

Comparaison d'un estuaire et d'un bras de mer en Guinée : abondance et richesse spécifique de l'ichtyofaune

Eric BARAN (1), Gilles POIZAT (2)

RÉSUMÉ

Afin de tester l'influence du système fluvial amont sur l'ichtyofaune estuarienne, abondance et richesse spécifique ont été suivies dans un estuaire vrai et dans une ria distante de 20 kilomètres non reliée à un fleuve. Les résultats montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre les deux systèmes estuariens pour ce qui est des abondances, des richesses spécifiques brutes ou corrigées de l'effet d'abondance. Ces descripteurs sont pourtant corrélés à des variables du milieu qui, elles, sont significativement différentes dans les deux systèmes.

On montre en outre que la richesse spécifique est un descripteur du peuplement insuffisant dans ce type de milieu ouvert.

MOTS CLÉS : Estuaires — Peuplements de poissons — Guinée.

ABSTRACT

COMPARISON BETWEEN AN ESTUARY AND A COASTAL INLET IN GUINEA: FISH ABUNDANCE AND SPECIES RICHNESS

In order to test the influence of the riverine system on the estuarine ichthyofauna, we compared abundance and species richness between an open estuary and a close inlet unconnected to any river. No significant differences are observed between the two streams either in abundance or raw or corrected from abundance species richness. However faunistic attributes were correlated with some environmental variables which are significantly different in the two systems.

We show that species richness is not suitable to characterise the community in this kind of open systems.

KEYWORDS : Estuaries — Fish communities — Guinea.

INTRODUCTION

Les estuaires constituent des milieux très productifs, utilisés par les poissons selon de multiples stratégies (DAY *et al.*, 1981). Beaucoup d'espèces — pouvant représenter jusqu'à 70 % des débarquements

des pêches commerciales dans le cas des États-Unis (McHUGH, 1976) — utilisent ces milieux, en tant que zone de reproduction, de nourricerie, de refuge, ou d'alimentation. Les peuplements d'estuaire sont ainsi constitués, outre des espèces résidentes, d'une majorité d'espèces y effectuant une partie de leur

(1) Antenne Orstom ; Laboratoire d'Écologie des eaux douces ; Bât. 403 R. d. C. Université Lyon-I, 69622 Villeurbanne Cedex, France.

(2) Laboratoire d'écologie des systèmes fluviaux ; 1, rue Parmentier, 13200 Arles, France.

cycle vital, l'autre partie s'accomplissant en mer ou en eau douce (McHUGH, 1967). Du fait de leur rôle écologique et des implications économiques, il est important de comprendre quels sont les facteurs déterminant la composition et la structure de ces peuplements de poissons d'estuaires. Il faudrait notamment distinguer le rôle des caractéristiques environnementales propres à l'estuaire, et celui des échanges avec les peuplements des écosystèmes voisins.

Compte tenu des comportements migratoires de nombreuses espèces, on peut penser que le peuplement de poissons d'un estuaire dépend des connexions temporaires ou permanentes existant entre l'estuaire et les écosystèmes amont et aval, ainsi que de l'importance de l'ensemble d'espèces présentes dans ces écosystèmes adjacents. Des études ont montré l'influence de la connexion avec la mer (ALBARET et ÉCOUTIN, 1989) et de sa taille — c'est-à-dire la largeur à l'embouchure — sur la structure du peuplement estuarien et sur son abondance (BLABER, 1985; SOGART *et al.*, 1989; AMANIEU et LASSERRE, 1982). Du côté fluvial, MARAIS (1988) observe de fortes corrélations positives entre la surface du bassin versant et l'abondance de poissons de quatorze estuaires d'Afrique du Sud, mais, selon lui, cette relation est indirecte, la surface du bassin versant influençant les caractéristiques locales par l'intermédiaire du régime hydrologique. En effet, les caractéristiques environnementales d'un estuaire sont influencées par les milieux adjacents : le régime hydrologique du fleuve et les marées déterminent les variations de salinité, de courant, de turbidité, de température et de marnage. De nombreuses études montrent que la richesse spécifique et la densité de poissons d'un estuaire varient en fonction de ces paramètres (YAÑEZ-ARANCIBIA, 1985; DAY et GRINDLEY, 1981).

À la suite des travaux sur les relations richesse spécifique-surface sur les populations de poissons dulçaquicoles (HUGUENY, 1989), on peut supposer d'un point de vue théorique que, pour un type d'estuaire donné, la richesse spécifique dans la zone estuarienne sera corrélée positivement avec la taille du fleuve, étant donné que la quantité d'espèces fluviales augmente avec cette dernière.

Dans ce contexte, la comparaison des peuplements entre un estuaire vrai et un bras de mer (ria envahie par la mer) est intéressante car on est alors en présence de systèmes semblables par leurs caractéristiques géomorphologiques, mais différents par l'existence ou non d'une connexion avec un écosystème fluvial.

Ce type d'étude a rarement été réalisé, et à notre connaissance seuls les travaux de LONERAGAN *et al.* en 1986 et 1987 offrent une comparaison de même

type entre les richesses spécifiques des rivières et de la lagune d'un même système estuarien.

Dans la zone biogéographique d'Afrique de l'Ouest, les études de populations ichtyques estuariennes sont elles-mêmes peu nombreuses et, si l'on peut citer des études approfondies en Côte d'Ivoire (DAGET et DURAND, 1968; ALBARET et ÉCOUTIN, 1989, 1990) ou en Gambie (DORR *et al.*, 1985), les connaissances sont ailleurs souvent partielles en regard de la diversité des milieux et climats côtiers dans la région. On peut citer LONGHURST (1957) en Sierra Leone, POSTEL (1959-1960) pour une première synthèse régionale, puis FAGADE et OLANIYAN (1974), WRIGHT (1986) et AMADI (1990) au Nigeria, PAULY (1975) au Ghana, ALBARET (1987) au Sénégal.

En Guinée, l'ichtyologie de la zone estuarienne n'a été abordée que par BOLTACHEV (1991). Les conditions hydroclimatologiques y sont pourtant très particulières (pluviométrie de 3 000 à 4 000 mm par an sur la côte, débits variant d'un facteur 100 entre saison sèche et humide, dessalure de toute la zone côtière) du fait de la présence du massif montagneux du Fouta Djallon et du réseau fluvial dense qui en descend.

La présente étude constitue une première analyse comparative de données récoltées dans un estuaire (la Fatale) et dans un bras de mer (le Dangara). Nous n'aborderons dans cette approche préliminaire que les variations de l'abondance et de la richesse spécifique. La première variable s'impose à l'évidence dans l'étude d'une ressource. Quant à la richesse spécifique, outre son rôle majeur dans la caractérisation d'un peuplement (à travers la diversité, l'équitabilité, ... voir à ce sujet MAGURRAN, 1983), son usage récurrent dans la problématique liée à la biodiversité (WILSON et PETER, 1988) donne à cette variable écologique une résonance aujourd'hui encore accrue.

