

Analyse des captures des pêcheries marines et lagunaires d'Egypte en liaison avec la construction du haut barrage d'Assouan

Impact
Barrage d'Assouan
Rendement
Pêcherie
Diversité
Lagune

Impact
Aswan Dam
Yield
Fisheries
Diversity
Lagoon

M.I. BEBARS ^a, Gérard LASSERRE ^b, Thong LAM HOAI ^b

^a Fish population Dynamics and Fisheries Management Laboratory, National Institute of Oceanography and Fisheries, POB 319, Suez, Egypte.

^b Laboratoire d'Hydrobiologie Marine et Continentale, U.R.A. 1355 du CNRS, Université Montpellier II, 34095 Montpellier Cedex 05, France.

Reçu le 26/04/95, révisé le 14/02/96, accepté le 28/05/96.

RÉSUMÉ

Les modifications de l'organisation des communautés exploitées annuellement, d'une part en mer, dans la zone du delta du Nil, et d'autre part dans deux lagunes avoisinantes ont été analysées de 1962 à 1989 en fonction de deux événements, d'une part l'augmentation de l'exploitation en mer : Le nombre d'unités de pêche motorisées a été multipliés par 19 de 1952 à 1962, d'autre part la construction du haut barrage d'Assouan de 1965 à 1969 conduisant à une diminution du débit du Nil de 90 %.

En mer avant la mise en eau du barrage, l'augmentation de l'exploitation a conduit à une diminution des captures qui passent de 37 832 t (en 1962) à 8 522 t (en 1969) mais il n'y a pas de modifications dans l'organisation de la communauté exploitée; cette dernière ne sera observée qu'après l'achèvement de la mise en eau du barrage (en 1969). Une liaison entre l'organisation et les captures a été mise en évidence. Après 1978, et une période de variabilité des captures qui se superpose à une réorganisation des communautés, on observe une augmentation des captures qui retrouvent en 1989, avec 32 025 t, le niveau d'avant la construction du barrage. Contrairement à la période précédente, il n'y a pas de liaison significative entre les captures et l'organisation. En ce qui concerne l'exploitation lagunaire, il existe, avec le lac Manzalah, des variations des quantités exploitées comme en mer, mais on n'observe pas de modification de l'organisation des communautés exploitées.

ABSTRACT

Analysis of Egyptian marine and lagoon fishery landings in relation to the construction of the Aswan Dam.

Annually exploited communities from the Nile delta and two nearby lagoons (Manzalah and Edkou) were monitored from 1962 to 1989. The changes in community structure were analysed as a function of two events: fishing pressure growth (motorized fishing vessels) which increased by a factor of 19 between 1952 and 1962; and the construction of the Aswan Dam, which was built between 1965 and 1969, reducing the flow of the Nile by 90%. Before the construction of the dam, increased sea fishing pressure led to a decline in landings from 33,832 tons in 1962 to 8,522 tons in 1969, but with no structural change in the exploited

community. However, following completion of the dam in 1969, the community structure changed and a significant correlation was detected between landings and community diversity. After 1978, a period of variability in landings and the simultaneous reorganization of the communities occurred. By 1989, fish landings reached 32,025 tons, a level recorded before the construction of the Aswan dam. In contrast with the previous period, there was no longer a significant correlation between community structure and catches.

Quantitative variations were observed in Manzalah Lagoon landings but with no modification in community structure. Correlation between diversity and catches was found only in the Edkou Lagoon.

Oceanologica Acta, 1997, 20, 2, 421-436.

INTRODUCTION

Les débarquements provenant de la zone côtière située au large du delta du Nil sont passés de 32 832 tonnes en 1962 à 7 145 t en 1976. Durant cette même période, suite à la construction du haut barrage d'Assouan achevée en 1969, le débit annuel moyen du Nil est passé en moyenne de 44 à 4 km³.an⁻¹ (Bebars, 1981). Le nombre d'unités de pêche motorisées (chalutiers et senneurs confondus) dans le secteur égyptien du bassin levantin est passé de 30 en 1952 à 574 en 1962 (El Zarka, Koura, 1967). Si la diminution des captures enregistrée quelques années avant la mise en eau du barrage est probablement liée à l'augmentation de l'effort de pêche en supposant un scénario de « surexploitation », en revanche la modification de l'organisation des communautés exploitées fait suite à l'achèvement du barrage et à ses conséquences (diminution de substances nutritives et minérales, Bebars et Lasserre, 1983). Les données récentes des statistiques de captures montrent que dix ans après la construction du barrage, à partir de l'année 1979 on assiste à nouveau à une augmentation des captures en mer qui passent de 19 937 t à 32 025 t en 1989, proches de celles de 1962 (37 832 t). Suite au précédent travail (Bebars et Lasserre, 1983), qui avait permis de mettre en évidence une corrélation entre les débits moyens annuels du Nil, les quantités débarquées et la structure de la communauté correspondante débarquée, l'objectif est d'analyser à nouveau les mêmes données de la pêche commerciale méditerranéenne complétées par celles de 1977 à 1989 de manière à rechercher :

- (1) si les variations des quantités débarquées sont accompagnées d'un changement de la diversité des communautés capturées d'une part et s'il existe une relation entre la diversité des communautés et les quantités pêchées d'autre part,
- (2) quelles sont les populations impliquées dans les variations des quantités débarquées ?
- (3) Les pêcheries lagunaires ont été traitées à part, de la même manière et avec les mêmes objectifs. Le peuplement de poissons des lagunes comprend généralement plus de 80 % d'espèces côtières marines et les moyens de pêches mis en œuvre sont relativement constants d'une année à l'autre (Aliaume *et al.*, 1993)

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Descriptions des données et milieux

Les pêcheries égyptiennes (Bebars et Lasserre, 1983) ont été marquées par deux événements importants :

- entre 1952 et 1962, l'effort de pêche a considérablement augmenté dans le secteur égyptien du bassin levantin : le nombre d'unités de pêche motorisées (chalutiers et senneurs confondus) est passé de 30 en 1952 à 574 en 1962 (El Zarka et Koura, 1967) ;
- en 1965 commence la mise en service du haut barrage d'Assouan qui a été terminée en 1969, entraînant des conséquences hydrologiques et sédimentologiques considérables : (a) la salinité au large du delta est pratiquement constante (39-40 antérieurement, elle pouvait être inférieure à 37, voire même atteindre 14 à 20 juste devant l'embouchure du Nil, (b) parallèlement ces régions s'appauvrissent en phosphates, silicates et nitrates. Cette diminution des apports en sels nutritifs fluviaux a entraîné une diminution de la production primaire, (c) enfin la mise en service du haut barrage a pratiquement supprimé les apports de sédiment (140 × 106 t.an⁻¹) sur le littoral et le plateau continental (Oren, 1969 ; Morcos et Gerges, 1974 ; El Hehyawi, 1974 ; Halim, 1976 ; Al Kholy et El Wakeel, 1975 ; Aleem, 1969).

Le littoral égyptien de la Méditerranée s'étend sur une longueur d'environ 900 km, d'El-Arish à l'Est au Salloum à l'Ouest (Fig. 1). Le plateau continental peut se diviser en trois secteurs naturels :

- le secteur oriental avec un plateau continental d'une superficie de 1 500 km². Les fonds de 200 m sont éloignés de la côte d'une distance de 79 km. Vers l'Est le plateau continental devient plus étroit, les fonds de 200 m n'étant éloignés de la côte que de 29 km dans la région de Bardawil. Dans ce secteur, les chalutiers ne travaillent guère qu'à proximité de Port Saïd.
- le secteur central, entre Alexandrie et Port Saïd occupe une superficie de 7 000 km² environ. Il présente une largeur de 68 km au nord de Port Saïd, mais se rétrécit sensiblement vers l'Ouest. Les fonds sont dans l'ensemble très favorable au chalutage. Les principaux ports de pêche sont Alexandrie, Damiette, Rosette, et port Saïd.

