

L'hydrobioclimat des mangroves de la province de Minh Hai (Vietnam)

J. Pagès (1)

Résumé

Cette description préliminaire des eaux continentales de l'extrême Sud de la péninsule vise à fournir une base pour la mise en valeur des mangroves du district de Ngoc Hien. Nous tentons une synthèse - très provisoire - de 5 couvertures, en saison sèche et en pluies, afin de préciser les acquis et les orientations futures de recherche.

Les eaux des chenaux de marée sont dessalées (15-25 g.l⁻¹) sauf en avril (30-35 g.l⁻¹) et très turbides (disque de Secchi à 0,3 m). Leur teneur en phytoplancton est assez faible (5 µg chl.l⁻¹) ; la matière organique dissoute est moyennement abondante (6-10 mg C.l⁻¹). Dans ces conditions, les teneurs en oxygène dissous restent modérées, autour de 50 % de la saturation

Le fonctionnement trophique général des eaux naturelles semble basé sur des apports de matière organique et d'eau douce à partir des zones de mangroves. La photosynthèse aquatique (phytoplanctonique) maintiendrait l'oxygénation, mais la production de biomasse utilisable serait surtout due aux hétérotrophes.

L'actuelle destruction des mangroves, en liaison avec la culture extensive des crevettes, semble ainsi une démarche contre-productive à moyen et long terme.

The aquatic environment in the mangroves of Minh Hai province (Vietnam).

Abstract

This preliminary description of inland waters of the southernmost tip of Vietnam aims at providing a basis for rational utilization of mangroves in the Ngoc Hien district. We try a provisional synthesis of 5 field trips (during rains and dry season, mostly in 1992) to determine present knowledge and future research needs.

The tidal channels are occupied by brackish waters (15-25 g TDS.l⁻¹) during most of the time ; salinities are somewhat higher (30-35 g.l⁻¹) in April. Secchi disk depths are low (0,30 m). Phytoplankton chlorophyll concentrations are moderate (5 µg chl.l⁻¹). Dissolved organic matter is moderately abundant (2-6 mg DOC-C.l⁻¹). These conditions lead to dissolved oxygen concentrations hovering around 50 % saturation at any time of the day.

The overall trophic web thus appears to be based upon imports of freshwater and organic matter from mangroves. Planktonic photosynthesis yields oxygen, while most of utilizable biomass production would stem from heterotrophic processes.

Mangroves in Minh Hai province are presently being converted into extensive shrimp farms. This course appears counter-productive from medium- and long-term viewpoints.

Introduction

Les zones côtières en général sont l'objet d'une attention toute particulière, ces dernières années, et les problèmes liés à un éventuel effet de serre ont encore avivé les préoccupations. Ceci est particulièrement vrai en zone intertropicale, où nous assistons à une prise de conscience de plus en plus nette des multiples menaces auxquelles sont exposés ces milieux côtiers, face à un "développement" souvent anarchique, mené par des populations souvent démunies qui mettent, de façon compréhensible, leur survie immédiate avant une "protection de l'environnement" à plus long terme.

Dans le cas particulier du Vietnam, nous avons été amenés à considérer les problèmes que pose la mise en valeur des mangroves du Sud de la province de Minh Hai (fig. 1). Cette zone a été depuis plusieurs années soumise à une colonisation peu contrôlée. Les autorités ont parfaitement, et très tôt, senti les dangers d'une telle exploitation.

Nous nous bornerons ici, en ce qui concerne les résultats acquis, à une description des caractéristiques des eaux au niveau de la chimie et du phytoplancton, et nous tenterons d'interpréter les données dans l'optique du fonctionnement trophique du milieu aquatique.

Il s'agit ici d'un essai de synthèse sur les résultats de cinq campagnes ; un tel document, proposé pour discussion avec nos homologues, ne saurait être ici dans sa forme définitive.

1 - Le milieu : cadre général

Le cadre géologique sera décrit par nos collègues. Nous ne rappellerons ici que quelques points ayant une incidence sur le milieu aquatique continental dans l'extrême Sud de la péninsule.

1.1 - Climat

Située par environ 10°S, la province de Minh Hai est soumise à un climat tropical humide. La saison des pluies est liée à la propagation vers le Nord de la mousson d'été. Le plus fort de la saison des pluies dure de mai à octobre (fig. 2), avec des vents modérés de secteur Sud-Ouest. Ceci induit en Mer de Chine un courant général modéré partant au Nord-Est (fig. 3). La forte nébulosité entraîne une nette diminution de la "durée du jour".

La pluviométrie annuelle est de 2300 mm en moyenne, tandis que l'évaporation est de 1750 mm par an (tableau I). Ces chiffres indiqueraient un excédent de 600 mm mais ils ne doivent pas masquer le fait que, pendant la saison froide, l'évaporation est nettement supérieure aux pluies : entre décembre et avril, le déficit hydrique est d'environ 560 mm. En saison sèche, les vents, plus forts, sont de secteur Est ; cependant, les courants marins, plus intenses, portent alors au Sud-Ouest en Mer de Chine (fig. 3).

1.2 - Marées

Le régime de marée est remarquable. La marée en Mer de Chine est de type semi-diurne avec inégalité de jusant, et l'amplitude peut atteindre 4 m. La côte orientale de la province est soumise à une érosion intense, à laquelle contribuent, dans des proportions variables a) le fort marnage, b) la forte houle du vent en saison sèche et c) la présence d'une couche de tourbe à environ 3 m sous le niveau actuel du sol.