Afin de tester la différence entre le système du bras de mer et le système estuarien du point de vue de l'abondance, de la richesse spécifique, mais aussi des paramètres du milieu, nous examinerons par le biais de régressions multiples si un « effet système » significatif peut être mis en évidence.

Enfin, nous verrons comment relier les variations observées de l'abondance et de la richesse spécifique aux variables abiotiques du milieu, de manière à en préciser les causes.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Description du milieu

L'estuaire du fleuve Fatale et le bras de mer de Dangara, ouverts tous deux sur la façade atlantique

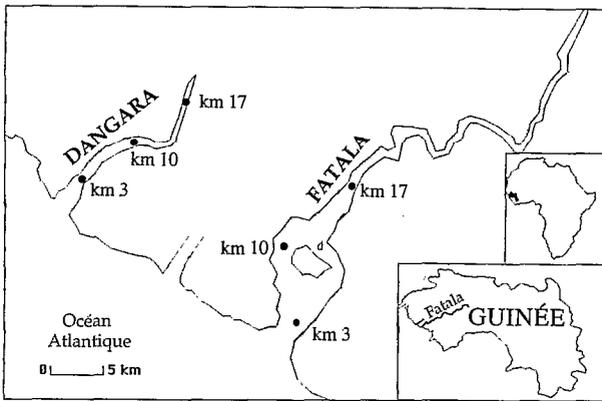


FIG. 1. — Carte de situation.
Situation map.

TABLEAU I
Principales caractéristiques du fleuve Fatale et du bras de mer de Dangara
Main characteristics of Fatale estuary and Dangara inlet

	FATALA	DANGARA
Longueur du fleuve (km)	190	30
Débit moyen annuel (m ³ /s)	149	0
Surface du bassin versant (km ²)	8 000	?
Longueur de l'estuaire (km)	60	20
Surface de l'estuaire (km ²)	56,3	15,3
Largeur à l'embouchure (m)	4 000	1 500

de la Guinée, sont distants de vingt kilomètres (fig. 1), et les caractéristiques respectives de ces deux milieux sont résumées dans le tableau I.

En outre, les berges sont partout constituées de la même végétation (palétuviers *Rhizophora* sp.; *Avicennia africana* — BERTRAND, 1993) et la nature du fond est la même (vase) à l'exception de la station

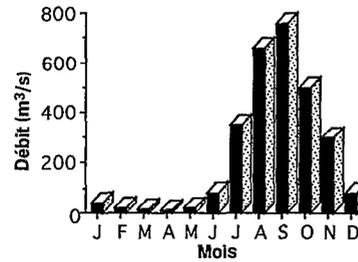


FIG. 2. — Débits moyens mensuels du fleuve Fatale.
Monthly average discharge of the Fatale river.

amont en Dangara où coexistent vase et blocs rocheux.

Les différences entre les deux milieux se situent surtout au niveau des paramètres physico-chimiques.

Compte tenu des fortes contraintes de terrain, seules les variables suivantes ont été prises en compte : profondeur, transparence (profondeur de disparition du disque de Secchi), salinité de surface, température de surface, oxygène de surface (pourcentage de saturation), marnage (différence d'amplitude entre marée haute et marée basse du jour).

En Fatale, les variations saisonnières de débit sont très importantes (de 4 à 750 m³/s entre mars et septembre, fig. 2) entraînant une importante variation des paramètres mesurés (fig. 3; nous n'avons pas représenté les variations du pourcentage de saturation en oxygène du fait de certaines données manquantes, exclues dans les régressions ultérieures sur cette variable). Ces variations sont moins marquées en Dangara, où les arrivées d'eau douce sont minimes et l'influence marine prépondérante. L'influence fluviale détermine l'amplitude du gradient amont-aval de salinité : celui-ci est également plus marqué dans la Fatale, particulièrement en saison des pluies.

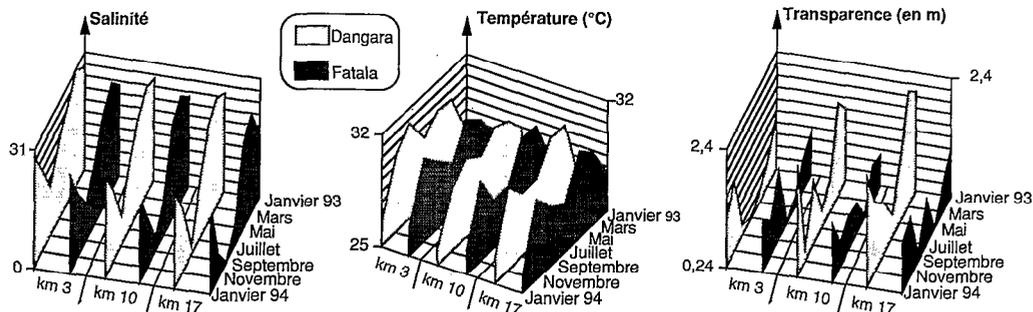


FIG. 3. — Principales caractéristiques physico-chimiques des systèmes étudiés, au cours de l'année dans les stations retenues.
Physico-chemical characteristics in the two systems, throughout the year.

Échantillonnage

L'étude comparative est basée sur les résultats de pêches effectuées à la senne tournante coulissante. Ce filet, long de 250 m sur 20 m de chute, de maille de 14 mm de côté et manœuvré par dix hommes, est semblable à celui utilisé par ALBARET et ÉCOUTIN (1990). Cette pêche active échantillonne la totalité de la colonne d'eau, en affouillant également le fond.

Nous avons, outre la variable système, retenu comme variables du plan d'échantillonnage le temps, la distance à la mer et la position du coup de pêche (berge ou chenal).

— Variable temps : la crue de saison des pluies est un phénomène dont l'effet structurant vis-à-vis des peuplements ichthyiques de milieu saumâtre en Afrique de l'Ouest est majeur (ALBARET et ÉCOUTIN, 1990; GUIRAL, 1992). On peut donc s'attendre à ce que ce phénomène saisonnier, propre ici au seul système estuarien, fasse apparaître entre les deux systèmes des variations temporelles non corrélées de l'abondance et de la richesse spécifique.

— Variable distance à la mer : en système estuarien, cet effet de la crue est davantage marqué en amont qu'en aval; d'autre part, en système de bras de mer, le confinement croissant vers l'amont joue un rôle reconnu au niveau de la faune benthique (diminution de la richesse spécifique, de la biomasse, de la production, augmentation de la densité; cf. GUELORGET et PERTUISOT, 1983), et la faune benthique est dans ces milieux de mangrove une ressource trophique essentielle de l'ichtyofaune (LONGHURST, 1960), pouvant influencer sa distribution.

— Variable position : en milieu dulçaquicole, les berges constituent un habitat favorable aux juvéniles, où l'abondance moyenne en poissons est par conséquent supérieure à celle du chenal (PONT et PERSAT, 1990); par ailleurs, la mangrove en tant que formation rivulaire joue également un rôle positif vis-à-vis de l'abondance et de la richesse spécifique de l'ichtyofaune (THAYER *et al.*, 1987; SASEKUMAR *et al.*, 1992); nous avons donc effectué en chaque site, chaque fois que cela était possible, une pêche à la rive et une pêche au chenal afin de tenir compte de la diversité locale des habitats.