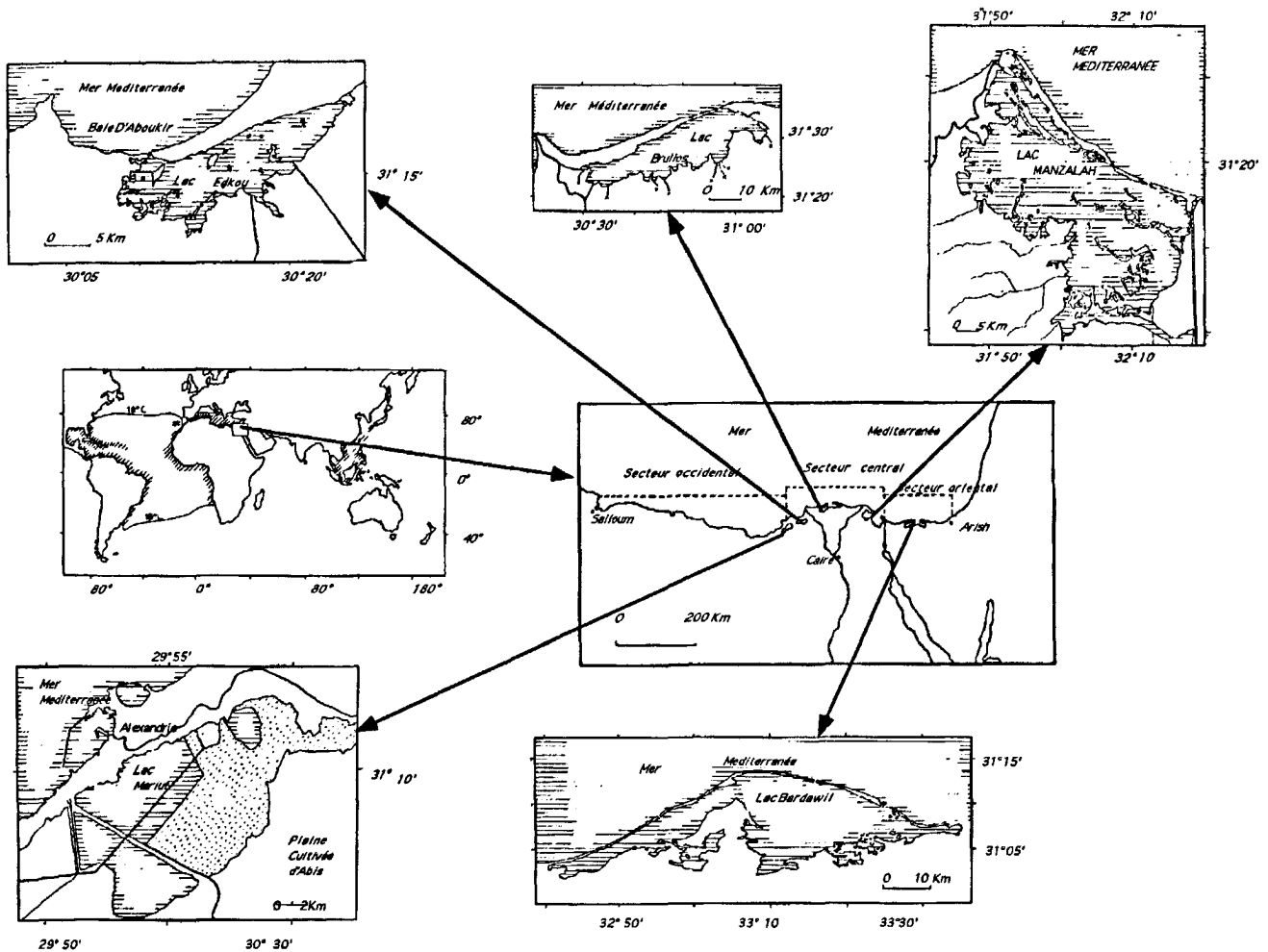


Figure 1

Le Delta du Nil et les lagunes avoisinantes, d'après Bebars et Lasserre (1983).

The Nile delta and its surrounding lagoons (from Bebars and Lasserre, 1983).

– le secteur occidental s'étend sur 500 km, d'Alexandrie à Salloum. Il n'est pas fréquenté par les chalutiers, car le talus est abrupt et les fonds accidentés. Le plateau continental est presque inexistant, l'isobathe 200 m se situe à 5-10 km de la côte sauf dans les Golfes des Arabes et du Salloum où la plate-forme s'étale jusqu'à une trentaine de kilomètres

Plus éloignées des conséquences immédiates de la construction du haut barrage, les lagunes égyptiennes, avec 279 600 ha, constituent le potentiel le plus important des pays riverains de la Méditerranée. Il existe en Egypte cinq lagunes situées sur la côte méditerranéenne, à l'intérieur et de part et d'autre du delta du Nil (Fig. 1) (Bebars, 1981 ; Bebars et Lasserre, 1983): (a) le lac Mariout (6 300 ha) est utilisé actuellement comme bassin de drainage. Une grande partie de sa surface a été comblée pour créer des terres agricoles, l'aéroport d'Alexandrie et la route du désert qui le sépare en deux. Sa surface est ainsi passée de 24 800 ha à 6 300 ha. Le Lac Mariout a une profondeur qui n'excède pas 1,25 m. Il ne communique plus avec la mer et son niveau est au-dessous de celui de la mer par évaporation ou bien par pompage. La salinité varie entre 1,5 et 6,5 et

la température des eaux est comprise entre 12 et 19 °C. (b) le lac Edkou (15 100 ha) communique directement avec la baie d'Abou Kir par le détroit de Boughaz El Maadiha. Il reçoit des eaux de drainage par trois canaux: à l'Est le Bousily et au sud l'Edkou et Bersik. La salinité moyenne des eaux du lac est très variable, entre 4 et 20, avec une température comprise entre 13 et 28 °C. La profondeur maximale est de 3 m. (c) Le lac Brullos (57 200 ha) est situé entre deux bras du Nil. Il communique avec la mer par le Boughaz El Brullos. Sa profondeur maximale est de 2,40 m. Des canaux de drainage y déversent une grande quantité d'eau douce et les courants dominants se situent dans le sens étang mer. La salinité du lac varie entre 3 et 20; elle est toujours inférieure à celle de la mer. (d) Le lac Manzalah (136 000 ha) est la plus grande lagune qui communique directement avec la mer par le Boughaz El Gamil, et avec le Nil en période de crue, par trois canaux: El Souffara, El Ratama et El Enaniya. Depuis la construction du barrage à Faraskour et la mise en service du haut barrage en 1965, l'eau du Nil n'arrive plus dans la lagune, l'essentiel des eaux passe par le bras de Rosette. Il existe enfin une communication partielle avec le canal de Suez par El kabouti. La profondeur maximale de la

lagune est de 2 m. La salinité varie de 0,5 à Bahr El Bakar à 39 à El Gamil en avril, et la température est comprise entre 17 et 31 °C. (e) Le Lac de Bardawil (65 000 ha) est situé à l'est du delta du Nil avec une longueur de 90 km sur une largeur maximale de 22 km. Pendant longtemps la lagune a été soumise à une alternance d'ouverture et de fermeture de sa communication avec la mer. Vers 1950 deux passes ont été creusées: Boughaz I et II. La lagune est de ce fait inondée en permanence; ses eaux ont une salinité comprise entre 45 et 55 avec une température qui varie entre 12,7 et 30,5 °C.

Seules les données relatives au Lac Edkou et Manzalah ont pu être exploitées.

Tableau 1

Liste des taxons identifiés et de leurs codes. La présence des populations dans chaque site est signalée par le pourcentage en poids des captures totales réalisées entre 1962 et 1989.

List of identified taxa with their codes. Their occurrence in each area is indicated as a percentage of the total catches between 1962 and 1989.

Taxons	Codes	Delta	Edkou	Manzalah
Raies	RAI	1,46		
Requins	REQ	0,84		
Clupéidés	CLU	24,39		
<i>Argyrosomus regium</i>	ARG	2,69	0,02	0,07
<i>Lepidopus caudatus</i>	LEP	1,87		
<i>Saurida undosquamis</i>	SAU	4,29		
Sparidés	SPA	10,57		
Mullidés	MUL	6,40		
Serranidés	SER	2,83		
<i>Solea spp.</i>	SOL	2,02		
Mugilidés	MUG	2,79		
<i>Mugil cephalus</i>	MCE		1,81	1,72
<i>Liza ramada</i>	RAM		7,36	7,91
<i>Liza saliens</i>	SAL			0,04
<i>Atherina mochen</i>	ATH		0,20	
<i>Trigla spp.</i>	TRI	2,65		
<i>Temnodon saltator</i>	TEM	0,72		
<i>Merluccius merluccius</i>	MER			
Carangidés	CAR	0,89		
<i>Siganus spp.</i>	SIG	0,36		
<i>Sphyræna sphyraena</i>	SPH	0,71		
Scombridés	SCO	0,23		
<i>Tilapia spp.</i>	TIL		74,26	79,37
<i>Pagrus sp.</i>	PAG		0,14	1,55
<i>Anguilla anguilla</i>	ANG		2,21	0,63
<i>Dicentrarchus labrax</i>	DIC		0,81	0,29
<i>Clarias sp.</i>	CLA		11,28	3,98
<i>Labeo niloticus</i>	LAB		0,09	0,007
<i>Lates niloticus</i>	LAT		0,003	0,045
Céphalopodes	CEP	3,89		
Penéidés	PEN	13,78		
Crevettes	CRE			1,20
Crabes	CRA	2,25	1,30	0,81
Divers	DIV	14,03	0,72	2,25

De 1962 à 1989. La production halieutique du secteur égyptien de la Méditerranée et de deux sites lagunaires avoisinants a été répartie en 33 taxons (Tableau 1). Les données brutes des captures annuelles ont été rassemblées par M.I. Bebars d'après les annuaires statistiques de l'Institut d'Océanologie et des Pêches. Elles rassemblent dans la catégorie « Divers » les espèces qui font

l'objet d'une commercialisation soit peu abondante, soit exceptionnelle ou qui n'ont pas pu être identifiées (Tableau 2). Cette catégorie peut représenter jusqu'à 10 % des captures totales. Plutôt que de l'éliminer, il nous a semblé préférable d'en tenir compte dans les calculs, sans pour autant les identifier à un taxon. Par suite il est préférable d'utiliser une abondance corrigée (q'_i) qui tient compte de la redistribution des divers au moyen de l'expression suivante :

$$q'_i = q_i(Q)/(Q - D)$$

avec : q_i : la masse du taxon i , D : l'abondance des divers et Q l'abondance totale.

