n'existent pas en Martinique (absence de séries chronologiques ou de "statistiques de pêche") ou, quand ils existent dans d'autres îles de la Caraïbe, n'ont pas été obtenus de la même façon. Ces points ont fait l'objet de discussions spécifiques au chapitre 3. Cependant, l'intérêt de ces résultats apparaît plus clairement quand ils sont intégrés avec ceux de l'approche synthétique dans une analyse globale (cf plus loin).

5.2. Limites de l'approche analytique

Offrant en principe une base de jugement plus objective, l'approche analytique est cependant utilisée dans le cas présent dans des conditions qui sont loin d'être idéales. Ses limites sont dues :

- aux données : la faiblesse de l'analyse vient ici, non du nombre de poissons mesurés ou de la stratégie d'échantillonnage, mais du nombre de cycles annuels couverts. Dans l'ensemble, les échantillons sur lesquels reposent les analyses sont relativement petits (quelques centaines de poissons, rarement plus de mille), mais Chevaillier (1990) a montré que cette source d'incertitude n'est pas la plus lourde de conséquences, surtout si un plan d'échantillonnage rigoureux a été suivi. Par contre, l'analyse de pseudo-cohortes repose sur l'hypothèse d'équilibre (constance du recrutement et du diagramme d'exploitation). En général cette hypothèse est plus ou moins violée ou invérifiable et on s'en rapproche en utilisant des distributions moyennées sur plusieurs années. Ceci n'a pas été possible ici puisque le recueil de données n'avait porté que sur un seul cycle annuel. Aucune information n'existe sur la variabilité du recrutement dans les stocks de poissons en Martinique. Par ailleurs, l'effort de pêche sur le plateau martiniquais a évolué de façon diverse depuis une dizaine d'années, aussi bien quantitativement que qualitativement (Pary, 1989). Globalement, il n'est donc pas possible d'évaluer le degré de violation de l'hypothèse d'équilibre, et l'effet qui en résulte sur les résultats des analyses.

- aux connaissances biologiques sur les espèces. Beaucoup plus significatives sont les incertitudes sur les valeurs des pa-

ramètres décrivant la croissance (K et L_0) et surtout la mortalité naturelle (M) des espèces, qui ont le plus souvent limité au domaine qualitatif les conclusions accessibles. Ce type d'obstacle a pu être contourné dans une certaine mesure en considérant que les valeurs de ces paramètres ne sont pas indépendantes les unes des autres, et que, plus que les valeurs individuelles des paramètres, c'est leur relation mutuelle qui conditionne les résultats des analyses. Ainsi, dans certains cas, la référence à des intervalle de vraisemblance pour M/K a permis de formuler la nature de la conclusion. Mais dans bon nombre de cas (notamment pour la famille entière des Scaridae et plusieurs autres espèces), l'analyse quantitative des structures de taille n'a pas été possible, laissant inutilisée -au moins à ce stade- une information précieuse.

- à la nature "statique" du modèle de rendement/recrue. La possibilité de variation compensatoire de la croissance ou de la mortalité naturelle en fonction de la densité de la population a toujours été ignorée dans les analyses, faute essentiellement d'une connaissance de ces mécanismes. Il est pourtant vraisemblable que les processus physiologiques et écologiques déterminant la croissance et la mortalité ne sont pas indépendants de la densité des individus et que leurs variations contribuent à amortir, au moins partiellement, les fluctuations de biomasse dans la population. Ces mécanismes n'ont pas (ou peu) été étudiés chez les espèces de poissons récifaux, dont la simple détermination des paramètres de croissance est encore très en retard. Si leur action n'était pas négligeable, les conclusions des analyses statiques seraient alors invalides (Polovina, 1989), toutefois dans un sens conservateur : les populations s'adapteraient -dans une certaine mesure- à l'exploitation, et les stocks seraient moins affectés par la pêche que ne le suggèrent les analyses.

- à la non-prise en compte du recrutement dans les analyses. La production potentielle du stock ne dépend pas seulement de l'exploitation de son potentiel de croissance, mais aussi de son recrutement. Les analyses de rendement par recrue effectuées ici ne prennent en compte qu'une partie du cycle biologique des espèces, et les conclusions qui en ont été tirées ne sont valables que dans la mesure où le recrutement dans les populations n'est pas affecté par l'exploitation de la biomasse d'adultes. Dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible d'avoir une idée de la nature de la relation stock-recrutement pour les espèces récifales, ni même de savoir s'il existe une telle relation. C'est pourquoi la présente approche ne permet pas de considérer des écarts très importants par rapport à l'état actuel du stock, où des variations de recrutement (non modélisables) s'ajouteraient aux variations de rendement par recrue (en principe modélisables).

- à la nature monospécifique du modèle. Cette adaptation dynamique, ne porte pas seulement sur les mécanismes internes d'une population monospécifique, mais aussi, et surtout, sur la compo-

sition spécifique de la communauté exploitée, par le jeu de la croissance, de la mortalité, et du recrutement de chacune des espèces, et des relations de prédation et de concurrence entre espèces. C'est sans doute là que résident les limites essentielles de l'approche retenue ici, qui est, par nécessité, une juxtaposition d'analyses monospécifiques indépendantes. Il est en effet irréaliste d'envisager une modélisation analytique multispécifique d'un stock comprenant plusieurs dizaines d'espèces, dont la biologie est encore dans la plupart des cas mal connue. L'absence de prise en compte explicite de la dimension multispécifique de la ressource interdit toute spéculation sur sa réaction à des formes d'exploitation différant significativement de la forme actuelle, que ce soit par l'intensité ou la sélectivité du prélèvement.

On ne peut donc raisonnablement attendre d'une analyse par essence monospécifique, statique, et ponctuelle, la compréhension approfondie du fonctionnement d'un système aussi complexe. D'une part, dans le cadre même de l'approche analytique retenue, les limites des données de terrain et des connaissances biologiques ne permettent pas autre chose que des conclusions de portée très générale. D'autre part, et surtout, la juxtaposition d'analyses monospécifiques peut éventuellement conduire à une perception plus globale de la situation actuelle, mais aucune projection ne peut être entreprise quant à l'état du système s'il s'en écarte notablement. C'est ainsi qu'il n'est pas possible, par ce type d'analyse, d'explorer l'effet d'une modification importante de la sélectivité globale de la pêcherie : de même que les classes d'âge d'une population monospécifique, les différentes "classes de taille" d'espèces au sein d'un peuplement ont leur productivité propre, et l'exploitation peut porter sur telle ou telle de ces composantes, par le truchement des types d'engins et de leurs caractéristiques. On mesure l'insuffisance d'une approche strictement halieutique (au sens étroit du terme), et de la recherche d'un diagnostic simpliste sur la "surexploitation" de la ressource, compte-tenu de la complexité des réalités que cette notion recouvre dans ce contexte.