Cette étude a été menée simultanément dans l'estuaire et dans le bras de mer, selon un rythme bimensuel, entre janvier 1993 et février 1994 (sept campagnes de pêche).

Dans chacun des deux milieux, trois stations situées à 3, 10 et 17 km de l'embouchure ont été échantillonnées, à raison de deux coups de pêche dans chacune des six stations, l'un près du bord (profondeur minimale 2 m) et l'autre au milieu du chenal.

TABLEAU II

Échantillonnage à la senne tournante : nombre de coups par système, par mois et par distance à l'embouchure
Sampling with purse seine: number of unit efforts per system, per month and per distance to the sea

Système	DANGARA			FATALA		
	3	10	17	3	10	17
Janvier 93	2	2	2	1	1	2
Mars	2	2	2	2	1	2
Mai	2	2	2	2	2	2
Juillet	2	2	2	2	2	2
Septembre	1	2	1	1	2	2
Novembre	1	2	2	2	2	2
Janvier 94	2	2	2	2	2	2

Compte tenu des difficultés rencontrées, le plan d'échantillonnage effectivement réalisé est donné dans le tableau II.

L'unité standard de l'effort d'échantillonnage est le coup de pêche.

RÉSULTATS

Variables du milieu

Une analyse de la répartition des données pour chacune des variables continues du milieu a permis de voir que les histogrammes formés étaient tous unimodaux et qu'il n'était donc pas nécessaire de transformer les données avant régression.

L'examen du tableau III permet de voir que les variables explicatives retenues sont peu dépendantes les unes des autres. La transparence est liée au marnage dans la mesure où les grandes marées remettent en suspension le sédiment vaseux. Elle est aussi corrélée positivement à la température car en saison des pluies — saison fraîche — les forts débits augmentent la turbidité.

MISE EN ÉVIDENCE D'UN EFFET SYSTÈME AU NIVEAU DES VARIABLES DU MILIEU

Une régression multiple effectuée sur chacune de ces variables de milieu en fonction des variables du plan d'échantillonnage montre (tabl. IV) que la variable «système» a un effet significatif vis-à-vis de cinq variables du milieu sur six, ce qui renforce l'intérêt de la comparaison bras de mer/estuaire. La différence de débit fluvial entre les deux systèmes est le principal facteur qui puisse expliquer cet effet, le débit agissant sur la salinité, sur la transparence, sur la température de l'eau — l'eau fluviale est plus froide — et sur le marnage (un fort débit amplifie le marnage).

TABLEAU III

Significativité des coefficients de corrélation linéaire entre les variables du milieu retenues. Les valeurs en gras indiquent une relation significative (au seuil de 5 %) entre variables. Dans ce cas le sens de la corrélation est indiqué entre parenthèses
Significance levels of linear correlation coefficients between environmental variables. Values indicate the probability that $R = 0$. Bolded values show a significant relationship ($\alpha = 0.05$) among variables. The sign of significant correlations is indicated in brackets

	Profondeur	Transparence	Température	Salinité	% saturation O ₂
Transparence	0,384				
Température	0,822	0,007 (-)			
Salinité	0,644	0,290	0,036 (+)		
% saturation O ₂	0,875	0,318	0,071	0,056	0,427
Marnage	0,110	0,001 (-)	0,419	0,175	0,427

TABLEAU IV

Significativité des coefficients de corrélation linéaires entre les variables du milieu et les variables du plan d'échantillonnage. Les valeurs indiquent la probabilité d'erreur associée au rejet de l'hypothèse H₀.
 Les valeurs en gras indiquent donc une relation significative (au seuil de 5 %) entre variables explicatives et variables expliquées
*Significance levels of linear correlation coefficients between environmental variables and sampling design variables. Values indicate the probability that $R = 0$.
 Bolded values show a significant relationship ($\alpha = 0.05$) between dependant and independant variables*

Variable expliquée	% de variance expliquée par le modèle	Variable explicative			
		Système	Mois	Distance	Position
Transparence	0,533	<10 ⁻³	<10 ⁻³	0,004	0,494
Salinité de surface	0,920	<10 ⁻³	<10 ⁻³	<10 ⁻³	0,620
Température de surface	0,874	0,008	<10 ⁻³	0,395	0,184
Oxygène de surface	0,685	0,517	<10 ⁻³	0,023	0,719
Marnage	0,545	0,036	<10 ⁻³	0,921	0,713

On constate également l'importance de l'effet temporel (variable « mois ») et, dans une moindre mesure, de l'effet distance à la mer. Par contre la position du lieu de pêche (rive ou chenal) n'a aucun effet significatif sur les variables du milieu retenues.

Dans tous les cas, la part de variance expliquée par l'équation de régression (coefficient de détermination) est supérieure à 50 %.

Variables du peuplement

Au cours de l'échantillonnage, 14 675 individus ont été capturés, pour une biomasse totale de 563 kg. Cinquante espèces ont été trouvées en Fatala, 47 en Dangara, et 37 étaient communes aux deux systèmes.

La distribution de l'abondance brute par coup de pêche et des richesses spécifiques en fonction du mois et de la distance à la mer est donnée figure 4. On observe pour ces deux variables des valeurs maximales en janvier, minimales en septembre, et décroissantes de l'aval vers l'amont. La différence

entre Dangara et Fatala n'est pas perceptible à ce niveau.

L'examen des distributions par classe des abondances moyennes par coup (fig. 5) indique la nécessité de faire subir aux données une transformation logarithmique afin de stabiliser la variance et de normaliser la distribution (DAGNELIE, 1975; KIMURA, 1981). C'est cette même transformation appliquée aux données de richesse spécifique qui permet d'obtenir des relations linéaires entre les deux variables. Dans ce qui suit, les régressions seront donc calculées sur la base du logarithme népérien de l'abondance et de la richesse spécifique.

INTERCORRÉLATIONS ENTRE VARIABLES DU PEUPLEMENT

La richesse spécifique étant une fonction croissante asymptotique du nombre d'individus capturés (fonction réciproque de la fonction de distribution du nombre d'individus par espèce, explicitée par PRESTON en 1948), nous avons ici effectué la régression entre le logarithme népérien de la richesse spécifique