Sur la côte Ouest, en Baie de Thaïlande, la marée est par contre de type diurne, avec une amplitude faible (0,7 m environ). La côte, soumise à des courants faibles portant au Sud, est en accretion constante depuis au moins une centaine d'années (fig. 1). Ces dépôts successifs proviennent aussi bien de l'érosion locale sur la côte Est que des alluvions du Mékong.

De façon compréhensible, la circulation des eaux dans les multiples rivières, chenaux de marée et canaux est fort complexe. Il semble cependant que dans la rivière Cua Lon (qui fait communiquer les deux côtes), le transport net se fasse vers la Baie de Thaïlande, à l'Ouest, la plupart du temps. Des observations qualitatives ont été faites ; nous n'avons pas, jusqu'ici, tenté de les relier aux prévisions de marée en mer.

Nous tenterons plus loin d'utiliser nos relevés de salinité pour décrire les grandes lignes du fonctionnement hydraulique général.

2 - Matériel et méthodes

La zone étudiée couvre l'extrême Sud de la péninsule, et à peu près la moitié Sud de la province de Minh Hai. La grille des stations a été définie, avec plusieurs a priori, en avril 1992 mais quelques stations supplémentaires y ont été ajoutées ensuite.

Les tournées de terrain, bien que partant de Ca Mau, rayonnent autour de Nam Can. Un sampan couvert est utilisé ; sa vitesse (env. 8 noeuds) permet d'effectuer une couverture complète en 3 jours. Une mission de reconnaissance eut lieu en octobre 1990. Cinq tournées ont été effectuées en mars, avril, septembre et novembre 1992 et en janvier 1993 par MM. Le Quang Thuong, Le Xuan Thuyen et Bui Dac Tuan. Une rapide tournée en fin février 1993 fournit quelques chiffres supplémentaires de salinité. La plupart des mesures sont réalisées sur le terrain (voir ci-dessous).

Les cartes employées sur le terrain (et jetables) combinent les feuilles IGN au 1/100 000 (relevé de 1934, ré-édition en 1953), des relevés de côte effectués en 1990 et, parfois, des éléments de scènes SPOT de 1990-1992. Le positionnement est vérifié, si besoin, au moyen d'un GPS (Sony IPS 360 Pyxis).

Les conditions locales de marée sont notées qualitativement lors des stations.

La salinité est mesurée au moyen d'un réfractomètre à main Atago 5.10.

La conductivité fut mesurée avec un conductimètre (Cole Parmer 1481-55 d'après rapport mars 92 ; Hanna Instruments d'après rapport novembre) mais les chiffres deviennent suspects dès la tournée d'avril.

Le pH est mesuré avec un pH mètre de terrain Quick 93 314, avec électrode HI.1332. L'étalonnage a parfois posé quelques problèmes.

L'oxygène dissous est mesuré, en sub-surface le plus souvent, au moyen d'un oxymètre YSI 57 avec compensation automatique de salinité. Le calcul du pourcentage de saturation (%sat) est fait d'après les tables de Weiss (1970) et les résultats de Sherwood et al (1991).

La transparence est mesurée au disque de Secchi (disque blanc de 30 cm de diamètre).

Pour la chlorophylle phytoplantonique, les filtrations sont faites sur place ; un échantillon (100-200 ml) est filtré sur filtre Whatman GF/C, en employant des porte-filtres en polystyrène et une pompe à main. Les filtres sont transférés dans des tubes à vis (polystyrène, Falcon) conservés au froid (0-4°C) et à l'obscurité, puis sont séchés au froid. Le transport (aérien) s'est fait à température ambiante. Le dosage s'effectue sur les filtres secs extraits par 5 ml de méthanol (24 h à température ambiante, sans broyage ; Nusch, 1980). Les échantillons de mars et avril furent dosés par spectrophotométrie (Beckman DU 90) ; ceux d'octobre et novembre furent dosés par fluorimétrie (Turner 111, avec calibration sur chlorophylle a pure, et vérification par spectrophotométrie sur les échantillons les plus concentrés). L'emploi du méthanol exclut une correction pour les phéopigments.

La matière organique dissoute a été dosée, ou estimée, de différentes façons. En mars 1992 et en février 1993, quelques échantillons furent filtrés (GF/F) ; le dosage n'eut lieu que de retour en

France par une méthode spectrophotométrique (Pagès & Gadel, 1990), fournissant des chiffres de carbone organique dissous (DOC). Nous utiliserons aussi les mesures réalisées par Phan Nguyen Hong & Le Duc An (1992), employant les méthodes classiques pour déterminer la DBO5 (demande biochimique en oxygène), l'azote total dissous (TDN) et le phosphore total (TDP).

3 - Résultats

A ce stade au moins, la marée ne peut être prise en compte. La grille de stations ayant varié, certaines des comparaisons entre situations sont quelque peu hasardeuses. Les résultats bruts par campagne sont donnés en annexe; nous avons aussi compilé les chiffres de salinité, d'oxygène dissous et de biomasse, avec une carte de l'ensemble des stations.

3.1 - Salinité

Les mesures réalisées par Phan Nguyen Hong & Le Duc An sur les eaux côtières montrent que les eaux sont le plus souvent de l'eau de mer plus ou moins diluée par de l'eau douce (H_2O), avec parfois quelques anomalies : excès de SO_4 (à 25 mmol SO_4 -S.l. $^{-1}$), de Ca (à 2-4 méq.l. $^{-1}$), déficit de K (de 2-4 méq.l. $^{-1}$).