5.3. Interprétation globale

Cependant le retour à un niveau d'analyse plus général intégrant les différents types de résultats met en évidence les constatations suivantes :

- l'augmentation des prises par nasse avec la profondeur (jusqu'à la limite du talus vers 80 m, et parfois même au-delà), observée au niveau des prises globales, se confirme chez pratiquement toutes les familles les plus importantes et suggère la généralité d'une réduction des biomasses sur les zones côtières du plateau.

- la pêcherie repose sur les espèces de taille moyenne (20-50 cm), qui représentent près des deux tiers des prises totales. A cet égard, la pêcherie martiniquaise exploite une gamme de

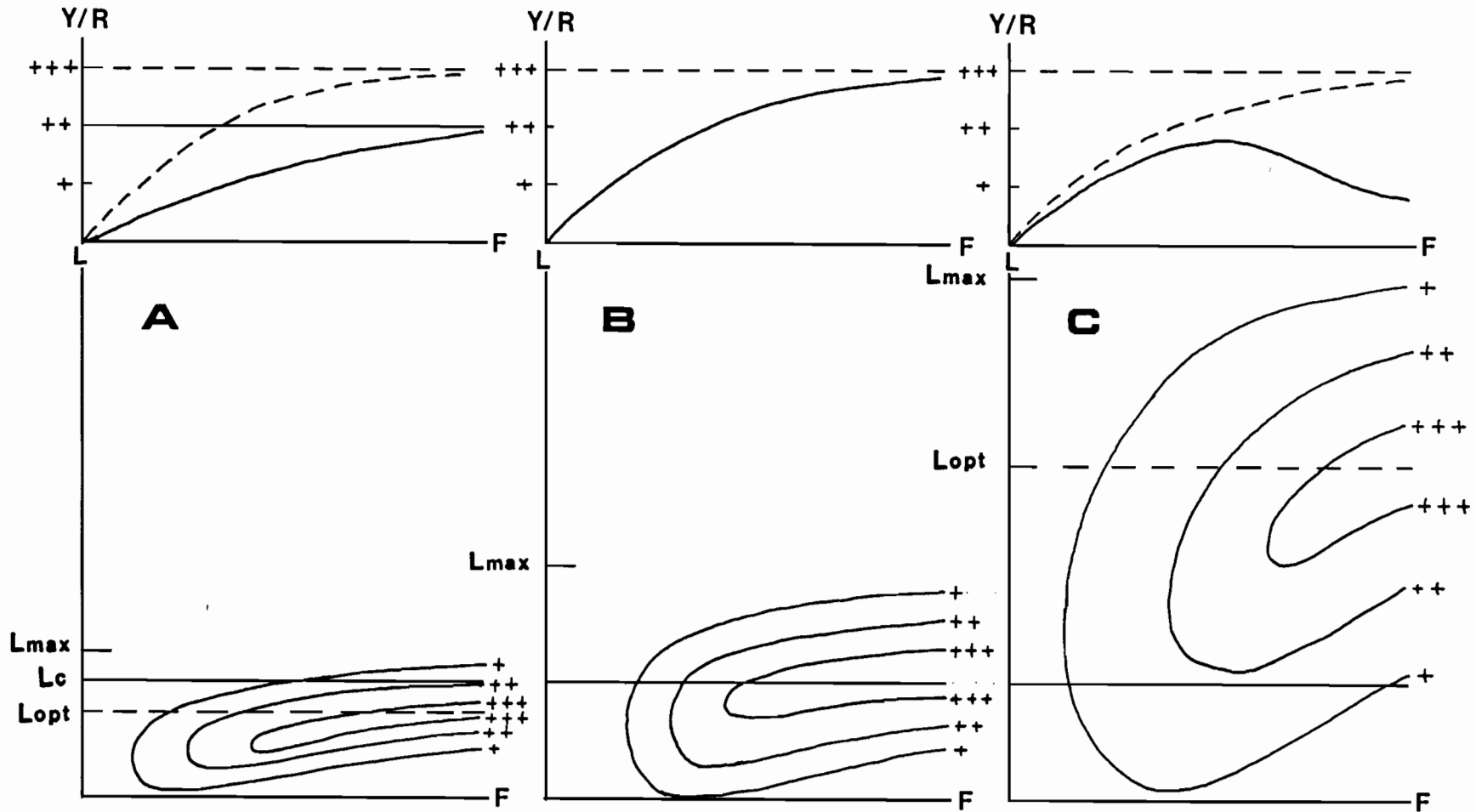


Figure 5.1. Représentation schématique de l'état d'exploitation d'espèces de petite (A), de moyenne (B) ou de grande (C) taille maximale (L_{max}), pour une même taille de sélection (L_c). En bas, isoplèthes de rendement/recrue ; en haut, courbe de rendement/recrue en fonction de l'effort. L_{opt} : taille optimale de capture ; +, ++, +++ : niveaux croissants de rendement/recrue. Seule l'échelle des tailles (L) est la même pour les trois graphiques

tailles et d'espèces très différente de celle de la "snapper-grouper fishery" du Sud-Est des USA, où seuls les Lutjanidae et Serranidae de grande taille sont exploités.

- De ce fait, la plupart des espèces bien représentées dans les échantillons appartiennent à cette catégorie, ce qui veut dire que les échantillons des espèces de petite ou de grande taille maximale (moins de 20 cm ou plus de 50 cm) sont d'effectifs trop faibles pour être soumis à une analyse quantitative.

- Aucune des analyses de rendement par recrue effectuée sur ces espèces de taille moyenne n'a conduit à un diagnostic de sur-exploitation manifeste : la conclusion est liée aux valeurs des paramètres biologiques ou, dans certains cas, indique plutôt une sous-exploitation. Le gain potentiel de production/recrue par rapport au régime d'exploitation actuel est le plus souvent très modeste.

- Par ailleurs, chez la quasi-totalité des espèces analysées, la courbe de rendement par recrue ne présente pas de décroissance pour des taux d'exploitation très élevés, ce qui veut dire que la taille de recrutement dans les prises est supérieure à la taille optimale d'exploitation.