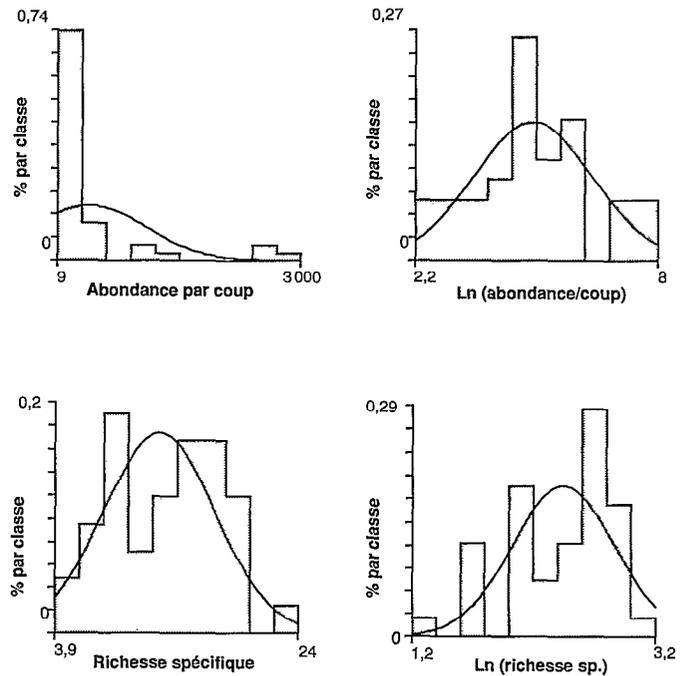
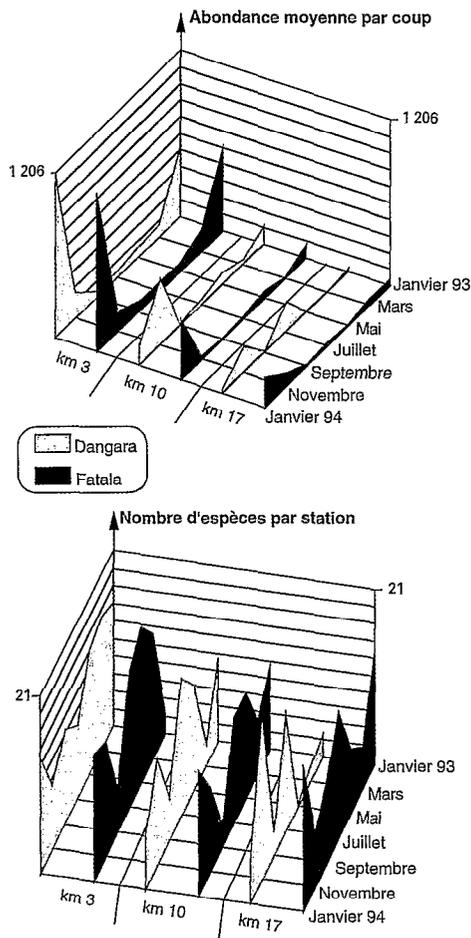


FIG. 5. — Distribution des abondances et des richesses spécifiques par classe, avant et après normalisation.
Abundance and species richness distributions before and after log-transformation.

FIG. 4. — Abondance et richesse spécifique en Dangara et Fatala au cours de l'année dans les stations retenues.
Abundance and species richness in the Dangara inlet and in the Fatala estuary throughout the year.

et celui de l'abondance (fig. 6). La relation entre abondance et richesse spécifique est hautement significative.

REGROUPEMENT DES COUPS DE BERGE ET DES COUPS DE CHENAL

La courbe précédente montre que l'estimation de la richesse spécifique est surestimée en deçà de $\text{Ln}(N) = 3 \iff N = 20$; ceci conduit à envisager un regroupement des coups de berge et de chenal afin d'obtenir des abondances par unité de pêche suffisantes pour ne pas biaiser l'étude de la richesse spécifique.

On a comparé par analyse en composantes principales les coups donnés respectivement à la berge et dans le chenal, sur la base des abondances et des richesses spécifiques. L'analyse révèle que la variabilité intra-position représente 97,2 % de la variance

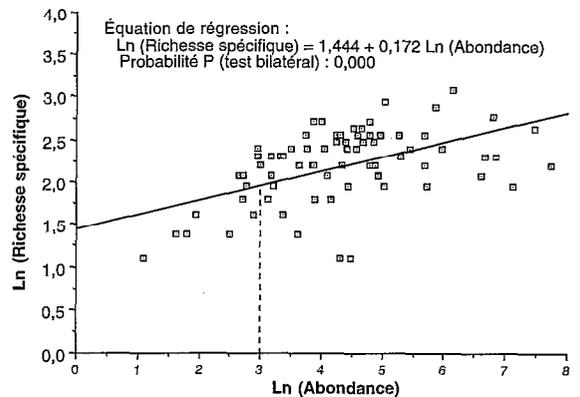


FIG. 6. — Richesse spécifique en fonction de l'abondance (après transformation logarithmique).
Species Richness versus Abundance (data log-transformed).

TABLEAU V

Significativité des coefficients de corrélation linéaire entre abondance, richesse spécifique (après transformation logarithmique) et les variables du plan d'échantillonnage. Les valeurs indiquent la probabilité d'erreur associée au rejet de l'hypothèse H₀. Les valeurs en gras indiquent donc une relation significative (au seuil de 5 %) entre variables explicatives et expliquées

Significance levels of linear correlation coefficients between environmental variables and sampling design variables. Values indicate the probability that $R = 0$. Bolded values show a significant relationship ($\alpha = 0.05$) between dependant and independant variables

Variable expliquée	% de variance expliquée par le modèle	Variable explicative			Interaction
		Système	Mois	Distance à la mer	
Ln (Abondance par coup)	72,1	0,996	0,001	0,000	Mois*Système : 0,150 Mois*Distance : 0,266 Système*Distance : 0,259 Mois*Système*Distance : 0,963
	78,3	0,996	0,001	0,001	
	64,2	0,996	0,001	0,001	
	67,8	0,997	0,010	0,005	
Ln (Richesse sp.)	40,6	0,123	0,213	0,067	

totale expliquée, c'est-à-dire que la variance due à l'effet « position » ne représente que 2,8 % de cette variance totale. Ceci autorise un regroupement des coups donnés à la berge et dans le chenal.

Pour ce qui est des paramètres du milieu, le tableau III indique clairement que l'effet position n'est pas significatif; ceci ajouté à la concomitance des coups de berge et de chenal (donnés en général à 40 mn d'intervalle) autorise à faire la moyenne des paramètres mesurés en chaque station.

Il en résulte un nouveau tableau de données dans lequel les abondances, richesses spécifiques et paramètres du milieu ont été pris en compte par station (combinaison unique système/mois/distance à la mer); c'est sur ce tableau qu'a été menée la suite des analyses.

MISE EN ÉVIDENCE D'UN EFFET SYSTÈME AU NIVEAU DES VARIABLES DU PEUPLEMENT

Variation spatio-temporelle de l'abondance et de la richesse spécifique par coup de pêche

On peut, de l'examen du tableau V, conclure qu'il n'existe pas de corrélation significative au seuil $\alpha = 0,05$ entre le logarithme de l'abondance et le système, c'est-à-dire que l'analyse ne révèle pas de différence significative, au risque de 5 %, entre le bras de mer et l'estuaire en ce qui concerne les variations d'abondance.

Seules les variables mois et distance à la mer ont un effet significatif sur la régression, ce qui confirme les observations faites sur la figure 4. Ces deux variables expliquent ici 60,8 % de la variance sur l'abondance par coup.

Par contre l'examen des interactions entre les différentes variables du plan d'échantillonnage (en cas d'effets non additifs des variables entre elles) ne

révèle aucune corrélation significative entre l'une des interactions possibles et le logarithme népérien de l'abondance.