Nous utiliserons ici surtout les données de salinité obtenues au réfractomètre ; la gamme des salinités pour lesquelles nous disposons de relevés de conductivité fiables simultanés est encore trop étroite pour comparer les deux méthodes. En incluant les chiffres de Phan Nguyen Hong & Le Duc An, nous obtenons la relation provisoire: $S = 0,78.EC + 3,3$ (S en g.l. $^{-1}$, EC en mS.cm $^{-1}$).

Sur l'ensemble des stations, à chaque campagne, nous observons une variation générale des salinités liée au bilan hydrique ((Pluie- Evaporation), en mm par mois):

	jan	fev	mar	avr	jun	sep	oct	nov
	'93	'93	'92	'92	'92	'92	'90	'92
M	25,6	31,7	28,1	33,0	31,3	24,7	20,1	23,6
T	2,3	1,0	2,8	2,8	2,9	2,3	2,3	3,3
n	43	16	15	18	11	38	13	44
max	32	33	32	36	34	29	29	26
min	22	30	24	30	-	20	0	15
P-E	-131	-145	-152	-79	+176	+203	+203	+44

M: moyenne; T: écart-type; n: nombre de valeurs

Les valeurs maximales relevées correspondent le plus souvent à celles de l'eau de mer côtière, dont les variations reflètent elles aussi le bilan hydrique. Il est remarquable que les salinités, à chaque campagne, soient très homogènes. Cette distribution statistique laisse présager une forte homogénéité

spatiale. Il faut relever cependant que les campagnes ne couvrent pas exactement les mêmes stations; les deux tournées rapides d'octobre (1990) et février (1993) comprennent plus de stations "continentales". En regroupant par "saison", la salinité moyenne de saison sèche est de $28,5 \text{ g.l}^{-1}$ (de janvier à avril), tandis que la salinité moyenne de saison des pluies est de $23,6 \text{ g.l}^{-1}$ (de septembre à novembre). Mais il faut considérer aussi les variations spatiales (fig. 4).

Contrairement à nos a priori (basés sur d'autres écosystèmes), il n'existe pas de gradient général, ou uniforme, de variabilité. L'hypothèse de départ était qu'une zone confinée devrait voir sa salinité augmenter fortement en saison sèche, mais diminuer fortement en pluies. Nous avons en fait plusieurs ensembles spécifiques.

a) le Song Bay Hap est très variable. En pluies, la distribution de la salinité est analogue à celle d'un estuaire classique; cependant, une estimation rapide des ordres de grandeur indique qu'un écoulement net d'eau douce ne serait pas mesurable. La salinité est nulle en "amont", avec une augmentation progressive vers l'"aval". Le panache d'eau dessalée, s'appuyant sur la rive Nord, s'étend au moins à 5 km en mer. En saison sèche, la moitié inférieure du cours du Song Bay Hap est pratiquement de l'eau de mer ($30-35 \text{ g.l}^{-1}$), tandis qu'une légère dessalure ($27-29 \text{ g.l}^{-1}$) existe en amont.

b) l'axe Cua Lon-Bo De est souvent proche de l'eau de mer, et assez homogène. En pluies, les salinités moyennes sont d'environ $24-26 \text{ g.l}^{-1}$; elles passent à $30-32 \text{ g.l}^{-1}$ en saison sèche.

Pour les autres stations, nous avons tenté de définir la variabilité saisonnière en comparant les salinités moyennes de saison sèche (S_s) et de pluies (S_p). La variabilité entre saison sèche et saison des pluies. Cette comparaison délimite trois groupes d'importance inégale:

- c) le Rach Cai Ngay, et quelques eaux "continentales", confinées, avec $S_s = 32$ et $S_p = 12 \text{ g.l}^{-1}$.
- d) un groupe stable, au SW, avec $S_s = 25-26 \text{ g.l}^{-1}$ et $S_p = 21-25 \text{ g.l}^{-1}$
- e) un groupe variable, au S et à l'E, avec $S_s = 31-35 \text{ g.l}^{-1}$ et $S_p = 20-25 \text{ g.l}^{-1}$; ce groupe comprend les stations #ML, #11, #5 et toute la partie E (Bo De, Dam Doi, etc)

A part cette distribution, nous pouvons encore relever que les rachs sont généralement moins salés dans leur partie distale; quelques points remarquables cependant:

- la st. #10D est peu salée en toute saison, bien que très proche de la mer
- la série des st. #3-5B ne dessale pas vraiment en pluies; un apport d'eau de mer par le Sud (st. #5B) serait une explication. Une communication identique existe aux stations #7A et #9A.

Nous avons remarqué, en octobre 90, quelques cas de nette stratification verticale dans des bassins sans circulation. Cet aspect devra être quelque peu poursuivi: une stratification saline (ou thermo-haline) peut correspondre à un déficit marqué d'oxygène dans les couches profondes des bassins concernés.

3.2. Transparence

L'impression générale est celle d'une forte turbidité, avec des profondeurs de disparition du disque de Secchi (DS) de l'ordre de 0,2 à 0,5 m (les valeurs extrêmes sont 0,05 et 0,58 m). Nous n'avions pas discerné de tendance spatiale pour chaque tournée prise isolément. Nous n'avons pas non plus distingué de correspondance entre l'état de la marée et la turbidité.