Une interprétation globale relativement cohérente se dégage de l'ensemble de ces analyses. L'impact de l'important effort de pêche exercé sur le plateau martiniquais sur des espèces situées le long d'une échelle de taille croissante pourrait être décrit schématiquement de la façon suivante (Fig. 5.1), avec toutes les modulations qu'apportent les variations de capturabilité d'une espèce à l'autre (en fonction de leur biotope, de leur comportement, des stratégies de pêche, etc...) :

- la structure démographique des plus petites espèces (ou des espèces les moins hautes) n'est que peu affectée par l'exploitation, car seuls les plus grands individus entrent dans les prises ; la taille moyenne de première capture (L_c) étant très supérieure à la taille optimale d'exploitation (L_{opt}), ces espèces ne fournissent à la pêche qu'une faible part de leur rendement par recrue potentiel. Parmi ce groupe figurent toutes les petites espèces récifales de taille inférieure à 20 cm, comme les Labridae ou les plus petits genres de Serranidae (Serranus, Diplectrum), et, parmi les espèces considérées ci-dessus, Myripristis jacobus. Les deux espèces de Mullidae, de par leurs proportions corporelles, seraient à la charnière entre ce groupe et le suivant.

- pour les espèces de taille maximale intermédiaire, dont la taille optimale d'exploitation (L_{opt}) est voisine de la taille moyenne de première capture (L_c), des niveaux d'effort élevés conduisent à un plafonnement du rendement par recrue à des valeurs proches de son maximum, ou à sa légère diminution, suivant que L_{opt} est inférieur ou supérieur à L_c . Plus la taille maximale (L_{max}) est élevée par rapport à L_c , plus la réduction de biomasse reproductrice est importante, ce qui renforce le risque d'insuffisance des mécanismes compensatoires qui sous-tendent l'éven-

tuelle relation stock-recrutement, sans qu'on puisse pour autant prévoir a priori un effet sur le recrutement. La plus grande partie des espèces examinées ci-dessus ferait partie de ce groupe, notamment C. fulva et E. guttatus (Serranidae), la plupart des Haemulidae, etc...

- Enfin, pour les grandes espèces, dont la taille de première capture (L_c) est très inférieure à la taille d'exploitation optimale (L_{opt}) et à la taille de première reproduction, la population souffre d'une surexploitation manifeste, en ce qui concerne tant la croissance que la reproduction. Le rendement par recrue n'atteint pas son maximum potentiel, et diminue fortement pour des mortalités par pêche élevées. Même si le recrutement n'est pas réduit à des niveaux insignifiants (bénéficiant par exemple d'apports d'autres stocks), le potentiel de production de l'espèce est largement dilapidé. Les données disponibles conduisent à classer dans ce groupe les grandes espèces de Serranidae, peut-être aussi les Scaridae du genre Scarus et les grandes espèces du genre Lutjanus.

Cette classification logique, mais forcément réductrice, ne peut prétendre expliquer l'ensemble des réactions des espèces à l'exploitation. Une des sources d'écarts les plus notables par rapport à ce modèle vient de l'effet du comportement et de l'habitat des espèces sur leur capturabilité. Ainsi, Ocyurus chrysurus, dont la taille maximale (de l'ordre de 75 cm LT) devrait la placer dans le groupe des espèces les plus exploitées, a-t-elle été trouvée plutôt sous-exploitée ; ceci est vraisemblablement dû à son mode de vie semi-pélagique se traduisant par une capturabilité inférieure à celle d'espèces plus étroitement inféodées au récif lui-même. Par ailleurs, le stock de poissons démersaux du plateau insulaire martiniquais n'est vraisemblablement pas un système fermé, dans la mesure où il y a potentiellement échange de stades pélagiques (oeufs et larves) avec les stocks voisins (Appeldoorn et al., 1987). Ces échanges sont probables, mais leur réalité n'a pas encore été démontrée, et leur importance est donc inconnue. S'ils ne sont pas simplement négligeables, ils agissent sur la réaction globale du peuplement exploité, par l'intermédiaire du recrutement des différentes espèces concernées.

6. CONCLUSION

Environ 1200 t de poissons sont capturées sur le plateau (et accessoirement sur le talus) insulaire martiniquais, essentiellement par la pêcherie de nasses (environ 60 %), mais aussi par une grande diversité d'autres méthodes de pêche. Ces captures démersales sont caractérisées par le grand nombre d'espèces qui les composent. La plupart des données disponibles suggèrent que les ressources en poissons du plateau côtier martiniquais sont, de façon générale, soumises à un niveau assez élevé d'exploitation. Cependant, les notions de "sous-exploitation" ou de "surexploitation" ne s'appliquent pas de façon simple à un stock constitué d'espèces réagissant chacune différemment, en fonction de ses caractéristiques biologiques propres et de ses interactions avec l'ensemble des autres, et dont la dynamique d'ensemble est encore très mal connue. Dans cette pêcherie très hautement multispécifique qui ne repose pas sur un petit nombre d'espèces-cibles, il semble que l'état des populations soit en grande partie conditionné par la taille maximale de l'espèce par rapport à sa taille moyenne de première capture, et par les différences de capturabilité liées au comportement, à l'habitat, etc. C'est ainsi que les captures sont en très grande partie constituées d'espèces de taille moyenne, aptes à supporter la sélectivité des engins sans que leur potentiel de croissance ou de reproduction en souffre trop, la pêche ne faisant qu'effleurer les populations des espèces plus petites, et ayant déjà fortement réduit celles des espèces les plus grandes.

A défaut d'apporter une vision dynamique et évolutive de la pêcherie, l'analyse conduite ici permet de dresser un bilan de la situation actuelle et d'envisager l'impact d'un certain nombre de mesures susceptibles de l'améliorer à court-terme. Toutefois les mesures de gestion ne résultent pas seulement d'une analyse scientifique de la ressource, mais d'une prise en considération de tous les aspects, et notamment des aspects non-biologiques, de la pêcherie, ainsi que d'une concertation de toutes les parties concernées. C'est pourquoi les considérations qui suivent ne sont que des orientations, voire des pistes de réflexion.

- Dans l'ensemble, compte-tenu des espèces exploitées et de la sélectivité globale de la pêcherie, une augmentation de l'effort de pêche n'apporterait qu'un gain de production infime, augmenterait les risques de chute du recrutement, et contribuerait à diminuer les rendements individuels. Une diminution globale de l'effort aurait les conséquences inverses (notamment une diminution très faible de la production), mais au détriment soit du nombre de pêcheurs, soit de l'effort individuel ; elle permettrait d'augmenter sensiblement les rendements.

- En termes de sélectivité des nasses, il se confirme que l'usage de la maille 25 (et, à plus forte raison, des mailles inférieures) est un obstacle à la meilleure valorisation du poten-

tiel de production des espèces constituant actuellement l'essentiel des prises. Toujours pour ces espèces, il ne semble pas qu'une augmentation de maillage apporterait un progrès très net, aussi bien dans la production (qui diminuerait nettement pour certaines espèces) que dans les capacités reproductrices des stocks. Par contre, il est possible, sans que l'analyse puisse le démontrer, que cette option se traduise par une augmentation significative de la production d'espèces de taille un peu plus grande, qui n'occupent actuellement qu'une place très secondaire dans les prises.