Par ailleurs, compte tenu du plan d'échantillonnage incomplet en certaines stations (un coup de pêche au lieu de deux), on a calculé pour ces stations, d'après la relation énoncée fig. 6), la richesse spécifique théoriquement rencontrée si l'abondance avait été double, l'écart au modèle étant conservé. C'est cette richesse corrigée (en 7 stations sur 42) qui a été intégrée aux calculs de régression.

La régression multiple indique qu'il n'existe, au seuil $\alpha = 0,05$, aucune corrélation significative entre le logarithme népérien de la richesse spécifique et les variables du plan d'échantillonnage (tabl. V). Ainsi, au risque de 5 %, on peut dire qu'il n'y a pas d'effet système sur la richesse spécifique.

Il existe donc une corrélation significative entre le nombre d'espèces et l'abondance (cf. fig. 6), entre l'abondance et le mois, entre l'abondance et la distance à la mer (cf. tabl. V) mais pas entre la richesse spécifique et ces variables.

En aucun cas on ne relève d'effet système au niveau des variables Abondance et Richesse spécifique.

Une analyse portant sur les coups doubles uniquement, à l'exclusion des données relatives aux coups simples, conduit aux mêmes interprétations.

Compte tenu du rôle particulier de quatre espèces dans le peuplement (poissons pélagiques en bancs, représentant 6,9 % des espèces et 77 % de l'abondance), on a refait la même analyse sur un peuplement dont étaient exclues ces quatre espèces dominantes; l'analyse conduit aux mêmes résultats que précédemment; l'absence d'effet système n'est donc pas un phénomène imputable aux seules espèces dominantes.

TABLEAU VI

Coefficients de corrélation linéaire entre le log. népérien de l'abondance et les variables du plan d'échantillonnage. Les probabilités d'erreur P associées au rejet de l'hypothèse H_0 sont notées en gras lorsqu'elles indiquent une relation significative (au seuil de 5 %) entre variables explicatives et expliquées *Linear correlation coefficients between abundance (log-transformed) and sampling design variables. Bolded significance levels P show a significant relation ($\alpha = 0.05$) between dependant and independant variables*

	Coefficient	Probabilité P
Profondeur	0,176	0,141
Transparence	-0,988	0,012
Température	-0,625	0,000
Salinité	0,107	0,001
% saturation O ₂	0,035	0,023
Marnage	0,745	0,072

TABLEAU VII

Coefficients de corrélation linéaire entre le log. népérien de la richesse spécifique et les variables du plan d'échantillonnage. Les probabilités d'erreur P associées au rejet de l'hypothèse H_0 sont notées en gras lorsqu'elles indiquent une relation significative (au seuil de 5 %) entre variables explicatives et expliquées *Linear correlation coefficients between species richness (log-transformed) and sampling design variables. Bolded significance levels P show a significant relation ($\alpha = 0.05$) between dependant and independant variables*

	Coefficient	Probabilité P
Profondeur	0,062	0,080
Transparence	-0,54	0,000
Température	-0,143	0,001
Salinité	0,016	0,056
% saturation O ₂	0,005	0,262
Marnage	0,165	0,171

TABLEAU VIII

Comparaison des valeurs moyennes de variables du milieu dans chaque système et conséquences sur l'abondance et la richesse spécifique d'après les régressions calculées

(F = Fatała; D = Dangara)

Comparisons between average values of environmental variables and consequences on abundance and species richness according to above regressions (F = Fatała; D = Dangara).

	Moyenne de la variable	Conséquence sur l'abondance A	Conséquence sur la richesse spécifique R
Profondeur Z	$Z_F > Z_D$	-	$R_F > R_D$
Transparence T	$T_F < T_D$	$A_F > A_D$	$R_F > R_D$
Température T°	-	-	-
Salinité S	$S_F < S_D$	$A_F < A_D$	$R_F < R_D$
Oxygène O	-	-	-
Marnage M	-	-	-

Variation spatio-temporelle de la richesse spécifique corrigée de l'effet abondance

On a effectué ici la régression des résidus de la régression (Richesse spécifique = f[Abondance]) en fonction des variables du milieu. Ces résidus traduisent l'écart de la richesse spécifique au modèle liant à l'abondance; ils correspondent donc aux valeurs prises par la richesse spécifique une fois extrait l'effet de l'abondance.

Ainsi la régression multiple n'indique aucune corrélation significative, au seuil de 5 %, entre la richesse spécifique par station — corrigée de l'effet abondance — et les variables du plan d'échantillonnage.

CORRÉLATION ENTRE VARIABLES DU PEUPEMENT ET VARIABLES DU MILIEU

On constate (tabl. VI) une corrélation significative, au seuil de 5 %, du logarithme népérien de

l'abondance avec la transparence et la température (relation négative), ainsi qu'avec la salinité et le pourcentage de saturation en oxygène (relation positive).

La régression multiple met d'autre part en évidence (tabl. VII) une corrélation significative, au seuil de 5 %, du logarithme népérien de la richesse spécifique avec la transparence et la température (relation négative), ainsi qu'avec la profondeur et la salinité (relation positive).

Les corrélations significatives au seuil de 5 % entre les différentes variables prises en compte sont résumées figure 7.

Dans le cas considéré ici, les variables mésologiques ont donc des effets opposés sur l'abondance et la richesse spécifique, comme le résume le tableau VIII. C'est ce phénomène qui peut expliquer l'absence d'effet système visible au niveau des variables du peuplement, alors qu'il est présent au niveau des facteurs du milieu.

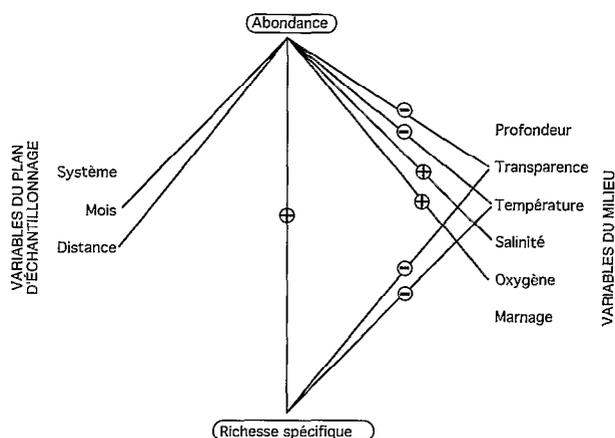


FIG. 7. — Relations entre descripteurs du peuplement et variables du milieu ou du plan d'échantillonnage.
Relationships between community attributes and environmental or sampling design variables.

DISCUSSION

Les résultats obtenus indiquent, au risque de 5 %, qu'il n'y a pas de différence significative entre l'abondance ou la richesse spécifique de l'ichtyofaune dans l'un et l'autre système.

En revanche abondance et richesse spécifique sont corrélées significativement à certains paramètres physico-chimiques du milieu, et un effet système se manifeste au niveau de ces derniers paramètres.

Cette contradiction peut s'expliquer par des effets antagonistes des variables mésologiques sur les variables du peuplement, avec une résultante telle que l'effet système n'est plus perceptible dans les variations de l'abondance et du nombre d'espèces.