L'examen de l'ensemble des mesures ne fait pas apparaître de zonation répétitive. Les valeurs de DS de novembre sont, dans l'ensemble, beaucoup plus faibles que celles de septembre 92 ou que les quelques-unes relevées en octobre 90.

Nous ne disposons pas de mesure simultanée de la charge solide; cependant, Phan Nguyen Hong & Le Duc An (1992) trouvent en eaux côtières des teneurs de 50 à 500 mg l⁻¹ de solides en suspension.

3.3 - pH

Nous disposons de trois séries de mesures raisonnablement fiables (pour septembre, novembre et janvier) dans les eaux intérieures. Les valeurs s'étalent entre 6,8 et 7,9, avec une médiane vers 7,2 (7,23 pour septembre, 7,18 pour novembre, 7,45 pour janvier). L'ensemble des eaux intérieures est donc faiblement alcalin ; les eaux côtières marines montraient en juin des pH légèrement plus élevés, vers 7,6 (Phan Nguyen Hong & Le Duc An, 1992).

Une comparaison des pH et des salinités pour les trois campagnes ne fait apparaître aucune tendance statistiquement significative. L'adjonction des données pour les eaux côtières indiquerait une tendance à des pH plus élevés en eaux plus salées, mais cette tendance s'inverse avec les données de janvier.

3.4 - Oxygène dissous

L'évolution journalière des concentrations relatives (%sat) semblait suivre - d'assez loin - la courbe de la lumière incidente en septembre 92. Ce n'est pas le cas en novembre et janvier, où des teneurs assez faibles peuvent être observées même autour de midi. Sur l'ensemble, il n'est donc guère plausible de procéder à une correction pour tenir compte de l'heure d'observation.

3.4.1: Distribution

Sur l'ensemble des chiffres, des teneurs (relatives) assez fortes sont plus fréquentes lors de la tournée de novembre, tandis que des valeurs faibles (30-40 %sat) étaient observées plus fréquemment en septembre et surtout en avril; la moyenne était de 45,5 %sat en janvier.

La répartition géographique des teneurs (relatives ou absolues) en O₂ ne présente aucun trait constant; à chaque station, les fortes variations d'une tournée à l'autre ne permettent pas de reconnaître des stations systématiquement (et significativement) différentes. Notons que les statistiques paramétriques ne peuvent guère être efficaces ici et que des moyennes ne signifient plus grand'chose. Le seul trait à peu près fixe est que l'axe Cua Lon-Dam Doi est plutôt mieux oxygéné, ainsi que la portion st # 5-5A et, dans le Sud-Ouest, la st. #10B. A l'inverse, la st. #10 serait plutôt mal oxygénée.

3.4.2 : Oxygène et salinité

La distribution des teneurs en O₂ en fonction de la salinité semblait donner des indications utiles en septembre, avec une corrélation positive entre ces deux paramètres. Les données des autres campagnes ne s'alignent pas sur cette régression, mais nous obtenons des corrélations positives pour 4 campagnes, tandis que janvier donne une corrélation négative:

mars:	%sat = +35,3 + 1,39.S (n=10; r=0,29 n.s.)
avril	%sat = -87,5 + 4,40.S (n=14; r=0,44 n.s.)
septembre	%sat = + 9,5 + 2,10.S (n=31; r=0,48; P<0,01)
novembre	%sat = +22,1 + 1,93.S (n=31; r=0,52; P<0,01)
janvier	%sat = +172 - 5,07.S (n=36; r=-0,70; P<0,01)

Afin d'unifier ces résultats, nous avons été amenés à considérer d'une part les campagnes de saison sèche (mars 92 et janvier 93), d'autre part les sorties de fin de saison des pluies (septembre et novembre); la sortie de début des pluies, en avril, doit rester séparée. Nous obtenons alors à nouveau des corrélations positives entre O₂ et salinité (voir figure 4):

saison sèche	%sat = -31,8 + 3,23.S (n=36; r=0,51; P<0,01)
saison des pluies	%sat = 12,0 + 2,12.S (n=67; r=0,37; P<0,01)

Nous pouvons remarquer que ces régressions, extrapolées, indiquent que O₂ serait à peu près nul à des salinités très faibles: 10 g.l⁻¹ en janvier-mars, 20 g.l⁻¹ en avril, 0 g.l⁻¹ en septembre-novembre.

3.4.3 : Oxygène et pH

Sur les trois campagnes de septembre, novembre et janvier, nous avons comparé la distribution du pH et de la concentration en oxygène (en prenant les teneurs relatives, en %sat.). Le graphe paraît tout d'abord confus (fig. 6). Un examen plus détaillé montre des différences entre campagnes: pH plus élevés en janvier, pH et O₂ plus faibles en septembre. Les stations à forte biomasse phytoplanctonique ont souvent des valeurs plus faibles de pH et de O₂.

En considérant chaque campagne isolément, pH et O₂ sont corrélés; nous avons calculé les régressions, soit "restreintes" (pour B < 7 µg chl.l⁻¹), soit "globales" (toutes biomasses confondues), sous la forme $pH = A + B \cdot [\%sat]$. Les corrélations sont toutes hautement significatives, sauf la régression "globale" en "pluies", combinant les données de septembre et novembre:

	restreinte				globale			
	A	B	n	r	A	B	n	r
janvier	6.69	.0170	23	.79	6.68	.0166	41	.77
sept.	6.59	.0123	29	.71	6.72	.0102	35	.68
nov.	6.27	.0160	23	.59	6.08	.0174	35	.59
pluies	6.61	.0116	52	.66	n.s.	n.s.	70	n.s.