- La responsabilité des trémails dans "la disparition de la ressource" a parfois été mise en cause. L'analyse des prises des nasses et des trémails en Martinique montre que non seulement ces deux engins ne capturent qu'en partie les mêmes espèces, mais que les tailles de première capture sont pour les poissons largement plus grandes dans les trémails que dans les nasses, y compris dans celles de plus grand maillage (Gobert, 1991). Il serait cependant souhaitable d'encourager l'évolution de la pêcherie de trémail vers une spécificité plus forte pour la capture des langoustes (par le biais de la hauteur et du maillage des filets), ce qui réduirait les prises accessoires de poissons et les pertes de poisson avarié.

- les autres engins (filets maillants, "tombé-levé", doucines, palangres,...) n'ont qu'un impact individuel secondaire sur l'ensemble de la ressource ; cependant, les sennes de plage ont été incriminées par leurs prises accessoires de juvéniles d'espèces démersales. S'il s'agit indéniablement d'une mortalité inutile, car improductive, il ne semble pas que cet impact soit actuellement susceptible de nuire de façon significative à la production des stocks : réduit au secteur nord-caraïbe par la faible mobilité des espèces, il conjugue ses effets à ceux de la mortalité naturelle, qui est très élevée pour les juvéniles. De plus, la diminution progressive de l'effort de pêche des sennes de plage réduit peu à peu l'ampleur réelle du problème.

- Parmi les espèces démersales, seules les langoustes sont actuellement soumises à une taille minimale réglementaire. En ce qui concerne les poissons, la fixation d'une taille minimale pour la capture des plus grandes espèces serait séduisante si des captures et remises à l'eau successives d'individus trop petits ne constituaient, selon toute vraisemblance, une source de mortalité élevée, et si des moyens de contrôle efficaces pouvaient être mis en place facilement. Le réalisme conduit donc à délaisser ce type d'option.

- Si l'utilité de réserves sous-marines à des fins de protection de l'environnement ou d'éducation du public est indiscutable, leur impact en tant que zones de reproduction et de croissance pour les espèces exploitées est loin d'être démontré dans un écosystème de petites dimensions comme la Martinique, pour un coût de mise en place et surtout de contrôle probablement assez

élevé.

- Par contre, quelle que soit l'orientation choisie à court-terme, la gestion de la ressource et de son exploitation implique nécessairement la mise en place durable d'un système de suivi régulier de la pêcherie. Compte-tenu des limites d'application de la présente analyse au-delà de la situation actuelle, il est essentiel que les grandes tendances de l'exploitation (activité, production, prises par sortie) puissent être connues en temps réel. Ce n'est qu'avec ce type d'informations que des mesures de gestion correctives ou préventives pourront être prises, s'appuyant au besoin sur une nouvelle évaluation détaillée. Les travaux entrepris dans ce domaine au Comité des Pêches (Francil et al, 1991) doivent donc recevoir de façon continue un haut niveau de priorité.

Enfin, l'état d'une ressource halieutique à un instant donné ne dépend pas que de l'exploitation, mais aussi de l'état général du milieu marin. Si certaines sources de pollutions, souvent citées comme boucs émissaires, sont spectaculaires mais d'un effet infime ou très local, il est d'autres perturbations de l'environnement marin, plus graves parce que moins visibles et moins réversibles, qui ont pour effet de modifier lentement l'habitat des espèces qui constituent la ressource, en général dans le sens d'un appauvrissement du potentiel. Ainsi dans des îles hautes comme la Martinique, les conséquences indirectes de l'érosion des sols semblent être une des causes essentielles de la dégradation de l'environnement côtier, du moins en l'absence de source importante de pollutions industrielles ou urbaines. Liée à l'urbanisation, aux pratiques culturales agricoles et à la déforestation, l'érosion des sols se manifeste en mer par une diminution de la transparence de l'eau et une augmentation de sa charge en sédiments, effets renforcés dans les baies semi-fermées et aggravés par la destruction des mangroves. Il en résulte un ralentissement de la croissance et une augmentation de la morbidité des coraux, qui résistent moins efficacement à la concurrence des algues, et récupèrent plus difficilement aux dégâts des cyclones. En Martinique, la dégradation des peuplements coralliens dans les baies de Fort-de-France et du Marin et sur le littoral du Canal de Sainte-Lucie a été mise en évidence par Bouchon et Laborel (1986), ainsi que les conséquences sur les peuplements de poissons de cette dégradation (Bouchon et al., 1985) et du développement d'algues (Bouchon et al., sous presse). Il apparaît donc que la gestion des ressources halieutiques côtières de la Martinique n'est pas dissociable de la gestion du milieu côtier dans son ensemble, et des multiples activités humaines qui y agissent sur l'écosystème.

REFERENCES

- Aiken K.A., M.O. Haughton, sous presse. Regulating fishing effort : the jamaican experience. Gulf Caribb. Fish. Inst., Curaçao, 9-13 nov 1987.
- Appeldoorn R., G.D. Dennis, O. Monterrosa Lopez, 1987. Review of shared demersal resources of Puerto-Rico and the Lesser Antilles region. in : MAHON [ed] Proceedings of the expert consultation on shared fishery resources of the Lesser Antilles region. FAO Fish. Rep., 383 : 36-106.
- Appeldoorn R., K.C. Lindeman, 1985. Multispecies assessment in coral reef fisheries using higher taxonomic categories as unit stocks, with an analysis of an artisanal haemulid fishery. Proc. 5th Int. Symp. Coral Reef Cong., Tahiti, 5 : 507-514.
- Beverton R.J.H., S.J. Holt, 1956. A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. Rapp. P.v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 140 : 67-83.
- Bouchon C., J. Laborel, 1986. Les peuplements coralliens des côtes de la Martinique. Ann. Inst. océanogr., Paris, 62, 199-237.
- Bouchon C., Y. Bouchon-Navaro, M. Louis, sous presse. A first record of a Sargassum (Phaeophyta, algae) outbreak in a caribbean coral reef ecosystem. Gulf Caribb. Fish. Inst., St Thomas (USVI), 6-11 nov 1988.
- Bouchon C., Y. Bouchon-Navaro, M. Louis, J. Laborel, 1987. Influence of the degradation of coral assemblages on the fish communities of Martinique (French West Indies). Proc. Gulf and Caribb. Fish. Inst., 38, 452-468.
- Chevallier P., A. Lagin, 1985. Etude de la sélectivité des nasses à poissons. Rapport interne, IFREMER : 38 pp + annexes.
- Chevallier P., 1987. Système de gestion de la base de données de fréquences de longueur, Martinique 1987 ; Codification de l'information. Document de travail interne, 23 pp.
- Chevallier P., 1990. Méthodes d'étude de la dynamique des espèces récifales exploitées par une pêcherie artisanale tropicale : le cas de la Martinique. Thèse de Doctorat, ENSAR/Univ. Rennes : 367 pp.
- Chevallier P., B. Gobert, J. Marin, sous presse. Recueil de données halieutiques dans un contexte artisanal peu structuré. Présentation du programme d'échantillonnage entrepris en