Objectifs et méthodes

Les objectifs des méthodes mises en œuvre étaient de rechercher :

Les modifications de l'organisation annuelle des communautés exploitées de 1962 à 1989. Les données de statistiques de captures ont été présentées sous forme de modèles de distribution d'abondance. L'objectif de ce traitement mathématique est de donner une image synthétique de l'importance des taxons les uns par rapport aux autres. Ceci revient à résumer l'organisation de la communauté exploitée telle qu'elle apparaît à travers les statistiques des pêches. Le modèle le plus adéquat a été choisi d'après un critère mathématique de distance, afin de mettre en évidence une évolution de la structure de la communauté, sans préjuger *a priori* de sa signification écologique. Trois modèles ont été utilisés : (a) les modèles de Preston et de Motomura relatifs à des notions de structure suivant les degrés de compétition inter-taxonomiques (Daget, 1976). Le modèle de Motomura permet de représenter une communauté peu diversifiée ou très hiérarchisée avec quelques espèces très abondantes. Le modèle de Preston permet de décrire une communauté diversifiée avec beaucoup d'espèces moyennement abondantes et peu d'espèces rares ou très abondantes. (b) le modèle de Mandelbrot peut décrire non seulement les situations précédentes, mais permet de caractériser un mode de gestion des ressources. On trouvera dans Frontier (1976) et Frontier et Pichot-Viale, (1992) des exposés du modèle de Mandelbrot. On peut concevoir des communautés à gestion optimale, qui se traduit par une certaine distribution d'abondance des espèces, dont le modèle de Mandelbrot apporte une solution ou du moins une base de réflexion originale. A cet effet les constantes γ et β du modèle $q_i = Q(i + \beta)^\gamma$ (avec q_i abondance du taxon i et $Q = \sum q_i$ abondance totale) seront plus particulièrement étudiées car elles peuvent être une mesure de la diversité. Le modèle retenu, Preston ou Motomura qui s'ajuste le mieux aux données observées, est celui qui conduit à la plus faible distance d'Hellinger (Amanieu *et al.*, 1981; Amanieu et Lasserre, 1982; Bebars et Lasserre, 1983). La comparaison ou la recherche des ressemblances entre les périodes (ou mois) de prélèvement a été réalisée sur la base des taxons et de leur abondance en masse : analyse en mode Q suivant la méthode du groupement hiérarchique par liens flexibles (Lance et Williams, 1967)

et le principe du groupement chronologique (Legendre; Dallot et Legendre, 1984). L'identification des groupes a été faite au moyen d'une matrice de distances (Bray et Curtis, 1957; Monteiro *et al.*, 1987; Aliaume *et al.*, 1990; Louis *et al.*, 1985).

Les populations exploitées qui expliquent les modifications de l'organisation (c'est-à-dire de la diversité) ont été mises en évidence avec deux démarches: (a) rechercher les associations d'espèces avec une analyse en mode R (Legendre et Legendre, 1984; Louis *et al.*, 1985) réalisée avec une matrice de distance d'Hellinger (Amanieu *et al.*, 1981) qui possède les mêmes justifications de choix que la distance du χ^2 (analyse de la dépendance entre descripteurs non ordonnées), (b) évaluer l'importance qu'elles représentent dans les modifications de la structuration des communautés en recherchant la

contribution significative de chaque espèce à la diversité de Wihlm (qui est la diversité de Shannon calculée avec les masses des taxons au lieu des effectifs) suivant la méthode Divdrop (Rajczy et Padisak, 1983; Lam Hoai *et al.*, 1987). Soit une série de prélèvements, observations spatiales ou temporelles, d'un peuplement. Chaque prélèvement j possède une structure d'abondance représentée par l'indice de diversité:

$$H_j = -\sum(q_{ij}/Q_j) \log_2(q_{ij}/Q_j), \quad j = 1 \text{ à } n$$

L'abondance de l'espèce i dans le prélèvement j est exprimée par q_{ij} , S_j étant le nombre d'espèces dans ce prélèvement, avec $Q_j = \sum q_{ij}$ l'abondance totale et $i = 1$ à S_j . Dans le calcul de diversité, si on enlève l'espèce k , la nouvelle diversité H_{jk} calculée sur les espèces restantes diffère de H_j de la quantité:

$$dH_{jk} = H_j - H_{jk}$$

Tableau 2

Captures nominales annuelles en tonnes par espèce ou taxon du secteur égyptien de la Méditerranée (Tableau 1) et organisation des communautés exploitées décrite par les modèles de Motomura et de Preston (le modèle retenu est celui qui conduit à la plus faible distance d'Hellinger, respectivement DMot et DPre pour les deux modèles). S représente la richesse spécifique, Q, la biomasse totale des captures, H la diversité de Wihlm (en bits) et E la régularité correspondante.

Nominal yearly catches (t) by species or by groups of species in the Egyptian Mediterranean sector (Table 1) and structure of the exploited community as viewed through the Motomura or Preston models (the model retained was that leading to the lowest Hellinger distance, respectively DMot and DPre for the two models). S is the species richness, Q the total weight of the catches, H the Wihlm's diversity and E the evenness.

Captures annuelles en tonnes dans la zone du delta du Nil (1/3)										
Taxons	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971
CLU	18 166	12 982	7 372	7 635	1 233	819	464	600	575	1 505
PEN	7 237	8 547	7 108	4 990	3 733	2 822	3 153	1 128	833	967
ARG	2 184	1 286	1 167	1 048	435	420	333	157	90	107
LEP	1 410	1 233	828	866	380	156	103	15	52	12
SAU	1 367	1 348	1 852	1 449	626	796	1 193	731	768	873
SPA	1 267	1 274	1 300	1 597	1 900	2 087	1 813	1 442	1 288	1 497
MUL	1 074	779	858	1 419	1 928	1 237	1 524	1 077	938	1 195
CEP	819	976	750	889	1 004	777	826	388	346	384
SER	717	863	732	653	481	418	545	431	394	356
SOL	695	505	505	427	255	202	269	202	179	151
RAI	622	480	569	492	368	292	226	137	145	208
MUG	518	432	382	460	349	322	298	290	438	502
REQ	220	389	333	204	200	178	137	137	83	60
TRI	216	125	156	300	205	332	763	545	324	628
TEM	169	153	125	153	92	27	126	82	153	213
MER	151	174	106	138	58	140	119	88	89	182
CRA	93	267	671	453	335	123	245	72	124	149
CAR	51	48	31	30	38	12	15	11	96	264
SIG	51	55	45	26	60	38	73	32	48	100
SPH	48	39	93	272	101	19	72	77	90	91
SCO	31	54	27	9	7	6	9	3	5	21
DIV	726	901	966	1 166	1 259	928	1 299	877	1 060	1 077
S	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
Q	37 832	32 910	25 976	24 676	15 047	12 211	13 605	8 522	8 118	10 542
H	2,621	2,776	3,111	3,230	3,445	3,412	3,477	3,579	3,720	3,695
E	0,597	0,632	0,708	0,735	0,784	0,777	0,792	0,815	0,847	0,841
G	1,961	1,743	1,551	1,618	1,488	1,469	1,460	1,340	1,328	1,304
B	0,437	0,646	1,073	0,977	1,415	1,470	1,537	2,267	2,468	2,643
DMot	0,316	0,311	0,228	0,193	0,119	0,113	0,086	0,098	0,070	0,066
DPre	0,192	0,215	0,165	0,117	0,085	0,129	0,077	0,190	0,114	0,137

Tableau 2 (suite)

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans la zone du delta du Nil (2/3)									
	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
CLU	1 403	599	987	645	695	1 364	2 244	6 501	4 580	5 639
PEN	983	653	784	749	1 064	770	962	1 630	1 902	1 255
ARG	113	72	88	82	120	156	258	152	249	313
LEP	14	8	27	11	40	62	86	59	230	135
SAU	800	537	424	249	349	398	817	969	622	528
SPA	1 334	907	938	792	700	1 077	1 532	2 203	4 165	2 386
MUL	1 305	836	915	740	991	882	1 375	1 576	1 106	1 286
CEP	442	338	304	322	255	338	600	743	356	643
SER	322	247	289	274	307	320	701	719	667	859
SOL	161	89	121	143	119	251	242	307	428	475
RAI	150	133	143	27	64	68	133	59	194	195
MUG	411	282	196	198	209	192	220	306	612	412
REQ	62	37	22	4	127	36	91	96	49	48
TRI	685	449	286	162	423	366	910	755	735	424
TEM	102	111	73	43	78	117	171	67	91	56
MER	132	75	44	1	9	24	1	0	0	1
CRA	214	74	224	119	541	151	136	1 040	1 001	529
CAR	218	292	124	29	52	40	71	100	201	97
SIG	117	89	60	46	23	70	88	114	101	75
SPH	36	43	68	50	94	91	196	300	108	161
SCO	8	17	10	3	1	1	17	10	3	1
DIV	1 289	811	724	722	884	551	904	2 231	2 197	2 272
<i>S</i>	21	21	21	21	21	21	21	20	20	21
<i>Q</i>	10 301	6 699	6 851	5 411	7 145	7 325	11 755	19 937	19 597	17 790
<i>H</i>	3,647	3,741	3,641	3,475	3,645	3,584	3,577	3,158	3,272	3,186
<i>E</i>	0,830	0,852	0,829	0,791	0,830	0,816	0,814	0,731	0,757	0,725
<i>G</i>	1,294	1,283	1,308	1,315	1,315	1,370	1,366	1,704	1,486	1,706
<i>B</i>	2,698	2,914	2,557	2,389	2,519	2,053	2,092	0,835	1,316	0,827
<i>DMot</i>	0,090	0,081	0,083	0,153	0,122	0,091	0,114	0,174	0,144	0,193
<i>DPre</i>	0,178	0,154	0,142	0,277	0,218	0,155	0,194	0,106	0,122	0,166

Cette différence exprime la contribution de l'espèce k à la diversité H_j . Sur cette base Rajczy et Padiasak (1983) admettent dans leur procédure Divdrop, deux types de contribution à la diversité :

– la somme des écarts (en valeur absolue) de diversité d'une espèce k dans la série des n prélèvements qui peut être considérée comme sa contribution d'ensemble. En d'autres termes, la contribution pondérée de l'espèce k dans le prélèvement est mesurée par l'expression remaniée $(q_{ij}/Q_{.k})\Sigma|dH_{jk}|$, avec $Q_{.k} = \Sigma Q_{.k}$ et $j = 1$ à n . Si cette moyenne est supérieure à un seuil minimum $\alpha = 0,05$, l'espèce k a une contribution « globalement » importante dans la série. La valeur 0,05 est considérée comme le seuil critique.