Nous aurions ainsi, dans des eaux à salinité de 22 à 30 g.l⁻¹ et/ou avec des biomasses (phytoplanctoniques) modérées, une corrélation positive entre pH et %sat. Une telle relation est en soi logique puisque les deux paramètres peuvent être modifiés, dans ce sens, par la photosynthèse ; il est surprenant, cependant, que des eaux de mer (certes partiellement diluées) réagissent à ce point et montrent donc peu de pouvoir tampon.

3.5 - Eléments nutritifs

Dans le cadre de notre étude, nous n'avons pas prévu un suivi systématique des éléments nutritifs "classiques" (nitrate, ammonium, etc), peu plausible avec les moyens initialement envisagés. Nous avons obtenu communication des résultats de mesures faites sur des eaux côtières marines, sur la côte occidentale de la province (Phan Nhuyen Hong & Le Duc An, 1992) ; nous rappellerons ici quelques-uns de ces chiffres.

3.5.1 - Carbone :

La DBO₅ (demande biochimique en oxygène) est de l'ordre de 20 à 30 mg O₂.l⁻¹ en eaux côtières. En admettant (en première approximation; voir paragr. 3.5.3.) que la plus grande partie des réducteurs soit du carbone organique, ceci correspondrait à 600-900 µmol DOC-C.l⁻¹, du moins pour la portion dégradable en 5 jours.

Nous n'avons procédé qu'à quelques mesures de carbone organique dissous, en mars (à la st. #11) et en février (sur 5 emplacements). Nous avons obtenu les concentration suivantes

station	situation	mg DOC-C.l ⁻¹
# 11		9
"a"	Song Dam Doi	10
"b"	Song Dam Doi	17
"c"	plantation de Rhizophora mature	11
"d"	Rach Bo Gui	8
"e"	Song Bay Hap	17
"f"	Song Bay Hap	12

Ces quelques dosages sont trop dispersés pour détecter un schéma de répartition; le seul point plausible est la teneur minimale observée sur le Rach Bo Gui, très près de la mer. Nous retiendrons que les teneurs varient entre 700 et 1400 $\mu\text{mol DOC-C.l}^{-1}$.

Ces quantités de DOC sont à mettre en regard des concentrations de carbone minéral dissous ("DIC", en fait HCO_3^-) trouvées en eaux côtières. Par rapport à une eau de mer standard, ces eaux présentent un excès de près de 1 méq. l^{-1} , (donc de 1000 $\mu\text{mol DIC-C.l}^{-1}$), tandis que l'excès de Ca^{++} , nous l'avons signalé, est de 1-2 mmol $\text{Ca}^{++}.\text{l}^{-1}$.

3.5.2 - Azote

L'azote total dissous (TDN) est présent dans les eaux côtières à des concentrations de 60-120 $\mu\text{mol TDN-N.l}^{-1}$. Les formes minérales identifiables sont nettement moins abondantes : 0,6-3 $\mu\text{mol NO}_3^-.\text{l}^{-1}$, 3-6 $\mu\text{mol NH}_4^+.\text{l}^{-1}$.

3.5.3 - Phosphore, et rapports de constitution

Le P total dissous est relativement abondant en valeur absolue, dans les eaux côtières, avec des teneurs de 2 à 6 $\mu\text{mol TDP-P.l}^{-1}$. Les rapports molaires N/P (TDN/TDP) en eaux côtières sont de l'ordre de 25.

En ce qui concerne le DOC et son estimation à partir de la DBO5, nous devons tenir compte des concentrations non négligeables de TDN, qui peut être oxydé. Nous admettrons schématiquement la réaction d'oxydation : $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \text{ ----> NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$. A supposer que tout le TDN soit sous forme NH_4^+ (et si il est entièrement oxydable en 5 jours à 25°C), nous devons "corriger" la DBO5 en fonction de l'équation ci-dessus (tableau II).

Nous aboutissons ainsi à une matière organique dissoute à des concentrations de 500 à 1000 $\mu\text{mol DOC-C.l}^{-1}$, avec des rapports molaires C/N de l'ordre de 8 (de 4,4 à 19,2, sauf une station aberrante; moyenne 8,40, $\tau = 3,8$) des rapports C/P de l'ordre de 200 (moyenne : 202, $\tau = 58$) et des rapports N/P de l'ordre de 25 (moyenne 26,2, $\tau = 9,0$).