- Martinique. Gulf and Caribb. Fish. Inst., Curaçao, 9-13 nov 1987.
- Chevallier P., A. Laurec, 1990. Logiciels pour l'évaluation des stocks de poisson. ANALEN : logiciel d'analyse des données de captures par classe de taille sur IBM PC et compatibles : FAO Doc. Tech. Pêches, 101 (Suppl. 4) : 122 pp.
- Claro R., 1983. Ecología y ciclo de vida de la rabirrubia, Ocyurus chrysurus, en la plataforma cubana II. Edad y crecimiento, estructura de poblaciones, y pesquerías. Acad. Ciencias Cuba, Rep. Invest. Inst. Oceanol., 19 : 33 pp.
- Cochran W.G., 1977. Sampling techniques. 3° éd., John Wiley sons, New-York : 428 pp.
- Dennis G.D., sous presse. Commercial catch length-frequency data as a tool for fisheries management with an application to the Puerto-Rico trap fishery. Congreso iberoamericano y del Caribe, Margarita (Vénézuéla), mai 1988.
- Dennis G.D., sous presse. The validity of length-frequency derived growth parameters from commercial catch data and their application to stock assessment of the yellowtail snapper (Ocyurus chrysurus). Proc. Gulf Carib. Fish. Inst., 40° congrès, Curaçao, nov. 1987.
- Fisher W., ed., 1978. FAO species identification sheets for fishery purposes : Western Atlantic (Fishing Area 31) Vols I-VII, pag. var., FAO, Rome.
- Farrugio H., C. Saint-Félix, 1975. Etude des fonds de pêche du littoral atlantique martiniquais. Ressources, exploitation, prospectives. Science et Pêche, 251 : 17 pp.
- Frick B., J. Ward, 1988. Trends in Bermuda's fisheries. A look at landings. Monthly Bull., Dept. Agric. Fish. Bermuda, 59(7) : 53-59.
- Gaut V.C., J.L. Munro, 1983. The Biology, Ecology and Bionomics of the Grunts, Haemulidae. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 110-141.
- Francil H., J. Murat, A. Vernejoux, 1991. Conception et expérimentation d'un système de suivi statistique de la pêche artisanale en Martinique. Comité des Pêches/IFREMER/Affaires Maritimes : 47 pp.
- Gobert B., 1988. Méthodologie de recueil de données de prises et d'efforts des pêcheries côtières en Martinique. Doc. sci. Pôle caraïbe, 12 : 70 pp.
- Gobert B., 1989a. Evaluation méthodologique de l'enquête indi-

- recte d'activité pour les pêcheries artisanales martiniquaises. Doc. sci. Pôle Caraïbe, 21, 1-24.
- Gobert B., 1989b. Evaluation méthodologique de l'estimation visuelle des prises des pêcheries artisanales martiniquaises. Doc. sci. Pôle Caraïbe, 21, 25-52.
- Gobert B., 1989c. Effort de pêche et production des pêcheries artisanales martiniquaises. Doc. sci. Pôle caraïbe, 22, 98 p.
- Gobert B., 1990. Production relative des pêcheries côtières en Martinique. Aquat. Living Res., 3(3) : 181-191.
- Gobert B., sous presse. Impact of the use of trammelnets on a tropical reef resource. Fish. Res.
- Humann P., 1989. Reef fish identification. Florida, Caribbean, Bahamas. Vaughan Press, Orlando, (USA).
- Jones R., 1984. Assessing the effects of changes in exploitation patterns using length-composition data (with notes on VPA and cohort analysis). FAO Fish. Tech. Paper, 256, 118 p.
- Kimmel J., R. Appeldoorn, sous presse - A critical review of fisheries and fisheries management policy in Puerto-Rico. Gulf Caribb. Fish. Inst., 1989
- Koslow J.A., F. Hanley, R. Wicklund, 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port-Royal Cays, Jamaica. Mar. Ecol. Prog. Ser., 43 : 201-212.
- Lorance P., J. Huet, 1988. Evaluation des ressources démersales potentielles des bancs de Saint-Barthélémy et de Saint-Martin. Rapport IFREMER/DRV/RH 88.003 : 147 pp.
- Marshall N., 1980. Fishery yields of coral reefs and adjacent shallow-water environments. in : Stock assessment for tropical small-scale fisheries, S.B. Saila, P.M. Roedel Eds, ICMRD, Univ. Rhode Island, 103-109.
- Marten G.G., J.J. Polovina, 1982. A comparative study of fish yields from various tropical ecosystems. in PAULY D. et MURPHY G.I., eds, Theory and management of tropical fisheries. ICLARM/CSIRO : 255-286.
- Morales-Santana I., 1984. Report on the reef fish size frequency survey, july-september 1983. Carib. Fish. Manag. Counc., Puerto-Rico : 15 pp.
- Munro J.L., 1983a. Coral reef fish and fisheries of the Caribbean Sea. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 1-9.

- Munro J.L., 1983b. The Biology, Ecology and Bionomics of the Goatfishes, Mullidae. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 142-154.
- Parrish J.D., 1987. The trophic biology of snappers and groupers. in J. Polovina et S. Ralston, eds. Tropical Snappers and Groupers : Biology and Fisheries Management : 405-464.
- Pary B., 1989. Evolutions récentes de la pêche artisanale en Martinique. Mémoire DAA, Ec. Nat. Sup. Agron. Rennes : 37 pp + annexes.
- Pauly D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean temperature in 175 fish stocks. J. Cons. int. Explor. Mer, 39(2) : 175-192.
- Polovina J.J., 1989. Density dependance in spiny lobster, Panulirus marginatus in the Northwestern Hawaiian Islands. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 46 : 660-665.
- Powell D.G., 1979. Estimation of mortality and growth parameters from length-frequency of a catch. Rapp. P.v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 175 : 167-169.
- Ralston S., 1987. Mortality rates of snappers and groupers. in J. Polovina et S. Ralston, eds. Tropical Snappers and Groupers : Biology and Fisheries Management : 375-404.
- Randall J.E., 1968. Caribbean reef fishes. T.F.H Publications : 318 pp.
- Reeson P.H., 1983a. The Biology, Ecology and Bionomics of the Surgeonfishes, Acanthuridae. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 178-190.
- Reeson P.H., 1983b. The Biology, Ecology and Bionomics of the Parrotfishes, Scaridae. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 166-177.
- Sadovy Y., sous presse. Grouper stocks of the western central Atlantic : status, management and data needs. Gulf Caribb. Fish. Inst., 43° congrès, Miami (USA), 4-9 déc. 1990.
- Saint-Félix C., 1979. Les fonds de pêche sur la bordure caraïbe de la Martinique. Exploitation actuelle, première prospection. Science et Pêche, 289 : 12 pp.
- Shapiro D.Y., 1987. Reproduction in groupers. in J. Polovina et S. Ralston, eds. Tropical Snappers and Groupers : Biology and Fisheries Management : 295-328.
- Shepherd J.G., 1987. A weakly parametric method for estimating growth parameters from length-composition data. in Pauly D.

et Morgan G.R., eds, Length based methods in fisheries research, ICLARM Conf. Proc. 13 : 113-120.