L'examen des corrélations entre les variables du peuplement et celles du milieu peut permettre de préciser de quelle manière certaines variables influent sur l'abondance et la richesse spécifique.

Ainsi la turbidité est un facteur dont le rôle vis-à-vis de l'ichtyofaune et particulièrement vis-à-vis des juvéniles est reconnu (BLABER et BLABER, 1980; CYRUS et BLABER, 1987).

Différents facteurs peuvent concourir à expliquer la corrélation négative entre transparence et abondance ou richesse spécifique.

Ainsi une augmentation de la transparence est corrélée négativement à la présence de juvéniles, du fait d'une pression de prédation accrue (CYRUS et BLABER, 1987); l'abondance absolue, très liée à la quantité de juvéniles, sera de ce fait moindre en eau claire.

Elle est également corrélée négativement à la présence de zooplancton (ZETTLER et CARTER, 1986; MINER et STEIN, 1993); ceci peut expliquer une présence de pélagiques filtreurs également moindre en eau claire. Or ce groupe comprend en Guinée trois espèces (*Ilisha africana*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Ethmalosa fimbriata*) qui constituent 52 % de l'abondance totale, et dont la présence ou non influence nettement la quantité de poissons pêchée en une station.

L'augmentation de la transparence a pour autre effet de favoriser la formation de bancs chez certaines espèces ou juvéniles (GREGORY, 1993; ABOU-SEEDO *et al.*, 1990); ce phénomène de fortes concentrations d'une espèce donnée peut contribuer à expliquer le fait que l'abondance et la richesse spécifique ne soient ici pas corrélées.

Enfin cette transparence accrue rend l'engin de pêche davantage visible par le poisson, augmentant l'évitement, donc diminue l'abondance par coup de pêche. De plus, compte tenu de la forte proportion relative de quelques espèces (petits pélagiques, poisson-fourrage), le nombre total d'espèces dépend surtout des prédateurs présents; or ceux-ci, rapides et de grande taille, ont le taux d'évitement le plus élevé. La clarté de l'eau peut ainsi agir, par ce biais, sur la richesse spécifique.

On constate par ailleurs un effet positif de la profondeur sur la richesse spécifique; cet effet a été constaté par SOGARD *et al.* (1987) sur des peuplements d'herbiers en Floride, et expliqué par une plus forte amplitude de variation des paramètres physico-chimiques (d'où un stress plus important) à faible profondeur; par contre le regroupement de juvéniles dans ces zones (CYRUS et BLABER, 1987) peut se traduire par une augmentation de l'abondance si l'engin permet de capturer ces derniers, ce qui n'était pas le cas ici du fait de la taille des mailles.

Le facteur température est généralement considéré comme ayant peu d'effet sur les peuplements estuariens de milieu tropical du fait de la faible amplitude des variations (LOWE-McCONNELL, 1987; WOOTTON, 1990); cependant, la corrélation constatée dans nos données ne traduit pas nécessairement une causalité car la baisse de température est concomitante à la saison des pluies et donc à la dessalure dont les effets, eux, sont majeurs sur le système estuarien.

Le pourcentage de saturation en oxygène présente une corrélation positive avec l'abondance et la richesse spécifique, ce qui est naturel dans la mesure où les concentrations en O₂ dans le milieu considéré sont comprises entre 7,9 et 4,6 mg/l, et que cette dernière valeur est limitante pour de nombreuses espèces de poissons (WOOTTON, 1990).

Enfin les résultats relatifs à la corrélation entre richesse spécifique et salinité s'inscrivent dans un

ensemble de données contradictoires sur ce chapitre. En effet, à l'exclusion des cas où la gamme de variation de ce paramètre est très faible, n'entraînant pas de variations significatives de richesse spécifique (LITTLE *et al.*, 1988), certaines études menées dans le même type de milieu concluent à une relation positive (LONERAGAN et POTTER, 1990; LONERAGAN *et al.*, 1986) et d'autres à une relation négative (PETERSON et ROSS, 1991). ALBARET et ÉCOUTIN (1990) démontrent l'existence en lagune de Côte d'Ivoire « d'un groupe d'espèces [estuariennes] qui constituent grâce à leurs performances écophysologiques une base permanente de peuplement », base euryèce à laquelle se joignent des espèces d'origine marine ou continentale selon les conditions hydrologiques saisonnières. La fraction de ces espèces thalassiques ou continentales qui se rencontrent temporairement en estuaire est variable selon les milieux (LONERAGAN *et al.*, 1989; POTTER *et al.*, 1990) et les latitudes (McDOWALL, 1985). On peut donc tenter d'expliquer ces relations contradictoires entre la richesse spécifique et la salinité par la présence à la fois d'espèces euryhalines (relation nulle) et d'espèces « exogènes ».

Ainsi l'existence de corrélations significatives entre variables mésologiques et système, mois ou distance à la mer exclut l'explication selon laquelle les variations hydrochimiques sont ressenties de la même façon dans les deux systèmes.

Or l'effet système ne s'exprime pas au niveau de l'abondance et de la richesse spécifique.

À ce stade, deux explications sont possibles : 1) le peuplement est similaire dans les deux systèmes, ou 2) le peuplement est différent dans les deux milieux, mais les paramètres retenus ici pour le caractériser ne permettent pas de percevoir la différence.

Afin d'apporter une réponse à cette question, nous avons réexaminé les données sur la base des abondances de chaque espèce en chaque station. Une analyse factorielle des correspondances a été effectuée sur le tableau [Espèces*Stations], et l'on a représenté le plan factoriel des stations. Sur celui-ci (fig. 8; axes factoriels 3 et 4) on constate que :

— en saison sèche, les stations d'aval (5D3 et 5F3) sont très proches, ce qui traduit la similitude de leurs peuplements respectifs; par contre la similitude est faible dans les stations d'amont (5D17 et 5F17).

— en saison des pluies, les peuplements de l'un et l'autre bras sont différents dans les stations situées en aval (9D3 et 9F3) et très dissemblables dans les stations localisées en amont (9D17 et 9D3) à la fois sur l'un et l'autre axe factoriel.