Les considérations ci-dessus portent sur l'ensemble des résultats. Nous pouvons considérer de plus près les conditions dans les bassins de crevetticulture. Plutôt qu'une démarche statistique classique, nous pouvons employer une comparaison qualitative, en notant par + que la concentration d'un élément donné est plus élevée dans le bassin que dans l'eau naturelle; - indique une diminution, = une absence de différence significative. Nous n'avons pris en compte que les stations où le couple (bassin/eau naturelle) est explicite. La dernière ligne ("théor") représente l'évolution prévisible en cas d'enrichissement et de confinement hydraulique, avec amplification des situations micro-aérobies ou anaérobies.

stat	NH4	NO3	NO2	TDN	PO4	TDP	SO4	S-	TSS
I	+	--	-	+	++	+	+	+	--
II	++	-	--	++	=	=	+	=	-
IV	++	--	--	++	++	+	-	+	+
VI	-	--	++	-	--	-	=	+	++
IX	++	--	-	=	=	=	--	-	--
XV	++	--	--	++	=	=	+	-	=
XVII	=	=	=	=	++	=	-	=	++
théor	+	-	-	+	+	+	-	+	-

Nous voyons que , sauf à la station VI, les bassins évoluent qualitativement dans le sens prédictible. Seul le cycle du soufre est souvent "anormal"

3.5.4 - Silicates

Les mesures en eaux côtières marines montrent des concentrations anormalement fortes (pour des eaux de mer) en SiO_3^- . Des teneurs de l'ordre de $50 \text{ mmol Si.l}^{-1}$ témoignent d'une influence continentale nettement sensible. Cependant, les teneurs de SiO_3^- n'évoluent pas en fonction (inverse) de la salinité d'une façon compatible avec un diagramme de mélange (graphe non présenté).

3.6 - Biomasse phytoplanctonique

Nous rappelons que les chiffres disponibles furent obtenus par deux méthodes, de sensibilité et de précision fort différentes ; les comparaisons sont donc risquées.

3.6.1 - Distribution

La plupart des concentrations sont assez faibles, avec de nombreuses valeurs autour de $3 \mu\text{g chl.l}^{-1}$; quelques chiffres forts, le plus souvent isolés, apparaissent cependant, de façon très irrégulière. La moyenne générale (pour autant qu'elle ait un sens) est de $5,3 \mu\text{g chl.l}^{-1}$.

Une évolution générale est de ce fait difficile à discerner en considérant toutes les valeurs. Nous avons tenté une comparaison entre campagnes, en appliquant une méthode analogue au "jack-knife" sur les valeurs les plus fortes. L'effet de ces dernières étant ainsi gommé, nous voyons qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative entre saisons:

	Mars	Avril	Sept	Nov	Jan
n		17	38		41
M		6,8	7,2		6,9
τ		5,7	13,2		4,4
n	10	15	35	40	36
M	2,2	5,2	3,7	6,0	5,7
τ	0,8	2,7	2,8	3,3	3,2

n: nombre de données; M: moyenne; τ : écart-type

D'éventuelles tendances géographiques sont également difficiles à distinguer du fait de la distribution des observations. Au prix de quelques approximations, nous pouvons cependant faire apparaître quelques traits répétitifs, avec des portions de "rach" homogènes (fig. 7):

* certaines stations sont toujours relativement pauvres :

- la série st. #6 - #7A, dont la portion proximale (#6-#7) reste à moins de $3 \mu\text{g chl.l}^{-1}$
- la st. #10 et, sur un autre rach, la portion distale #9-#9A
- la zone st. #5A-5B (qui pourrait, nous l'avons vu, correspondre à une incursion marine)
- la portion st. #1-#2
- la st. #11, et peut-être la st. #RD
- la st. #ML4, et peut-être ML3

* à l'inverse, certaines séries ont toujours des valeurs hautes :

- la zone Sud-Ouest, avec la série st. #8-#8C continuée par la série #10A-10E (la st. #10 reste à l'écart) de même que la portion distale #9-#9A.
- la série #3-#5 (en contraste avec la partie distale)
- la série #11A-11E (la st. #11 étant à part)
- la portion #1A-1B
- la station #ML2 (et peut-être ML1)

Nous avons ainsi une alternance de rach à biomasses faible ou forte ; cette alternance avait déjà été relevée en novembre.

3.6.2 - Relations avec les facteurs du milieu

Une simple inspection des cartes à répartition, à chaque campagne, ne fait pas apparaître de concordance entre les biomasses B et les descripteurs du milieu (surtout la salinité). Nous n'avons aucune corrélation entre B et la salinité (que ce soit sur les valeurs individuelles ou sur les moyennes par station).

3.6.3 - Effets de la biomasse sur le milieu

Bien que les concentrations de phytoplancton soient relativement faibles, l'activité photosynthétique peut modifier le milieu au niveau du pH ou de O_2 .

Nous ne trouvons aucune corrélation entre B et O_2 (en %sat aussi peu qu'en valeur absolue; graphe non présenté). Les seules corrélations qui sembleraient émerger sont des relations négatives, valables seulement sur quelques séries de stations (st. #08-8C de novembre, et st. #11A-11E de septembre, dont nous devons rappeler l'occupation très matinale). Nous avons vu plus haut (§ 3.3) que la distribution du pH en fonction de O_2 ne s'éclaircit qu'à condition de séparer un ensemble de stations à forte B, qui présentent des pH plus faibles (pour une même teneur en O_2) que le groupe principal.

4 - Discussion

Dans cet essai d'une description générale du milieu naturel, nous avons quelque peu négligé l'étude systématique des milieux (artificiels) des bassins de crevetteculture. Cette optique était étrangère à nos préoccupations officielles au début de cette étude. Dans ce qui suit, nous traiterons principalement du milieu naturel, avec quelques remarques accessoires quant aux bassins à crevettes ("shrimp farms"). Nous tenterons en conclusion quelques remarques générales.