– si la contribution précédente est inférieure au seuil mais avec une différence relative en diversité supérieure à un autre seuil minimum fixée également à $\beta = 0,05$, c'est-à-dire telle que pour le prélèvement j on ait $|dH_{jk}|/H_j > 0,05$, on admettra que l'espèce k contribue de manière importante « localement » à la diversité dans le prélèvement j . Néanmoins, on constate qu'il existe bien deux cas de différence de diversité lorsqu'on enlève

l'espèce k :

$dH_{jk} > 0$: l'espèce k contribue positivement à la diversité, $dH_{jk} < 0$ soit $H_{jk} > H$ ce qui veut dire que l'espèce k enlevée a pour conséquence une augmentation de la diversité. L'espèce k est à l'origine d'une forte déstructuration. Il est évident que la procédure n'élimine pas l'aspect arbitraire concernant le seuil critique (Lam Hoai *et al.*, 1987).

Les liaisons entre les indices de diversité (H) et de régularité (E), les constantes (β et γ) des modèles de distribution d'abondance de Mandelbrot (Bebars et Lasserre, 1983) et les captures (Q) ont été testées avec le coefficient de corrélation de Pearson entre les variables (Scherrer, 1984).

La pêche constitue, pour les écosystèmes aquatiques, une information biologique non négligeable : les captures mondiales ont atteint 97 millions de tonnes en 1988. Les engins de capture mis en œuvre visent à être efficaces c'est-à-dire d'un rendement élevé pour l'effort consenti et non à prélever un échantillon représentatif de la communauté biologique. Il faut d'autre part tenir

Tableau 2 (suite)

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans la zone du delta du Nil (3/3)							
	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
CLU	2 442	2 793	3 710	4 762	5 471	2 922	8 591	5 217
PEN	1 122	1 263	864	859	1 670	1 679	1 747	2 687
ARG	166	231	292	239	574	490	761	759
LEP	23	174	218	181	722	227	846	446
SAU	333	305	114	138	249	401	607	861
SPA	993	1 211	1 653	1 663	1 941	1 774	3 554	4 226
MUL	517	790	660	486	960	809	960	1 157
CEP	691	990	780	640	1 011	810	407	1 029
SER	226	260	283	219	266	377	401	686
SOL	458	513	401	354	207	418	688	500
RAI	66	60	75	81	41	366	856	461
MUG	1 224	812	574	254	944	294	617	1 044
REQ	80	15	29	94	27	359	106	638
TRI	110	265	378	300	358	320	595	1 058
TEM	261	269	128	91	96	173	55	10
MER	0	1	4	33	8	3	0	0
CRA	911	1 079	228	301	292	249	273	440
CAR	140	131	32	62	70	323	1 083	407
SIG	63	42	58	65	50	20	0	30
SPH	26	14	24	45	86	72	49	877
SCO	22	14	38	62	68	59	25	532
DIV	1 334	1 306	812	979	6 716	10 848	10 591	8 960
<i>S</i>	20	21	21	21	21	21	19	20
<i>Q</i>	11 208	12 538	11 355	11 908	21 827	22 993	32 812	32 025
<i>H</i>	3,476	3,496	3,214	3,002	3,170	3,606	3,134	3,627
<i>E</i>	0,804	0,796	0,732	0,683	0,722	0,821	0,738	0,839
<i>G</i>	1,421	1,427	1,674	1,906	1,686	1,457	1,794	1,448
<i>B</i>	1,726	1,744	0,883	0,554	0,859	1,643	0,708	1,700
<i>DMot</i>	0,081	0,179	0,167	0,303	0,165	0,165	0,244	0,189
<i>DPre</i>	0,109	0,251	0,082	0,215	0,090	0,144	0,152	0,155

compte du caractère parfois approximatif de l'identification taxinomique le plus souvent lié à des regroupements en catégories commerciales.

RÉSULTATS

Captures méditerranéennes

Organisation des communautés exploitées

Méthode du meilleur ajustement (Tableau 2)

Si l'on retient comme modèle de distribution d'abondance (modèle de Motomura ou de Preston) celui qui conduit à une distance d'Hellinger minimale entre les valeurs observées et les valeurs calculées avec le modèle :

– période (A) des années 1962 à 1968 avec un modèle de Preston (exception, 1967) qui caractérise une communauté exploitée comprenant peu de taxons rares ou très abondants et beaucoup de taxons moyennement abondants. Cette période correspond à une diminution des captures qui fait suite à une augmentation de l'effort de pêche.

– période (B) de 1969 à 1978 avec un modèle de Motomura qui caractérise une communauté fortement hiérarchisée avec peu de taxons fortement abondants par rapport à l'ensemble des taxons faiblement abondants. Cette période correspond à une transformation de la structuration de la communauté consécutive, d'une part à la mise en eau du barrage et à la diminution du débit du Nil (de 40 km³.an⁻¹ à 4 km³.an⁻¹ après 1969) d'autre part aux conséquences probables de l'accroissement considérable de l'effort de pêche de la période précédente.

– période (C) de 1979 à 1989 avec un modèle de Preston (exception 1982 et 1983) qui rappelle la situation d'avant la mise en eau du barrage et correspond à une augmentation des captures dont le niveau rappelle celui de 1962.

Remarque: Quel que soit le modèle (Tableau 2), la régularité (E) est rarement inférieure à 0,70 (minimum 0,60) et souvent supérieure à 0,80. La diversité est elle aussi dans l'ensemble élevée, en général supérieure à trois. Sur les peuplements de poissons du littoral atlantique européen, la diversité maximale ne dépasse jamais trois (Safran, 1987).

Méthode du groupement hiérarchique par liens flexibles
(Lance et Williams, 1967)

Le regroupement des années d'exploitation sur la base des taxons et de leur biomasse relative (Fig. 2) permet d'identifier, pour une distance de Bray-Curtis, $D < 0,5$, des groupes cohérents avec les résultats de l'analyse précédente :

- la période A précédente, de 1962 à 1968, se retrouve sous la forme de deux groupes :
- un groupe A1 ; de 1962 à 1965, correspond à la période qui a précédé la mise en eau du haut barrage,
- un groupe A2 ; de 1966 à 1968, correspond à la période durant laquelle la mise en eau a été effectuée,
- la période B précédente, de 1969 à 1978, se scinde en deux groupes reliés entre eux ; de 1969 à 1972, plus 1978 (B1) de 1973 à 1977 (B2) ;
- la période C précédente comprend trois groupes :
- un groupe C1 ; de 1979 à 1981,
- un groupe C2 ; de 1982 à 1985,
- un groupe C3 ; de 1986 à 1989.

Remarques : à un niveau plus élevé de distance ($D > 0,5$), B (1969-1978) est lié au groupe A2 (1966-1968) qui correspond à la période de la mise en eau et les deux ensembles sont liés à C2 (1982-1985). Enfin le groupe A1 (1962-1965), période d'avant la mise en eau, rejoint C1

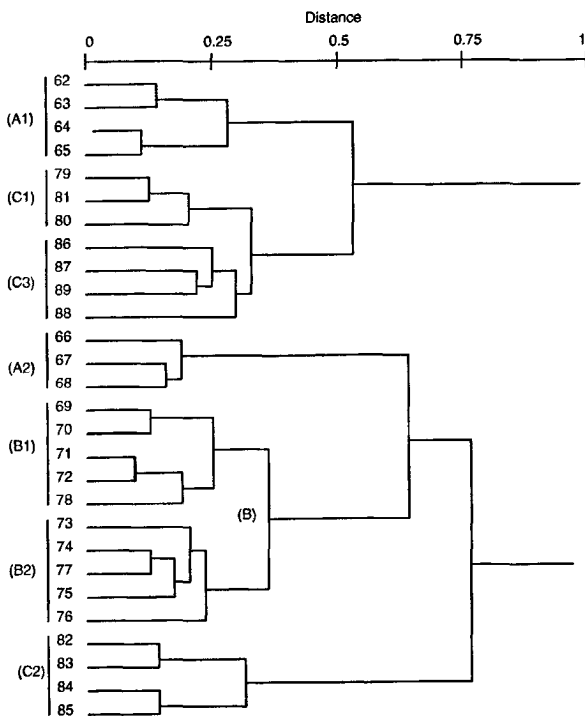


Figure 2

Classification hiérarchique à liens flexibles ($B = -0,25$) des 28 années de captures pondérales des taxons sur le littoral méditerranéen, en utilisant la distance de Bray-Curtis.

Flexible hierarchical clustering ($B = 0.25$) of the 28 annual weights of the taxa observed in the coastal Mediterranean catches, using the Bray-Curtis distance.

(1979-1981) et C3 (1986-1989) qui sont les deux périodes où les captures retrouvent leur niveau d'abondance d'avant la mise en eau du barrage.

L'analyse des groupements confirme avec plus de détails les modifications dans l'organisation des communautés exploitées qui avaient été précédemment observées avec la méthode d'ajustement aux modèles de distribution d'abondance, avec notamment les ressemblances des communautés exploitées des périodes 1979-1981, 1986-1989 avec celle de la période 1962-1965 d'avant le barrage. Les captures étaient maximales.