La richesse spécifique se révèle donc être un descripteur insuffisamment précis pour refléter les variations du peuplement dans un milieu si variable. En

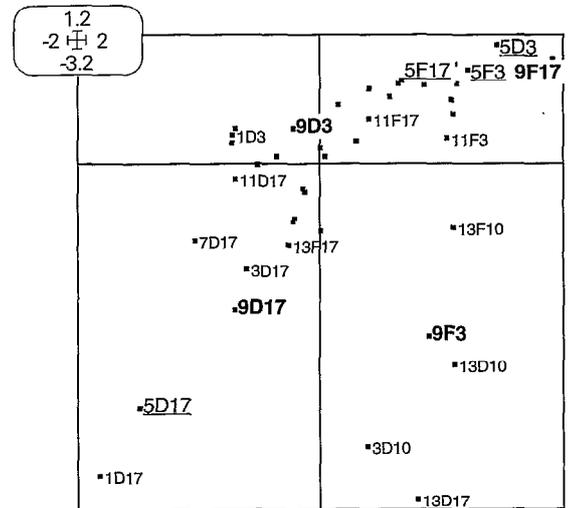


FIG. 8. — Plan factoriel simplifié de l'analyse des correspondances sur le peuplement de chaque système en saison des pluies et en saison sèche
Par souci de lisibilité nous n'avons gardé que les stations extrêmes (km 3 et 17)

Les stations sont notées **axb** avec :

a = mois (5 pour mai, 9 pour septembre)

X = système (D pour Dangara, F pour Fatale)

b = distance à la mer en km

Les stations de saison sèche figurent en caractères soulignés, celles de saison des pluies en caractères gras simples

*Simplified F1*F2 plane of the correspondence analysis processed on each system community during rainy season and dry season
For readability of the graphic we only have shown extreme sites (km 3 and 17)*

Sites are indicated as **axb** with :

a = month (5 for May, 9 for September)

X = system (D for Dangara, F for Fatale)

b = distance to the sea (km)

Dry season sites are underlined, rainy season sites are bolded

effet les milieux estuariens représentent un cas où, du fait de l'importance des échanges avec les écosystèmes adjacents (et particulièrement avec le milieu marin), il peut y avoir succession d'espèces par un processus de migrations séquentielles suivant les saisons sans que ne varie la richesse spécifique. Ce processus de « compensation spécifique », évoqué par BELL *et al.* (1984) en Australie, LITTLE *et al.* (1988) au Kenya, a été détaillé dans DEEGAN et THOMPSON (1985). Il se rencontre chez les principaux groupes animaux présents en milieu saumâtre (GUIRAL, 1992).

Ces résultats mettent également en évidence le fait que malgré la crue et l'extension du système fluvial amont, l'apport d'espèces d'origine continentale est quantitativement trop faible pour créer sur la zone

estuarienne étudiée une différence significative de richesse spécifique avec le bras de mer. Il faut cependant noter que l'on se trouve ici dans une partie presque toujours saumâtre de l'estuaire (à l'exception de la station du km 17 en Fatala, en eau douce au mois de septembre), ce qui exclut les espèces dulçaquicoles strictes présentes plus en amont dans le système « Fatala ».

À ce niveau reste à déterminer si la compensation spécifique est le fait d'une « translation » du milieu mixohalin de l'amont vers l'aval en saison des pluies (les espèces continentales remplaçant, en un lieu donné, les espèces thalassiques) ou si elle résulte d'un remplacement à l'intérieur même du groupe d'espèces d'origine thalassique, les espèces euryèces pre-

nant en saison des pluies la place des espèces à affinité marine plus stricte.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M. B. Hugué pour ses conseils et ses commentaires; nos remerciements vont également à MM. Y. H. Camara, I. Camara, B. Diallo, R. K. Manet, A. Sidibe et S. Soumah pour leurs contributions au travail de terrain et de laboratoire.

Ce travail a été réalisé en Guinée au sein du Département pêche continentale du Centre national des sciences halieutiques de Boussoua (CNSHB).

Manuscrit accepté par le Comité de Rédaction le 10 février 1995

RÉFÉRENCES

- ABOU-SEEDO (F.), CLAYTON (D. A.), WRIGHT (J. M.), 1990. — Tidal and turbidity effects on the shallow-water fish assemblage of Kuwait bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 65 : 213-223.
- ALBARET (J. J.), 1987. — Les peuplements de poissons de la Casamance (Sénégal) en période de sécheresse. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 20 (3-4) : 291-310.
- ALBARET (J. J.), ÉCOUTIN (J. M.), 1989. — Communication mer-lagune : impact d'une réouverture sur l'ichtyofaune de la lagune Ebrié (Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 22 (1) : 71-81.
- ALBARET (J. J.), ÉCOUTIN (J. M.), 1990. — Influence des saisons et des variations climatiques sur les peuplements de poissons d'une lagune tropicale en Afrique de l'Ouest. *Acta Oecologica*, 11 (4) : 557-583.
- AMADI (A. A.), 1990. — A comparative ecology of estuaries in Nigeria. *Hydrobiologia*, 208 : 27-38.
- AMANIEU (M.), LASSERRE (G.), 1982. — Organisation et évolution des peuplements lagunaires. Actes du Symposium sur les lagunes côtières, S.C.O.R./I.A.B.O./Unesco, Bordeaux, 8-14 septembre 1981, *Oceanol. Acta* : 201-213.
- BELL (J. D.), POLLAR (D. A.), BURCHMORE (J. J.), PEASE (B. C.), MIDDLE, 1984. — Structure of a fish community in a temperate tidal mangrove creek in Botany bay, New South Wales Aust. *J. Mar. Freshw. Res.*, 35 : 33-46.
- BERTRAND (F.), 1993. — *Contribution à l'étude de l'environnement et de la dynamique des mangroves de Guinée. Données de terrain et apport de la télédétection*. Paris, Orstom, coll. Études et Thèses, 201 p.
- BLABER (S. J. M.), 1985. — «The ecology of fishes of estuaries and lagoons of the Indo-Pacific with particular reference to southeast Africa». In YANEZ-ARANCIBIA (A.) éd. : *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons*, Editorial Universitaria, Mexico : 247-277.
- BLABER (S. J. M.), BLABER (T. G.), 1980. — Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish Biol.*, 17 : 143-162.
- BOLTACHEV (A. R.), 1991. — Composition spécifique de l'ichtyofaune des estuaires mangroviens de Guinée. *Questions d'ichtyologie*, tome 31, 2 (en russe) : 195-201.
- CHESEL (D.), DOLEDEC (S.), 1992. — *ADE Version 3.7 : HyperCard © Stacks and Programme library for the Analysis of Environmental Data*. 9 fasc. (in french). Ura CNRS 1451, Université Lyon-1, 820 p.
- CYRUS (D. P.), BLABER (S. J. M.), 1987. — The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at Lake St. Lucia on the southeastern coast of Africa. *Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 109 : 53-70.
- DAGET (J.), DURAND (J. R.), 1968. — Étude du peuplement de poissons d'un milieu saumâtre, poikilo-halin : la baie de Cocody en Côte-d'Ivoire. *Cah. Orstom, sér. Hydrobiol.*, 11 (2) : 91-111.
- DAGNELIE (P.), 1975. — *Théorie et méthodes statistiques*, tome II. Les Presses Agronomiques de Gembloux, 463 p.
- DAY (J. H.), BLABER (S. J. M.), WALLACE (J. H.), 1981. — «Estuarine fishes». In DAY (J. H.) : *Estuarine ecology with particular reference to South Africa*. Rotterdam, Balkema : 197-222.