4.1 - Milieu aquatique

4.1.1 - Climat et bilan hydraulique

Notre schéma a priori était basé sur ce que nous avons pu observer dans un système infiniment plus simple en ce qui concerne le réseau hydrographique (Pagès & Savenije, 1990). Nous n'avons pu, ici, utiliser les observations qualitatives de marée faites durant les missions ; il est possible, mais non certain, que des observations simultanées en un grand nombre de points eussent permis un début de compréhension générale semi-quantitative.

Ce voeu d'une description générale quantifiée (= modélisation) est un réflexe dont on peut mettre en doute l'utilité pratique réelle. Ce point devra être discuté par d'autres instances.

A un niveau purement qualitatif, il était prévisible que l'axe Cua Lon - Dam Doi serait la portion la plus influencée par la mer. Les rach dans leur ensemble ressentent de moins en moins cette influence marine et sont plus soumis aux échanges avec l'atmosphère (pluie et évaporation), directement ou à travers les terres émergées. Aucune différence significative n'apparaît entre les différents rach étudiés. La notion de confinement hydraulique reste certes valable, mais les faibles temps de séjour (dus aux faibles distances) brouillent ses manifestations.

La presque totalité de nos données correspondent à des échantillons de sub-surface. Quelques prélèvements réalisés dans des bassins à crevettes en octobre 90 avaient montré une nette stratification saline, avec des salinités plus fortes de 6 à 7 g.l⁻¹ à 1 m de profondeur. Il serait utile de rechercher l'existence de telles stratifications (halines, mais peut-être aussi thermiques) dans quelques installations d'aquaculture représentatives. La présence d'une structure verticale stable peut en effet conduire, d'une part à des "blooms" phytoplanctoniques (voir plus loin), d'autre part à une anoxie plus ou moins grave dans les couches profondes. Une destruction "mécanique" de la stratification est peu plausible, de même qu'une aération forcée, dans les présentes conditions matérielles locales. Une

gestion minutieuse de l'eau, en prêtant attention à la profondeur du soutirage, serait sans doute la seule démarche possible pour éliminer les éventuelles saumures.

4.1.2 - Salinité et ions majeurs

Un réflexe "océanographique" nous fait considérer les analyses d'ions majeurs comme souvent superfétatoires, et/ou d'un coût excessif. Cependant, les analyses faites sur les eaux côtières (Phan Nguyen Hong & Le Duc An, 1992) montrent une nette influence continentale (SiO_3^-) dans des eaux par ailleurs indiscutablement marines. D'autres anomalies dans les rapports ioniques confirment l'effet de phénomènes locaux, chimiques ou bio-chimiques, qui modifient les eaux de mer de départ au-delà d'une simple dilution. Nous n'avons pu tracer l'équivalent d'un diagramme de mélange pour les différents ions "anormaux". Ceci semble indiquer un mélange prolongé, et une homogénéisation poussée des masses d'eau.

En ce qui concerne les méthodologies, nos propres données sont insuffisantes pour comparer salinité (S, en g.l^{-1}) et conductivité (C, en mS). Dans un autre milieu estuarien, par ailleurs hyperhalin, des mesures en parallèle (Gac, comm. pers.) ont donné deux relations possibles:

$$S = 0,0038 C^2 + 0,564 C + 0,128 \text{ (qui sur-estime S)}$$

$$\ln S = -0,9843 + 1,2239 \ln C \text{ (qui sous-estime S)}$$

Une approximation linéaire tolérable, dans la gamme $0 < S < 40 \text{ g.l}^{-1}$, est donnée par $S = 0,806 C + 0,4$.

Dans l'ensemble, la salinité se révèle ici un marqueur (un traceur) beaucoup moins efficace que nous l'avions espéré en fonction de notre expérience passée dans d'autres milieux, plus simples hydrauliquement. La remarquable homogénéité des eaux sur l'axe Cua Lon-Bo De nous amène à considérer qu'il ne s'agit pas d'un estuaire, au sens classique, mais d'un bras de mer sous influence continentale, avec des sources non ponctuelles ("non-point sources") d'eau douce. A l'inverse, la Bay Hap (et la partie "amont" du Dam Doi) se comportent comme un estuaire "normal" en saison des pluies. En saison sèche, la Bay Hap pourrait fonctionner en estuaire inverse; il ne s'agit que d'une impression ("educated guess"), qu'il serait intéressant de confirmer ou d'infirmier par des mesures fines de salinité.

4.1.3: Éléments nutritifs et matière organique

Le dosage des éléments nutritifs minéraux ("inorganic") est classique dans toute étude d'un milieu aquatique; cependant les milieux estuariens, de mangrove surtout, présentent quelques traits particuliers. D'autres points, que nous rappellerons aussi, sont par contre communs à la plupart des milieux aquatiques.