Identification des associations taxinomiques

L'analyse en mode R permet d'identifier, cinq associations taxinomiques et un taxon isolé pour une distance d'Hellinger $D < 0,5$ (Fig. 3) :

- G1 Clupéidés, *Lepidopus caudatus*, Peneidés, *Argyrosomus regium*, Raies et Requins qui représentent entre 22 % et 79 % de la biomasse totale,
- G2 *Saurida undosquimis*, Mullidés, Serranidés, Sparidés et Triglidés (entre 12 % et 50 % de la biomasse),

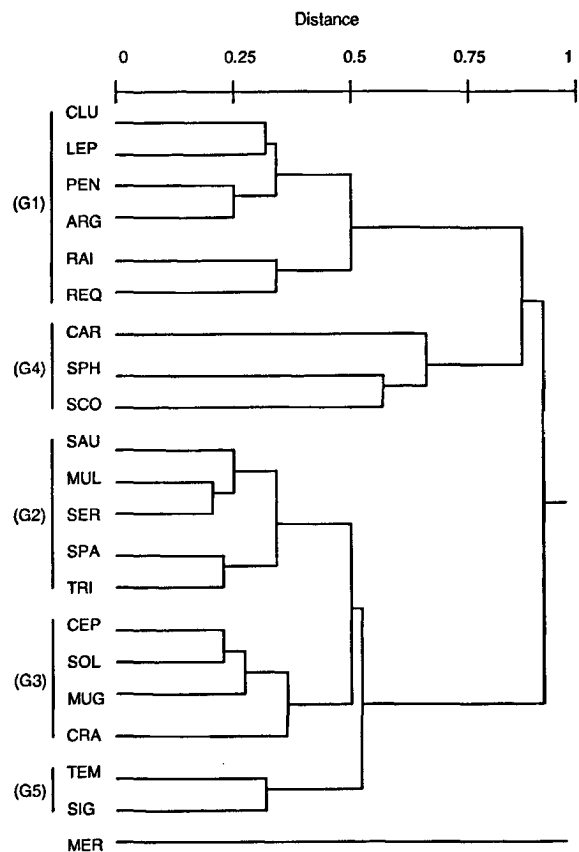


Figure 3

Classification hiérarchique à liens flexibles ($B = -0,25$) des différentes catégories taxinomiques présentes dans les captures pondérales sur le littoral méditerranéen pendant 28 années de suivi (de 1962 à 1989), en utilisant la distance de Hellinger.

Flexible hierarchical clustering ($B = 0.25$) of the 28 annual weights of the taxa observed in the coastal Mediterranean catches, using the Hellinger distance.

- G3 Céphalopodes, *Solea spp.*, Mugilidés et Crabes (entre 6% et 29% de la biomasse totale),
- G4 Carangidés, *Sphyraena sphyraena* et Scombridés qui représentent moins de 6% de la biomasse totale,
- G5 *Temnodon saltator* et *Siganus spp* (moins de 6% de la biomasse totale).

Les variations de la biomasse relative des associations des trois groupes dominants G1, G2 et G3 en fonction des années permettent de caractériser sur le plan faunistique les groupes chronologiques observés précédemment (Fig. 4):

- de 1962 à 1966 on observe la hiérarchie de biomasse relative: G1 > G2 > G3 qui correspond à l'effet probable du développement intensif de l'exploitation puisque la mise en eau ne commence qu'en 1965.
- de 1969 à 1978 on observe la hiérarchie de biomasse relative: G2 > G1 > G3 qui correspond à l'impact du barrage qui vient se superposer à l'exploitation intensive.
- de 1986 à 1989 on retrouve la hiérarchie d'abondance d'avant la mise en eau: G1 > G2 > G3. Il y a donc une analogie avec la période 1962 à 1965.

Remarque: les périodes 1965 à 1969 d'une part et 1979 à 1985 d'autre part correspondent à une restructuration des communautés exploitées.

L'analyse « Divdrop » permet de sélectionner les taxons qui ont une contribution significative supérieure à l'indice de diversité à plus de 2,5%, et de déterminer ainsi des richesses taxinomiques « opérationnelles ». Les groupes chronologiques identifiés précédemment diffèrent par leur richesse taxinomique « opérationnelle »:

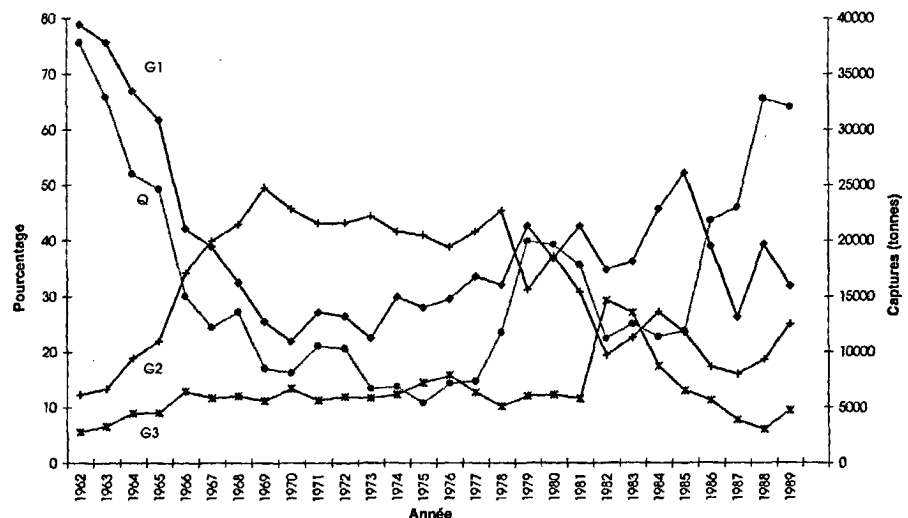
Groupes d'années	Richesses taxinomiques opérationnelles	Groupes d'années	Richesses taxinomiques opérationnelles
A1 (1962 à 65)	10 à 12	C1 (1979 à 80)	8 à 12
A2 (1966 à 68)	9 à 10	C2 (1982 à 85)	7 à 12
B (1969 à 76)	6 à 8	C3 (1986 à 88)	8 à 12

Remarque: Deux groupes contribuent le plus souvent négativement à la diversité, les Clupéidés (en 1962, 1963, 1965 et de 1984 à 1988) et les Pénéidés en 1966 et en 1968. *Temnodon saltator*, *Siganus spp.* et les Scombridés ne contribuent jamais de manière significative à la diversité.

Figure 4

Évolution des captures du littoral méditerranéen du secteur égyptien (Q), en relation avec l'organisation du peuplement représentée par le groupement des débarquements annuels (Fig. 2) et la biomasse relative des associations taxinomiques G1, G2 et G3 (Fig. 3).

Evolution of Mediterranean Egyptian coastal catches (Q) related to the community represented by the clusters of the annual landings (Fig. 2) and the relative biomass associations G1, G2 and G3 (Fig. 3).



Liaisons entre les indices de diversité et les captures (Q)

Les indices pris en compte sont la diversité de Wihlm (H), la régularité correspondante (E), et les paramètres β et γ du modèle de distribution d'abondance de Mandelbrot. Tout d'abord on vérifie, avec l'ensemble des données, qu'il existe une très forte corrélation entre les différents indices, avec les valeurs suivantes de coefficient de corrélation (R):

$$R(H, E) = | + 0,996 | > R(\lambda, H) = | - 0,964 | > R(\lambda, \beta) = | - 0,944 | > R(\lambda, E) = | - 0,911 |$$

Ensuite pour la période 1962-1975 avec les captures (Q):

$$R(Q, \lambda) = | 0,963 | > R(Q, H) = R(Q, E) = | - 0,956 | > R(Q, \beta) = | - 0,911 |.$$

Les valeurs du coefficient de corrélation sont très hautement significatives à un peu moins de 1% (avec 11 ddl), ce qui permet de conclure que les changements de dominance de groupes taxinomiques capturés s'accompagnent de fortes valeurs de la diversité qui coïncident avec une baisse des captures. Enfin pour la période 1975-1989 avec une valeur maximale de $R = -0,411$ (pour 13 ddl) aucune liaison significative n'a pu être mise en évidence. On constate de plus que la richesse taxinomique opérationnelle diminue de 1962 à 1976, alors que de 1979 à 1988 elle reste stable.

Captures lagunaires

La suite des données disponibles de 1962 à 1976 (Tableau 3), permet de mettre en évidence pour les lacs Edkou et Manzalah une augmentation des captures totales à partir de 1982.

Tableau 3

Captures nominales annuelles en tonnes par espèce ou taxon (Tableau 1), des lagunes égyptiennes : Lac Edkou et Lac Manzalah, et organisation des communautés exploitées (légendes du Tableau 2).

Nominal yearly catches (tons) by species or by groups of species Table 1) in the Egyptian lagoons: Manzalah and Edkou, and structure of the exploited communities (legends of Table 2).

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans le Lac Edkou (1/3)									
	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971
TIL	2 856	3 054	3 135	3 135	2 444	1 483	901	1 062	916	568
MCE	28	43	103	132	76	26	22	9	9	7
RAM	237	344	479	430	343	137	112	97	95	48
PAG	5	15	44	22	5	2	0	0	0	0
ANG	194	254	219	157	113	69	67	35	20	10
DIC	24	25	26	33	15	4	0	1	8	3
CLA	363	551	501	545	367	262	140	107	106	38
LAB	46	7	8	3	0	0	0	0	0	0
LAT	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
ARG	3	4	0	4	1	0	0	0	0	0
CRA	18	70	262	261	171	71	36	2	0	0
DIV	5	2	12	7	3	4	1	2	0	0
<i>S</i>	11	11	9	10	9	8	6	7	6	6
<i>Q</i>	3 780	4 370	4 789	4 749	3 538	2 058	1 279	1 315	1 154	674
<i>H</i>	1,337	1,524	1,744	1,702	1,573	1,418	1,482	1,031	1,083	0,907
<i>E</i>	0,387	0,441	0,550	0,512	0,496	0,473	0,573	0,367	0,419	0,351
<i>G</i>	2,858	2,479	2,417	2,422	2,528	2,565	2,537	3,099	2,945	3,395
<i>B</i>	0,103	0,156	0,193	0,185	0,159	0,136	0,149	0,071	0,082	0,052
<i>DMot</i>	0,284	0,209	0,222	0,203	0,201	0,186	0,234	0,201	0,228	0,275
<i>DPre</i>	0,175	0,107	0,157	0,128	0,144	0,114	0,203	0,141	0,192	0,232