- DAY (J. H.), GRINDLEY (J. R.), 1981. — The estuarine ecosystem and environmental constraints. In DAY (J. H.): *Estuarine ecology with particular reference to South Africa*. Rotterdam, Balkema : 345-373.
- DEEGAN (L. A.), THOMPSON (B. A.), 1985. — «The ecology of fish communities in the Mississippi river deltaic plain». In YANEZ-ARANCIBIA (A.) : 35-56.
- DORR (J. A.), SCHNEEBERGER (P. J.), TIN (H. T.), FLATH (L. E.), 1985. — *Studies on adult, juvenile and larval fishes of the Gambia river, West Africa, 1983-1984*. Report n° 11, The University of Michigan.
- FAGADE (S. O.), OLANIYAN (C. I. O.), 1974. — Seasonal distribution of the fish fauna of the Lagos Lagoon. *Bulletin de l'I.F.A.N.*, 34 A, 1 : 244-252.
- GREGORY (R. S.), 1993. — Effect to turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50 : 241-246.
- GUELORGET (O.), PERTHUISOT (J. P.), 1983. — *Le domaine paralique*. Presses de l'E. N. Sup., Paris.
- GUIRAL (D.), 1992. — L'instabilité physique, facteur d'organisation et de structuration d'un écosystème tropical saumâtre peu profond : la lagune Ébrié. *Vie, milieu*, 42 (2) : 73-92.
- HUGUENY (B.), 1989. — West African rivers as biogeographic islands : species richness of fish communities. *Oecologia*, 79 : 236-243.
- KIMURA (D. K.), 1981. — Standardized measures of relative abundance based on modelling log (c.p.u.e.) and their application to Pacific Ocean perch (*Sebastes alutus*). *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 39 : 211-218.
- LITTLE (M. C.), REAY (P. J.), GROVE (S. J.), 1988. — The fish community of an East African mangrove creek. *J. Fish Biol.*, 32 : 729-747.
- LONERAGAN (N. R.), POTTER (I. C.), 1990. — Factors influencing community structure and distribution of different life-cycle categories of fishes in shallow waters of a large Australian estuary. *Mar. Biol.*, 106 : 25-37.
- LONERAGAN (N. R.), POTTER (I. C.), LENANTON (R. C. J.), CAPUTI (N.), 1986. — Spatial and seasonal differences in the fish fauna in the shallows of a large Australian estuary. *Mar. Biol.*, 92 : 575-586.
- LONERAGAN (N. R.), POTTER (I. C.), LENANTON (R. C. J.), CAPUTI (N.), 1987. — Influence of environmental variables on the fish fauna of the deeper waters of a large Australian estuary. *Mar. Biol.*, 94 : 631-641.
- LONERAGAN (N. R.), POTTER (I. C.), LENANTON (R. C. J.), 1989. — Influence of site, season and year on contributions made by marine, estuarine, diadromous and freshwater species to the fish fauna of temperate Australian estuary. *Marine Biology*, 103 : 461-479.
- LONGHURST (A. R.), 1960. — A summary of the food of west african demersal fish. *Bulletin de l'I.F.A.N.*, 1 : 276-282.
- LONGHURST (A. R.), 1957. — The food of the demersal fish of a west african estuary. *Journal of Animal Ecology*, 26 : 369-387.
- LOWE-McCONNELL (R. H.), 1987. — *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge, 369 p.
- MAGURRAN (A. E.), 1983. — *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm (Ed), London, 167 p.
- MARAIS (J. F. K.), 1988. — Some factors that influence fish abundance in south African estuaries. *S. Afr. J. mar. Sci.*, 6 : 67-77.
- McDOWALL (R. M.), 1985. — River estuaries in the life cycles of New Zealand fish species. In YANEZ-ARANCIBIA (A.) : 557-571.
- McHUGH (J. L.), 1967. — «Estuarine nekton». In G. H. Lauff (Ed.) : *Estuaries. Amer. Assoc. Adv. Sci., Spec. Publ.* 83 : 581-619.
- McHUGH (J. L.), 1976. — «Estuarine fisheries : are they doomed?». 15-25. In W. L. WILEY (éd.) : *Estuarine processes* vol. 1, Academic Press Inc., New York : 15-25.
- MINER (J. G.), STEIN (R. A.), 1993. — Interactive influence of turbidity and light on larval bluegill (*Lepomis macrochirus*) foraging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50 : 781-788.
- PAULY (D.), 1975. — On the ecology a small West-African lagoon. *Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch*, 24 (1) : 46-62.
- PETERSON (M. S.), ROSS (S. T.), 1991. — Dynamic of littoral fishes and decapods along a coastal river-estuarine gradient. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 33 : 467-483.
- PONT (D.), PERSAT (H.) 1990. — Spatial variability of fish community in major central European regulated rivers. Symp. on Floodplain Rivers, April 9-11, 1990, Baton-Rouge, Louisiana, USA.
- POSTEL (E.), 1959-1960. — Liste commentée des poissons signalés dans l'Atlantique tropico-oriental nord, du Cap Spartel au Cap Roxo, suivie d'un bref aperçu sur leur répartition bathymétrique et géographique. *Bull. de la Soc. Scien. de Bretagne*, fasc. 1-2 : 131-143 ; fasc. 3-4 : 241-267.
- POTTER (I.), BECKLEY (L. E.), WHITFIELD (A. K.), LENANTON (R. C. J.), 1990. — Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate western Australia and southern Africa. *Env. Biol. Fish.*, 28 : 143-178.
- PRESTON (F. W.), 1948. — The commonness and rarity of species. *Ecology*, 29 : 254-283.
- SASEKUMAR (A.), CHONG (V. C.), LEH (M. U.), D'CRUZ (R.), 1992. — Mangroves as a habitat for fish and prawns. *Hydrobiologia*, 247 : 195-207.
- SOGARD (S. M.), POWELL (G. V. N.), HOLMQUIST (J. G.), 1987. — Epibenthic fish communities on Florida bay banks : relations with physical parameters and seagrass cover. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 40 : 25-39.

- SOGART (S. M.), POWELL (G. V. N.), HOLMQUIST (J. G.), 1989. — Utilization by fishes of shallow, seagrass-covered banks in Florida bay : I. — Species comparison and spatial heterogeneity. *Env. Biol. Fish.*, 24 (1) : 53-65.
- SYSTAT, 1992. — *Statistics, version 5.2 Edition*. Evanston, IL : SYSTAT, Inc., 724 p.
- THAYER (G. W.), COLBY (D. R.), HETTLER Jr. (W. F.), 1987. — Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35 : 25-38.
- WILSON (E. O.), PETER (F.M.), 1988. — *Biodiversity*. National Academy Press Washington D.C., 521 p.
- WOOTTON (R. J.), 1990. — *Ecology of teleost fishes*. Chapman and Hall, London, 404 p.
- WRIGHT (J. M.), 1986. — The ecology of fish occurring in shallow water creeks of a Nigerian mangrove swamp. *J. Fish Biol.*, 29 : 431-441.
- YANEZ-ARANCIBIA (A.), 1985. — *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons*. Editorial Universitaria, Mexico.
- YANEZ-ARANCIBIA (A.), 1985. — «The estuarine nekton : why and how an ecological monograph». In YANEZ-ARANCIBIA (A.) : 1-9.
- ZETTLER (C. D.), CARTER (J. C. H.), 1986. — Zooplankton community and species responses to a natural turbidity gradient in Lake Temiskamig, Ontario, Québec. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 43 : 665-673.