Smith G.B., 1988. Abundance and potential yield of groupers (Serranidae), snappers (Lutjanidae) and grunts (Haemulidae) on the Little and Great Bahama Banks. FAO Fish. Rep., 376 (Suppl), 84-105.

Taconet M., 1986. Etude des caractéristiques de la pêche senne de plage en Martinique. Mémoire DAA, Ecole Nat. Sup. Agron. Rennes : 113 pp.

Thompson R., J.L. Munro, 1983a. The Biology, Ecology and Bionomics of the Hinds and Groupers, Serranidae. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 59-81.

Thompson R., J.L. Munro, 1983b. The Biology, Ecology and Bionomics of the Snappers, Lutjanidae. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 94-109.

Wyatt J., 1983. The Biology, Ecology and Bionomics of the Squirrelfishes, Holocentridae. ICLARM Studies and Reviews, 7 : 50-58.

ANNEXE 1

Noms vernaculaires utilisés en Martinique pour les espèces citées

Les noms ci-dessous ont été recueillis au cours de très nombreuses sorties sur le terrain, soit au hasard des occasions, soit lors d'entretiens spécifiques. Il faut noter qu'il n'existe pas de correspondance exacte entre noms scientifiques et noms vernaculaires, ceux-ci présentant souvent une grande diversité qui peut être liée à la connaissance du pêcheur sur un type particulier d'espèces, à la ressemblance de plusieurs espèces, à la fréquence d'apparition d'une espèce dans les prises, à l'existence de plusieurs phases de coloration très différente, et enfin à des particularités locales d'un bourg à l'autre ou d'une côte à l'autre.

Serranidae

<u>Cephalopholis fulva</u>	watalibi, déboulé
<u>Alphestes afer</u>	vieille varech
<u>Epinephelus guttatus</u>	couronné
<u>Epinephelus adscensionis</u>	waliwa, couronné gris
<u>Paranthias furcifer</u>	créole, ti-jo
<u>Petrometopon cruentatum</u>	chatte
<u>Mycteroperca interstitialis</u>	vierge
<u>Mycteroperca venenosa</u>	vierge
<u>Epinephelus striatus</u>	vierge
<u>Epinephelus nigritus</u>	vierge

N.B. La très grande variété d'appellations existant pour les "vierges" selon les pêcheurs ne semble pas pour l'instant pouvoir être rapprochée de la taxonomie scientifique.

Lutjanidae

<u>Ocyurus chrysurus</u>	sarde queue jaune
<u>Lutjanus synagris</u>	bracou, sarde Bon Dié main
<u>Lutjanus vivanus</u>	vivaneau, vermeil
<u>Rhomboplites aurorubens</u>	ti-z'yeux
<u>Lutjanus buccanella</u>	z'oreilles noires
<u>Lutjanus mahogoni</u>	sarde molle
<u>Lutjanus analis</u>	bacani, sorbe, sarde grise
<u>Lutjanus apodus</u>	sarde dent chien
<u>Etelis oculatus</u>	grands yeux
<u>Lutjanus griseus</u>	sorbe, bacani
<u>Lutjanus jocu</u>	sorbe, pagre
<u>Prist. macropthalmus</u>	argenté

N.B. La ressemblance de l'aspect général de beaucoup d'espèces du genre Lutjanus entraîne une grande imprécision dans leur appellation vernaculaire

Haemulidae

<u>Haemulon plumieri</u>	gorette
<u>Haemulon carbonarium</u>	sarde grise, grisette, coco
<u>Haemulon aurolineatum</u>	scie, chaponne
<u>Haemulon chrysargyreum</u>	scie
<u>Haemulon flavolineatum</u>	gorette jaune, scie jaune
<u>Haemulon album</u>	sarde grise
<u>Haemulon sciurus</u>	gueule rouge
<u>Haemulon bonariense</u>	scie
<u>Haemulon parra</u>	
<u>Haemulon striatus</u>	
<u>Anisotremus surinamensis</u>	lippu
<u>Anisotremus virginicus</u>	pelca doré

N.B. Même remarque que pour les Lutjanidae

Holocentridae

<u>Holocentrus ascensionis</u>	marignan, marignan blanc
<u>Holocentrus rufus</u>	marignan, marignan rouge
<u>Myripristis jacobus</u>	mombin, moubin

Mullidae

<u>Mulloidichthys martinicus</u>	souris, barbarin blanc
<u>Pseudupeneus maculatus</u>	souris, barbarin rouge
<u>Upeneus parvus</u>	barbarin

Acanthuridae

<u>Acanthurus bahianus</u>	chirurgien
<u>Acanthurus coeruleus</u>	bayole
<u>Acanthurus chirurgus</u>	chirurgien

Scaridae

Sparisoma radians djoko
Autres espèces de Sparisoma : carpes (appellations variables et peu précises selon l'espèce et la phase : carpe rose, carpe bleue, carpe verte, carpe ventre rouge, perroquet,...)
genres Scarus et Nicholsina : perroquet, wachalou

ANNEXE 2

Abréviations utilisées

NA : Nasses
FF : Filets maillants de fond
TR : Trémails
PL : Pêche en plongée (apnée)
PA : Palangres
TL : "Tombé-levé"
DO : Doucines