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans le Lac Edkou (2/3)									
	1972	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
TIL	652	884	891	735	1 048	508	598	613	370	360
MCE	5	6	9	9	12	11	10	8	1	0
RAM	36	49	44	42	48	27	40	33	8	8
PAG	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ANG	11	17	17	15	28	29	32	32	4	3
DIC	4	3	4	6	1	0	3	0	1	0
CLA	0	121	95	68	107	57	98	121	58	30
LAB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LAT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ARG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CRA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S</i>	6	6	6	6	6	5	6	5	6	4
<i>Q</i>	709	1 080	1 060	875	1 244	632	781	807	442	401
<i>H</i>	0,529	0,952	0,897	0,926	0,890	1,066	1,190	1,151	0,805	0,585
<i>E</i>	0,205	0,368	0,347	0,358	0,344	0,459	0,461	0,496	0,311	0,293
<i>G</i>	4,173	2,961	3,230	3,340	3,276	3,078	2,704	2,573	2,946	3,642
<i>B</i>	0,020	0,070	0,055	0,054	0,054	0,074	0,104	0,113	0,062	0,030
<i>DMot</i>	0,317	0,176	0,243	0,288	0,196	0,267	0,177	0,154	0,175	0,151
<i>DPre</i>	0,266	0,130	0,198	0,249	0,139	0,243	0,132	0,129	0,136	0,137

Tableau 3 (suite)

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans le Lac Edkou (3/3)						
	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
TIL	2 137	2 196	2 050	1 809	4 982	5 621	6 168
MCE	21	17	33	33	208	335	75
RAM	20	55	83	55	822	1 043	341
PAG	0	0	0	0	0	0	0
ANG	24	20	39	25	18	57	16
DIC	2	2	5	8	134	215	33
CLA	205	361	384	280	986	974	853
LAB	0	0	0	0	0	0	0
LAT	0	0	0	0	0	0	0
ARG	0	0	0	0	0	0	0
CRA	4	0	0	0	0	0	0
DIV	4	0	0	0	430	0	25
<i>S</i>	7	6	6	6	6	6	6
<i>Q</i>	2 417	2 651	2 594	2 210	7 580	8 245	7 511
<i>H</i>	0,664	0,840	1,024	0,940	1,394	1,493	0,910
<i>E</i>	0,237	0,325	0,396	0,364	0,539	0,577	0,352
<i>G</i>	3,524	2,887	2,701	2,914	2,343	2,335	2,963
<i>B</i>	0,035	0,067	0,091	0,071	0,168	0,180	0,068
<i>DMot</i>	0,308	0,138	0,155	0,223	0,130	0,164	0,159
<i>DPre</i>	0,241	0,094	0,111	0,183	0,101	0,128	0,113

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans le Lac Manzalah (1/3)									
	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971
TIL	13 598	12 635	12 686	10 851	17 395	20 108	20 602	18 147	17 262	18 456
MCE	765	733	537	375	337	256	225	198	94	100
RAM	1 705	1 847	2 814	2 762	1 947	2 810	1 808	1 651	1 435	1 480
PAG	286	316	305	360	454	354	152	97	250	448
ANG	135	176	200	151	97	108	147	143	120	201
DIC	96	231	164	47	38	20	31	65	123	48
CLA	493	513	667	492	651	719	645	660	624	801
LAB	20	6	7	0	2	1	3	0	0	8
LAT	67	123	16	3	3	0	0	0	0	0
SAL	23	48	69	128	12	4	16	34	4	4
ARG	88	66	86	25	10	11	8	9	3	0
ATH	321	357	327	127	22	53	12	3	19	5
CRE	761	1 272	1 012	563	596	333	223	310	160	605
CRA	170	570	2 152	1 462	1 650	448	34	10	7	8
DIV	771	518	820	1 839	1 916	1 426	851	644	361	665
<i>S</i>	14	14	14	13	14	13	13	12	12	12
<i>Q</i>	19 299	19 411	21 862	19 185	25 130	26 651	24 757	21 971	20 462	22 829
<i>H</i>	1,599	1,903	2,040	1,891	1,434	1,167	0,869	0,926	0,893	1,038
<i>E</i>	0,420	0,500	0,536	0,511	0,377	0,315	0,235	0,258	0,249	0,290
<i>G</i>	2,967	2,673	2,215	2,226	2,956	2,994	3,536	3,461	3,569	3,525
<i>B</i>	0,110	0,164	0,260	0,235	0,103	0,079	0,043	0,048	0,044	0,053
<i>DMot</i>	0,421	0,348	0,241	0,240	0,312	0,344	0,456	0,410	0,411	0,362
<i>DPre</i>	0,317	0,237	0,122	0,117	0,174	0,188	0,315	0,276	0,274	0,230

Tableau 3 (suite)

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans le Lac Manzalah (2/3)									
	1972	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
TIL	16 668	21 960	24 214	18 777	19 768	19 961	21 135	19 234	21 137	25 836
MCE	63	196	119	108	106	135	167	228	580	305
RAM	2 174	2 898	2 273	1 621	1 373	1 586	1 717	1 755	2 497	2 495
PAG	525	853	647	624	557	513	501	453	342	339
ANG	34	318	284	286	301	243	219	205	174	186
DIC	8	32	26	23	38	40	37	35	35	41
CLA	713	918	3 107	608	818	763	1 021	1 015	1 162	1 433
LAB	13	0	0	0	0	0	1	0	0	0
LAT	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
SAL	0	1	1	0	0	0	4	0	0	0
ARG	1	11	12	10	8	22	16	20	8	4
ATH	5	39	83	79	54	39	37	10	10	4
CRE	580	277	408	418	233	199	152	151	54	49
CRA	1	0	4	7	1	0	0	5	0	27
DIV	146	347	259	396	153	144	216	170	367	169
<i>S</i>	12	11	13	11	11	10	12	11	10	11
<i>Q</i>	20 931	27 850	31 440	22 957	23 410	23 645	25 223	23 281	26 366	30 888
<i>H</i>	1,097	1,142	1,220	1,048	0,962	0,953	0,962	1,016	1,060	0,933
<i>E</i>	0,306	0,330	0,330	0,303	0,278	0,287	0,268	0,294	0,319	0,270
<i>G</i>	3,012	3,008	2,880	3,495	3,712	3,585	3,516	3,370	3,089	3,319
<i>B</i>	0,076	0,078	0,092	0,054	0,045	0,047	0,049	0,056	0,070	0,054
<i>DMot</i>	0,267	0,280	0,266	0,379	0,363	0,412	0,362	0,353	0,282	0,330
<i>DPre</i>	0,127	0,145	0,117	0,263	0,232	0,319	0,217	0,231	0,169	0,199

Taxons	Captures annuelles en tonnes dans le Lac Manzalah (3/3)							
	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	
TIL	26 146	26 369	42 283	45 098	40 262	56 768	41 357	
MCE	181	5 031	648	384	519	835	863	
RAM	2 694	1 982	2 997	7 162	2 092	3 783	3 256	
PAG	294	326	1 170	748	566	985	204	
ANG	142	98	445	172	89	358	87	
DIC	53	79	126	67	72	105	189	
CLA	1 529	1 415	2 083	2 666	2 727	1 746	2 532	
LAB	0	0	0	0	0	0	0	
LAT	0	0	0	0	0	155	0	
SAL	0	0	0	0	0	0	0	
ARG	11	18	4	46	9	0	43	
ATH	0	2	0	0	0	0	0	
CRE	19	11	27	63	352	194	787	
CRA	73	1	0	2	0	0	0	
DIV	97	121	127	185	299	4 482	880	
<i>S</i>	10	11	9	10	9	9	9	
<i>Q</i>	31 239	35 453	49 910	56 593	46 987	69 411	50 198	
<i>H</i>	0,920	1,251	0,934	1,033	0,861	0,823	0,978	
<i>E</i>	0,277	0,361	0,295	0,311	0,272	0,260	0,308	
<i>G</i>	3,247	2,570	3,646	2,818	3,711	3,841	3,485	
<i>B</i>	0,055	0,121	0,046	0,083	0,041	0,036	0,052	
<i>DMot</i>	0,344	0,145	0,295	0,220	0,341	0,434	0,351	
<i>DPre</i>	0,238	0,067	0,191	0,093	0,242	0,356	0,265	

Organisation des communautés exploitées

L'organisation des communautés lagunaires exploitées (Tableau 3), contrairement à celles du littoral méditerranéen est caractérisée par une faible richesse spécifique, 4 à 11 pour Edkou et 9 à 14 pour Manzalah. Pendant l'ensemble de la période, les communautés sont faiblement structurées avec une régularité $E < 0,60$ pour Edkou et $E < 0,50$ pour Manzalah. Le modèle de Preston s'ajuste mieux aux données que le modèle de Motomura, ce qui n'a fréquemment que peu de signification étant donnée la faible niveau de régularité observée (Amanieu *et al.*, 1981).

Le regroupement des années d'exploitation en fonction de la biomasse des taxons permet d'identifier un certain nombre de groupes chronologiques pour chacun des lacs étudiés (Fig. 5):

Lac Edkou (quatre groupes)

- un groupe (A) de 1962 à 1966 qui correspond à la période d'avant la mise en eau du barrage,
- un groupe (B) de 1968 à 1982 qui correspond comme pour l'exploitation du littoral à une modification de l'organisation de la communauté suite à la mise en eau du barrage,
- deux groupes (C1) et (C2) de 1983 à 1989 plus 1967 rattachés au groupe (A) et en conséquence une ressemblance de la communauté avec celle de la situation d'avant le barrage. Il en résulte une dépendance probable des populations de la lagune avec celles du littoral.

Lac Manzalah (trois groupes)

- un groupe (A) de 1962 à 1965: période d'avant la mise en eau du barrage,
- un groupe (B) de 1966 à 1984: période d'après le début de la mise en eau,
- un groupe (C) de 1985 à 1989,

Contrairement au lac Edkou, le groupe (B) est plus proche du (A) que du (C), on n'observe pas pour Manzalah de diminution des captures suite à la mise en eau, mais plutôt une stabilisation. En revanche pour les deux lagunes les captures augmentent après 1982 comme pour celles du littoral marin.