ANNEXE 3

Effectifs mesurés en 1987

Espèce	NA	FF	TR	PL	PA	TL	DO	SE
Serranidae								
<u>C. fulva</u>	567	69	18	22	29	234	68	
<u>A. afer</u>	326	37	42	69	144	684		7
<u>E. guttatus</u>	232	23	7	6	15	17	47	
<u>E. adscensionis</u>	35	5	33	7			3	
<u>P. furcifer</u>	91	26			1	11	166	
<u>P. cruentatum</u>	88	13	7	2	4	11	10	
<u>M. interstitialis</u>	7	1						
<u>M. venenosa</u>	7	1						
<u>E. striatus</u>	5							
<u>E. nigritus</u>	1							
Lutjanidae								
<u>O. chrysurus</u>	458	25	8	1	70	1	892	478
<u>L. synagris</u>	96	181	36		57	1	28	288
<u>L. vivanus</u>	211	11			9		37	3
<u>R. aurorubens</u>	216	38	1		2	19	33	65
<u>L. buccanella</u>	174	19					63	55
<u>L. mahogoni</u>	74	32	7				4	77
<u>L. analis</u>	19	3	1		3		3	12
<u>L. apodus</u>	78	9	17	4				1
<u>E. oculatus</u>					1		10	
<u>L. griseus</u>	4	11	2					
<u>L. iocu</u>	2			1	1		1	
<u>P. macropthalmus</u>	1						2	
Haemulidae								
<u>H. plumieri</u>	729	189	179	1	79	2	15	187
<u>H. carbonarium</u>	308	40	88	24				7
<u>H. aurolineatum</u>	390	345	21		70	5	52	248
<u>H. chrysargyreum</u>	315	55	11		1			114
<u>H. flavolineatum</u>	350	63	5		1			35
<u>H. album</u>	18	28	3					
<u>H. sciurus</u>	60	73	25	2	1			2
<u>H. bonariense</u>	9	13	2	1	1			4
<u>H. parra</u>	1	6	5					
<u>H. striatus</u>	73							3
<u>A. surinamensis</u>		1	6	2				
<u>A. virginicus</u>	5	1	1					
Holocentridae								
<u>H. ascensionis</u>	1637	156	32	22	16	45	23	7
<u>H. rufus</u>	1283	212	29	5	41	108	49	1
<u>M. jacobus</u>	806	1530	80	5	4		18	2

Mullidae

<u>M. martinicus</u>	400	79	2	1		8	284
<u>P. maculatus</u>	811	18			23		170
<u>U. parvus</u>		6	2				74

Acanthuridae

<u>A. bahianus</u>	1760	58	436	7		1	134
<u>A. coeruleus</u>	219	4	94	18			1
<u>A. chirurgus</u>	61		24			2	2

Scaridae

<u>Sp. aurofrenatum</u>	781	21	14	4			
<u>Sp. chrysopterum</u>	1102	40	46	1			23
<u>Sp. radians</u>	254	7		1			89
<u>Sp. viride</u>	454	9	56	17			
<u>Sp. rubripinne</u>	400	70	146	198			4
<u>Scarus spp.</u>	27	7	4	6			

ANNEXE 4

Personnel ayant participé à l'étude

L'étude du stock de poissons démersaux côtiers de la Martinique repose sur un volume très important de données, dont le recueil, dans des conditions parfois difficiles, a nécessité le concours d'un grand nombre de personnes dont la liste suit :

Thierry Belvent	(Echantillonnages biologiques)	(**)
Pierre Chevaillier	(Responsable scientifique)	(*)
Louis Cléodore	(Echantillonnages biologiques)	(**)
Jacques Delblond	(Enquêtes au débarquement)	(*)
Hugues Francil	(Coordination technique)	(*)
Guy Germany	(Enquêtes au débarquement)	(*)
Bertrand Gobert	(Responsable scientifique)	(*)
Alain Guillou	(Echantillonnages biologiques)	(**)
Jérôme Huet	(Echantillonnages biologiques)	(**)
Alain Lagin	(Echantillonnages biologiques)	(**)
Alma Lecurieux	(Enquêtes au débarquement)	(*)
Pascal Lorance	(Echantillonnages biologiques)	(**)
Jean Marin	(Echantillonnages biologiques)	(**)
Michel Montagnac	(Enquêtes au débarquement)	(*)
Jean-Pierre Nijean	(Enquêtes au débarquement)	(*)
Marc Picheral	(Coordination technique)	(*)
Jean-Pierre Radiguet	(Echantillonnages biologiques)	(**)

(*) Participation à temps plein

(**) Participation à temps partiel, ou occasionnelle

NUMEROS DEJA PARUS

- N° 1: C. de MIRAS - Compte de marée (Juillet-Aout 1985).
Exploitation des données ARDECOMAG. : 33 pp.
- N° 2: M. BELLEMARE - Exploitation du fichier des inscrits
maritimes. : 13 pp.
- N° 3: C. de MIRAS, M. BELLEMARE et E. SOUMBO - Etat de la
motorisation de la flottille de pêche côtière en Martinique. : 36
pp.
- N° 4: C. de MIRAS, M. BELLEMARE, D. JOACHIM et E. SOUMBO -
Répartition de l'essence détaxée dans le secteur de la pêche en
Martinique. : 67 pp.
- N° 5: C. de MIRAS, M. BELLEMARE, D. JOACHIM et E. SOUMBO - Etude
des résultats d'exploitation d'unités de pêche artisanale en
Martinique. : 68 pp.
- N° 6: C. de MIRAS - La pêche en Martinique. Histoire d'un projet
de développement. : 46 pp.
- N° 7: C. de MIRAS - La pêche Martiniquaise (I) : synthèse socio-
économique. : 28 pp.
- N° 8: C. de MIRAS - La pêcherie Martiniquaise (II) : un
développement en question. : 20 pp.
- N° 9: P. SOLETCHEVNIK, E. THOUARD et M. SUQUET - Synthèse des
données acquises sur l'élevage de deux poissons tropicaux: la
sarde queue jaune (Ocyurus chrysurus), et la carangue aile ronde
(Trachinotus goodei). : 69 pp.
- N° 10: C. DINTHEER, J. ROSE - Bilan des pêcheries hauturières
guyanaises pour 1985.
C. DINTHEER - Conséquences de la création de la ZEE sur
les résultats d'exploitation et le recrutement de la pêcherie
crevette de la Guyane Française.
- N° 11: F. GERLOTTO - Mesure du comportement diurne de plongée des
bancs de Sardinella aurita devant un navire de prospection
acoustique. : 27 pp.
- N° 12: B. GOBERT - Méthodologie de recueil des données de prises
et d'effort des pêcheries côtières en Martinique. : 67 pp.
- N° 13: A. GUILLOU, J.A. GUEREDRAT, A. LAGIN, H. FRANCIL -
Premières données sur le rendement, l'importance et la diversité
de l'effort de pêche en Martinique. : 17 pp.
- N° 15: P. LORANCE - 1988 - La ciguatoxicité des poissons sur les
bancs de Saint-Barthélemy, Saint-Martin et Anguilla : 31 pp.
- N° 16: A. GUILLOU, J.A. GUEREDRAT, A. LAGIN - 1988 - Embarcations

et engins de pêche artisanale Martiniquaise recensés en 1985, et évolution récente.: 61 pp.

N° 17: P. SOLETCHNIK, E. THOUARD, E.GOYARD, D.BAISNEE, C.YVON, P.BAKER - 1988- Premiers essais d'élevage larvaire de l'ombrine subtropicale (Red fish) - Sciaenops ocellatus - dans des conditions intensives en Martinique.

N° 18: P. SOLETCHNIK, E. THOUARD, D. GALLET DE SAINT AURIN, M. SUQUET, P. HURTAUD, J.P MESDOUZE - 1988. Etat d'avancement des travaux sur les poissons tropicaux en Martinique.

N° 19: D. GALLET DE SAINT AURIN, V. VIANAS, S. LOYAU - 1988. Disease prevention in intensive marine aquaculture in Martinique. : 20 pp.

N° 20: P.FREON - 1988. A methodology for visual estimation of abundance applied to flyingfish stocks. : 27 pp.

N° 21: B. GOBERT - 1989. Evaluation méthodologique du recueil de données des pêcheries artisanales martiniquaises. : 52 pp.

N° 22: B. GOBERT - 1989. Effort de pêche et production des pêcheries artisanales martiniquaises. : 98 pp.

N° 23: F. LHOMME - 1989. Etude du recrutement de la crevette Penaeus subtilis en Guyane (étude des nurseries). : 79 pp.

N° 24: I. DESMOULINS, M. LOUIS, C. MAURAN, V. VENCHARD - 1990. Synthèse des résultats acquis sur la croissance et les besoins en protéines d'Ocyurus chrysurus en élevage : 80 pp.

N° 25: C. BOUCHON, Y. BOUCHON-NAVARRO, D. IMBERT, M. LOUIS - 1990. Rapport sur les effets du cyclone Hugo sur les écosystèmes côtiers de Guadeloupe (Antilles Françaises) : 36 pp.

N° 26. ANONYME - 1990. Collected reprints of the main contributed papers of EICHOANT program (Evaluation of Behaviour Influence on Fishery Biology and Acoustic Observations in Tropical Sea) presented during congresses from 1/1/87 to 4/30/90 : 250 pp.

N° 27. P. SOLETCHNIK, E. GOYARD, E. THOUARD - 1991. Mise au point technique de l'élevage de l'ombrine Sciaenops ocellata à la Martinique : 24 pp.

N° 28. C. DINTHEER, J. ROSE - 1991. Bilan des activités crevettières en Guyane française. Années 1988 et 1989 : 47 pp.

N° 29. M. CAMPO DEL CAÑO, Y.F.R. VELASQUEZ - 1991. Resumen climatológico de la estación meteorológica de Punta de Piedras, Estado Nueva Esparta, Venezuela. Periodo 1966-1989 : 39 pp + fig.

N° 30. J.E. LINS OLIVEIRA - 1991. Biologie et dynamique des populations de la crevette Xiphopenaeus kroyeri (HELLER 1862) en Guyane française : 188 pp + ann.

LISTE DES LABORATOIRES DU POLE CARAIBE

GUADELOUPE

U.A.G.
Laboratoire de Biologie Animale
Laboratoire de Géologie Marine
BP 592
97167 POINTE A PITRE Cedex
Tél. (590) 82 59 44
Télex UNIVAG 919 739 GL
Fax (590) 91 37 58

GUYANE

IFREMER
BP 477
97302 CAYENNE
Tél. (594) 30 22 00
Télex 910358 FG
Fax (594) 30 80 31

ORSTOM
BP 165
97323 CAYENNE Cedex
Tél. (594) 30 27 85
Telex ORSTOM 910608 FG
Fax (594) 31 98 55

MARTINIQUE

IFREMER
Pointe Fort
97231 LE ROBERT
Tél. (596) 65 11 54
Télex IFREMER 912488 MR
Fax (596) 65 11 56

ORSTOM
BP 8006
97259 FORT-DE-FRANCE Cedex
Tél. (596) 70 28 72
Télex 912024 MR
Fax (596) 71 73 16

VENEZUELA

ORSTOM
Apartado 373
CUMANA - 6101 - SUCRE
Tél (093) 22294 (ext 129)

POLE DE RECHERCHE OCEANOLOGIQUE ET HALIEUTIQUE CARAIBE

Cette entité scientifique est née en 1985 de la mise en commun des capacités locales de recherche de l'IFREMER (Institut Français pour l'Exploitation de la Mer), de l'ORSTOM (Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération) et de l'UAG (Université des Antilles et de la Guyane).

Son objectif est de :

- promouvoir, mettre en œuvre et coordonner les recherches concernant le milieu, la gestion des ressources vivantes, le développement et l'aménagement de leur exploitation dans la zone caraïbe ainsi que la connaissance et la conservation des écosystèmes.

Ses recherches portent, actuellement, sur l'étude des écosystèmes marins, l'évaluation et l'aménagement des pêcheries artisanale et industrielle, l'aquaculture des mollusques, crustacés et poissons.

Ses laboratoires se situent en Guadeloupe, Guyane et Martinique et des chercheurs du Pôle peuvent être accueillis dans différents laboratoires par des équipes de pays voisins dans le cadre d'accords bilatéraux de coopération (voir en dernière page la liste des laboratoires et antennes).

This scientific entity was born in 1985, resulting from the local association of three national research institutes : IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer), ORSTOM (Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération) and UAG (Université des Antilles et de la Guyane).

Its aim is to advance, realize and coordinate the research concerning the physical oceanography, the management of living resources, the development and planning of their use in the caribbean area as well as the understanding and protection of their ecosystems.

Its research programs deal with : the study of marine ecosystems, the evaluation and planning of the small scale and industrial fisheries and the aquaculture of molluscs, crustaceans and fish.

The laboratories belonging to this group are situated in Guadeloupe, French Guyana and Martinique, but the scientific teams can be based in other laboratories of neighbouring countries through cooperative joint-ventures. (See laboratories index on the last page).

Esta entidad nació en 1985 de la confluencia de las capacidades locales de investigación del IFREMER (Institut Français pour l'Exploitation de la Mer), del ORSTOM (Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération) y de la UAG (Universidad de las Antillas y la Guyana francesas).

Su objetivo es promover, realizar y coordinar las investigaciones tocantes al medio, a la administración de los recursos vivos, al desarrollo y al fomento de su explotación en el área del Caribe así como al conocimiento y a la conservación de los ecosistemas.

Sus investigaciones actuales conciernen el estudio de los ecosistemas marinos, las evaluaciones y ordenación de las pesquerías artesanal e industrial, el cultivo acuático de los moluscos, crustáceos y peces.

Sus laboratorios se ubican en Guadelupe, Guyana y Martinique y sus investigadores pueden laborar en varios laboratorios o equipos científicos de los países vecinos en el marco de convenciones bilaterales de cooperación. (Ver la lista de los laboratorios en la última página.)