Identification des associations taxinomiques (Fig. 6)

Lac Edkou (trois associations)

- G1 avec *Tilapia*, *Clarias*, *Mugil cephalus*, *Liza ramada*, *Dicentrarchus labrax* et *Anguilla anguilla*,
- G2 avec *Pagrus* et Crabes,
- G3 avec *Labeo niloticus*, *Lates niloticus* et *Argyrosomus regium*,

Lac Manzalah (trois associations)

- G1 avec *Tilapia*, *Clarias*, *Liza ramada*, *Mugil cephalus*, *Pagrus* *Anguilla anguilla*,
- G2 avec *Dicentrarchus labrax*, *Argyrosomus regius*, *Liza saliens*, *Atherina mochon* et Crabes,
- G3 avec *Labeo* et *Lates niloticus*

Sauf exception, les associations G1 des deux lacs montrent des taxons communs avec peu de variations de leurs

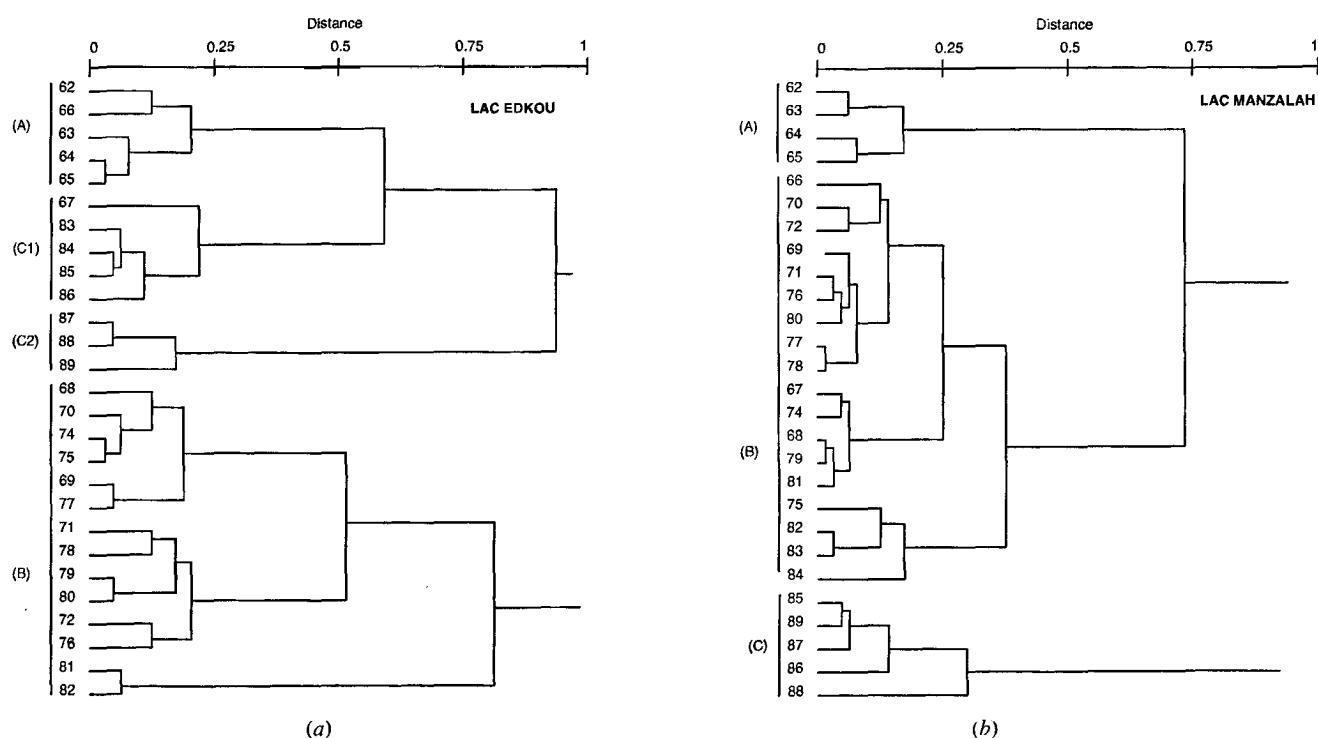


Figure 5

Classification hiérarchique à liens flexibles ($B = -0,25$) des 27 années de captures pondérales des taxons dans les lacs Edkou (a) et Manzalah (b), en utilisant la distance de Bray-Curtis.

Flexible hierarchical clustering ($B = -0,25$) of the species or groups of species observed from their weights caught in the Edkou (a) and Manzalah (b) lagoons over a period 27 years, using the Bray-Curtis distance.

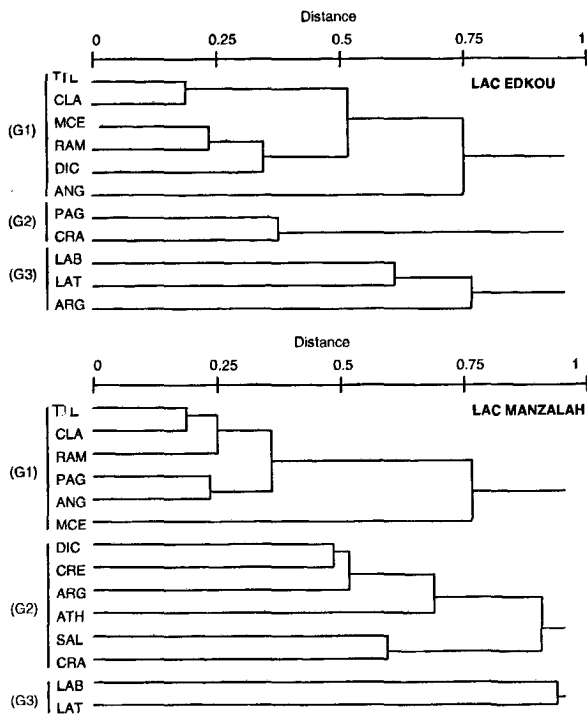


Figure 6

Classification hiérarchique à liens flexibles ($B = -0,25$) des différentes catégories taxinomiques présentes dans les captures pondérales des lacs Edkou (a) et Manzalah (b) pendant 27 années de suivi, en utilisant la distance de Hellinger.

Flexible hierarchical clustering ($B = 0,25$) of the 27 annual weights of the taxa caught in the Edkou (a) and Manzalah (b) lagoons, using the Hellinger distance.

biomasses relatives respectives en fonction des années (Fig. 7) et en conséquence peu de réorganisations des communautés. Les groupements chronologiques observés correspondent à des variations de biomasse absolue qui expliquent les variations de l'abondance des captures. Il existe une relation possible entre l'exploitation en mer et les

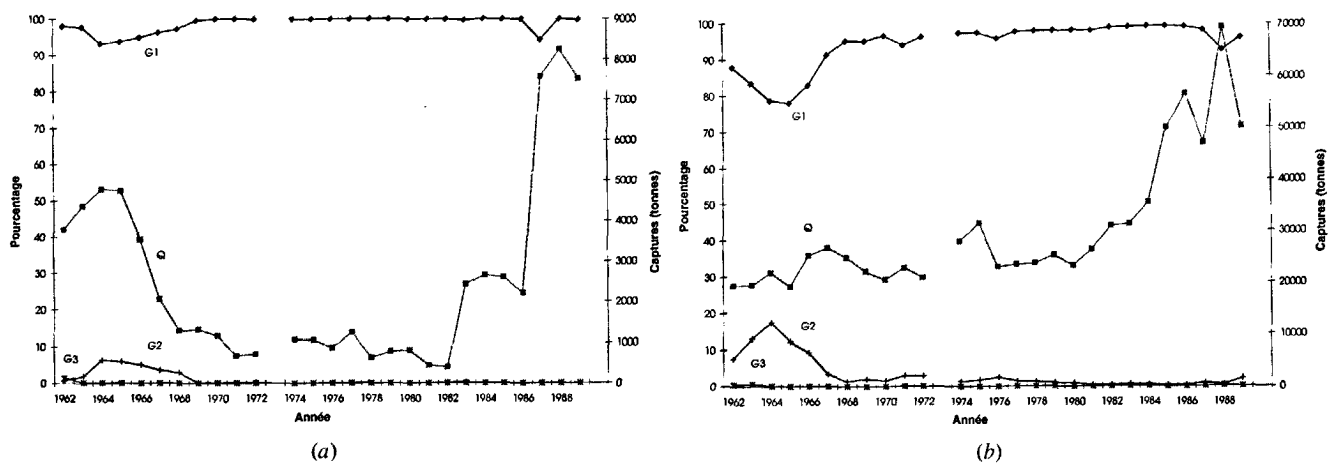


Figure 7

Évolution des captures (Q) des lacs Edkou (a) et Manzalah (b), en relation avec l'organisation de peuplement représentée par le groupement des débarquements annuels (Fig. 5) et la biomasse relative des associations taxinomiques G1 et G2 (Fig. 6).

Evolution of the catches (Q) in the Edkou (a) and Manzalah (b) lagoons related to the community represented by the clusters of the annual landings (Fig. 5) and the relative biomass associations G1 and G2 (Fig. 6).

captures en lagune, probablement par le jeu du recrutement en raison des migrations lagune mer des reproducteurs de *Liza*, *Mugil*, *Dicentrarchus*.

Liaisons entre les indices de diversité et les captures (Q)

Lac Edkou:

De 1962 à 1976: $R(Q, H) = |0,849| > R(Q, \beta) = |0,847| > R(Q, \gamma) = |-0,717|$. Les valeurs de R sont toujours très hautement significatives à moins de 1% de risque (avec 12 ddl),

De 1976 à 1989: seuls $R(Q, \beta) = |0,656| > R(Q, H) = |0,559| > R(Q, \gamma) = |-0,55|$ sont significatifs à moins de 5% de risque (avec 16 ddl)

Lac Manzalah:

Aucune liaison significative n'a pu être mise en évidence entre les captures et les indices de diversité. Il est vrai que pour Manzalah les captures n'ont pas les mêmes variations en fonction des années: contrairement au lac Edkou, il n'y a pas eu de diminution des captures suite à la mise en eau du haut barrage.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

L'analyse des captures, réalisée suite à la construction du Barrage d'Assouan, montre des résultats différents suivant la nature de l'exploitation marine ou lagunaire.

– l'exploitation marine est réalisée principalement avec des engins actifs: chaluts, sennes. Elle a connu un développement extraordinaire juste avant la mise en eau du barrage d'Assouan. On assiste à plusieurs étapes chronologiques de modification de la diversité qui semblent correspondre, d'abord aux conséquences du développement de l'exploitation avant la fin de la mise en eau de 1969, à laquelle s'ajoutent ensuite les conséquences de l'effet de l'impact du barrage de 1969. Il en résulte que les modifications de la diversité spécifique ont pu

être appréciées par des modifications de l'organisation des communautés: passage du modèle de Preston à celui Motomura après 1969, enfin retour au modèle de Preston à partir de 1979. Ces modifications se retrouvent au niveau des associations chronologiques basées sur la biomasse par taxon qui permettent d'associer les périodes 1962-1965 à 1979-1981 et 1986-1989. La situation observée après 1979 est liée à une extension de la zone de pêche vers le Sinaï suite au traité de paix de 1978 (Halim *et al.*, 1995). Entre ces différentes périodes il existe des changements de hiérarchie de groupements de taxons. Il en est de même avec les modifications de la diversité (Bebars et Lasserre, 1983). Les relations captures, diversités n'ont pu être mises en évidence que de 1962 à 1975 et non de 1975 à 1989.

– l'exploitation lagunaire est une exploitation artisanale qui ne semble pas avoir connu le développement d'investissement de la pêche marine, En outre elle fait intervenir des engins passifs et dans ce cas les captures n'ont pas la même signification et surtout la même représentativité que celles de la mer en raison de phénomènes très complexes de sélectivité (liés au comportement actif des taxons) qui se surajoutent à la sélectivité d'échappement et d'évitement liée à la taille. La diversité des captures résulte plus de la stratégie de l'exploitation que de l'organisation des communautés en place (Bach, 1985). Les lagunes Edkou et Manzalah sont caractérisées par une faible régularité et ne connaissent pas de modification de la structure des communautés exploitées ce qui confirme, soit l'absence d'impact sur l'organisation, soit l'indépendance entre l'organisation et les captures des communautés. Au niveau de l'abondance

des captures (Fig. 7), il y a eu des variations: Edkou comme en mer, Manzalah, comme en mer seulement après 1982. Il est probable que cette différence soit liée à une différence de la dimension des passes. En général les populations lagunaires sont liées aux populations marines pour le recrutement, la lagune pouvant être à des saisons bien identifiées (Monteiro *et al.*, 1987), un piège sélectif pour les populations marines migrantes. L'augmentation des captures lagunaires est probablement la conséquence d'une restauration de l'abondance du recrutement de la lagune liée à une augmentation de la biomasse féconde en mer des populations lagunaires. Il est enfin possible que les niveaux de production lagunaire n'aient pas changé avec la construction du barrage et il en résulterait probablement des échanges lagunes-mer qui ont limité les effets de l'impact du barrage du Nil en mer, du moins ceux liés aux apports trophiques.

Remerciements

Le décès de l'un des auteurs, M.I. Bebars, qui était à l'origine des idées et des informations originales de cet article, n'a pas permis d'achever le travail, en exploitant les données sur l'effort de pêche et les données socio-économiques afin de clarifier certaines interprétations. Les auteurs présentent cette publication en hommage à leur regretté collègue. Ils remercient S. Dallot et M. Trousselier pour toutes leurs critiques et leurs suggestions.

RÉFÉRENCES

- Aleem A. A. (1969). Marine resources of the United Arab Republic, *Stud. Rev. Fish. Coun. Mer Medit.* **43**, 1-22.
- Aliaume C., G. Lasserre, M. Louis (1990). Organisation spatiale des peuplements ichthyologiques des herbiers à Thalassia du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe. *Rev. Hydrobiol. trop.* **23**, 3, 231-250.
- Aliaume C., C. Monteiro, M. Louis, T. Lam Hoai, G. Lasserre (1993). Organisation spatio-temporelle des peuplements ichthyologiques dans deux lagunes côtières: au Portugal et en Guadeloupe. *Oceanologica Acta* **16**, 3, 291-301.
- Al Kholly A.A., S.K. El Wakeel (1975). Fisheries of the South-Eastern Mediterranean Sea along the Egyptian Coast. Soviet-Egyptian Expedition 1970-1971, *Bull. Inst. Oceanogr. Fish. Cairo* **5**, 1-279.
- Amanieu M., P.L. Gonzalez, O. Guelorget (1981). Critère de choix d'un modèle de distribution d'abondances. *Acta Oecologica, Oecol. gener.* **2**, 3, 265-286.
- Amanieu M., G. Lasserre (1982). Organisation et évolution des peuplements lagunaires. *Oceanologica Acta*, **SP**, 201-213.
- Bach P. (1985). *La pêche dans l'étang de Thau: Application de quelques notions d'écologie théorique aux communautés de poissons et à leur exploitation. Stratégie de quelques populations ichthyologiques capturées.* Thèse Doctorat, Université Montpellier, 311 p.
- Bebars I.M. (1981). Exploitation rationnelle des pêcheries égyptiennes: application aux pêcheries des sardinelles (*Sardinella aurita*) de la baie du Salloum, Egypte. Thèse Doctorat, Univ. Montpellier, 354 p.
- Bebars I.M., G. Lasserre (1983). Analyse des captures des pêcheries marines et lagunaires d'Egypte de 1962 à 1976 en liaison avec la construction du haut barrage d'Assouan achevé en 1969. *Oceanologica Acta* **10**, 3, 359-371.
- Bray R.J., J.T. Curtis (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* **27**, 325-349.
- Daget J. (1976). *Les modèles mathématiques en écologie.* Masson éd. Paris, 172 p.
- El Hehyawi M.L.L. (1974). Changes in salinity and landing of six species in the shelf North to the Nile delta, *Bull. Inst. Oceanogr. Fish., Cairo* **4**, 431-458.
- El-Zarka S.E., R. Koura (1967). Seasonal fluctuations in production of principal edible fish in the Mediterranean Sea off the United Arab republic. *Proc. Tech. Pap. Gen. Fish. Coun. Mer Medit.* **8**, 227-259.
- Frontier S. (1976). Utilisation des diagrammes rang fréquence dans l'analyse des écosystèmes. *J. Rech. Oceanogr.* **1**, 3, 35-48.
- Frontier S., D. Pichot-Viale (1992). *Ecosystèmes, Structure, fonctionnement, évolution,* Masson, 392 p.
- Halim Y. (1976). Marine biological studies in Egyptian Mediterranean water: a review, *Acta Adriatica* **18**, 2, 29-38.
- Halim Y., Morcos S.A., Rizkalla S., M.K. El-Sayed (1995). The impact of the Nile and the Suez Canal on the living marine resources of the Egyptian Mediterranean waters (1958-1986). In: FAO Marine Resources Service 1995. Effects of riverine inputs on coastal ecosystems and fisheries resources, **349**, 19-50.

- Lam Hoai T., G. Lasserre, M. Amanieu** (1987). Utilisation de la diversité pour décider du choix des espèces à retenir dans un lot faunistique. *Acta Oecologia, Oecol. gener.* **8**, 1, 17-28.
- Lance G.N., W.L. Williams** (1967). A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical systems. *Computer J.* **9**, 373-380.
- Laurec A., J.C. Leguen** (1981). Dynamique des populations marines exploitées. Concepts et modèles. *Rapp. Scien. Tech. CNEXO* **45**, 1, 117 p.
- Legendre P., S. Dallot, L. Legendre** (1984). Succession of species within a community: chronological clustering with application to marine and freshwater zooplankton. *Am. Nat.* **125**.
- Legendre L., P. Legendre** (1984). *Ecologie numérique*. Coll. Ecologie 13. Masson, Paris, 335 p.
- Louis M., T. Lam Hoai, G. Lasserre** (1985). Résultats préliminaires sur le recrutement en poissons dans deux lagunes (Manche à Eau et Belle Plaine) des mangroves de Guadeloupe. *Rev. Hydrobiol. trop.* **18**, 4, 249-265.
- Monteiro C., T. Lam Hoai, G. Lasserre** (1987). Distribution chronologique des poissons dans deux stations de la lagune Ria Formosa (Portugal). *Oceanologica Acta* **10**, 3, 359-371.
- Morcós S.A., M.A. Gerges** (1974). Circulation and mean sea level in the Suez canal. In: *L'océanographie physique de la Mer Rouge*, UNESCO, Paris, 1972, *CNEXO, Publ. Ser. Actes Colloq.* **2**, 267-287.
- Oren O.H.** (1969). Oceanographic and biological influence of the Suez canal, the Nile and the Aswan Dam on the levant bassin. *Rep. Prog. Oceanogr.* **5**, 161-167.
- Rajczy M., J. Padisak** (1983). Divdrop analysis. A new method for interpretation of species importance in diversity changes. *Annls. Hist. nat. Mus. natn. Hung.* **75**, 97-105.
- Safran P.** (1987). *Étude écologique d'une nurserie littorale de poissons nectobenthiques le long du Pas de Calais par méthodes statistiques multivariées*. Thèse Doctorat, Univ. Sci. et Tech. Lille Flandre Artois, 104 p.
- Scherrer B.** (1984) *Biostatistique* Gaetan Morin ed. 850 p.
-