Parmi les formes minérales, le nitrate (NO_3) est classiquement la forme prédominante, et la plus importante, en milieu marin bien oxygéné; c'est sur cette forme oxydée qu'est basée la production "nouvelle", par exemple dans les upwellings. En milieux estuariens, le NO_3 est souvent d'origine terrestre, et sa concentration diminue assez rapidement quand on s'éloigne du domaine des eaux douces; Selvam et al. (1992) observent des concentrations passant de 20 à 5 $\mu\text{mol NO}_3\text{-N.l}^{-1}$ au passage de l'eau douce aux eaux de mangrove. Cette diminution peut être due à l'assimilation (Horrigan et al., 1990). Par contre, la dénitrification peut être très active en milieu peu oxygéné, riche en matière organique (Ward & Twilley, 1986; revue par Seitzinger, 1988). Une mol NO_3 oxyde 1,25 mol C organique si la réduction va jusqu'à N_2 (Brettar & Rheinheimer, 1992). A teneur égale en NO_3 , la dénitrification est accélérée par de fortes teneurs en carbone labile (ibid.). De même, la dénitrification est plus probable quand le rapport N/P global est élevé (Levine & Schindler, 1992). A l'inverse, l'ammonium (NH_4) est plus abondant en milieux mal oxygénés (Ward & Twilley, 1986) et/ou dans des milieux soumis à de forts apports en matière organique (donc sous forme réduite) (Schaeffer-Novelli et al., 1990; Selvam et al., 1992). En haute mer, une ample littérature fut consacrée à la détermination du "relative preference index", comparaison de la cinétique d'assimilation de NO_3 et de NH_4 (l'assimilation de ce dernier, moins abondant, étant plus facile quant au coût énergétique). Ces études ont débouché sur la définition du "f ratio" (voir p. ex. Harrison, 1990), quotient de la "production nouvelle" (basée sur NO_3) à la "production de régénération" (basée sur NH_4). Dans les milieux côtiers, estuariens et surtout en mangroves, les formes minérales de l'azote (NO_3 et NH_4 principalement) constituent souvent une fraction faible de l'azote total dissous (TDN), du fait de l'importance de l'azote organique dissous (DON) (Harrison et al., 1992 p. ex.).

La matière organique dissoute (DOM) joue en effet un grand rôle dans ces milieux. Les teneurs en carbone organique dissous (DOC) sont de l'ordre de 2 à 6 mg DOC-C.l^{-1} dans des fleuves tropicaux (Richey et al., 1980; Levine & Weibezahn, 1986) ou dans des eaux côtières (Moran et al., 1991); dans des eaux de forêt ou de mangrove, des teneurs de 10 à 80 mg DOC-C.l^{-1} peuvent être observées (Flores-Verdugo et al., 1990; Tan et al., 1990). A titre d'exemple, nous avons mesuré dans un milieu de mangroves non exploitées d'Afrique de l'Ouest les concentrations suivantes: 4-7 $\mu\text{mol PON-N.l}^{-1}$, 0,2-0,5 $\mu\text{mol POP-P.l}^{-1}$, 15-40 $\mu\text{mol TDN-N.l}^{-1}$, 0,3-0,8 $\mu\text{mol TDP-P.l}^{-1}$ (Pagès et al., in prép.). Les concentrations en DOM que nous avons calculées, ou estimées, dans les eaux côtières de la province sont donc assez vraisemblables. Outre ses divers effets physico-chimiques (chélation, etc), la DOM représente un réservoir d'éléments nutritifs, directement pour les hétérotrophes aussi bien qu'indirectement pour les autotrophes. Son importance dépend naturellement à la fois de sa concentration totale et de sa nature (Ertel et al., 1986). Laird & Scavia (1990) montre que seule une fraction (de 3 à 40 % selon le cas) du DOC est utilisable par les bactéries. La composition, par exemple décrite par le rapport C/N/P, est un assez bon indice de l'"âge" et de la valeur nutritionnelle de la DOM. Les rapports inférés des mesures de Phan Nguyen Hong & Le Duc An (1992) sont d'environ 200/25/1,

et donc dans les ordres de grandeur d'une DOM assez ancienne et déjà probablement relativement réfractaire.

Cet aspect de rapports élémentaires nous amène à quelques remarques au sujet de l'azote et du phosphore en général. Les eaux côtières de la province de Minh Hai présentent un rapport (molaire) N/P (TDN/TDP) de 25 environ (Phan Nguyen Hong & Le Duc An, 1992). Or Downing & McCauley (1992) montrent qu'un rapport N/P < 28 correspond à une limitation par l'azote, tandis que les milieux oligotrophes présentent des N/P élevés amenant à une limitation par P. Ces résultats ont été acquis sur des lacs (voir aussi Levine & Schindler, 1992) mais sont confirmés en estuaires (Fisher et al., 1992). Il semblerait donc que les eaux côtières étudiées ici soient limitées en azote; une telle limitation azotée passait pour habituelle en eaux marines (Ryther & Dunstan, 1971), mais cette optique est actuellement discutée (Hecky & Kilham, 1988). Nous pouvons relever que les rapports élémentaires sont plus décisifs que les concentrations (en valeur absolue) pour déterminer une limitation (Hecky & Kilham, *ibid.*; Davies & Sleep, 1989).

Dans cet ordre d'idées, Phan Nguyen Hong & Le Duc An (1992) mesurent dans les eaux côtières des concentrations relativement fortes de silicates (SiO_3), qui indiquent des apports continentaux diffus. Le rapport Si/N/P a autant d'importance que les concentrations absolues en Si, et détermine, au moins partiellement, les limitations et donc la composition spécifique de la population phytoplanctonique (Lehman, 1988; Kilham & Hecky, 1988).

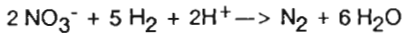
4.1.4 - Les bassins de culture

La discussion ci-avant concerne plutôt les milieux côtiers et continentaux en général. Dans le cas particulier des bassins de crevetticulture étudiés par Phan Nguyen Hong & Le Duc An (1992), nous avons remarqué (par. 3.5.3) que les eaux y sont souvent assez différentes du milieu naturel. Nous avons vu que les bassins évoluent, dans leur ensemble, comme prévisible; le caractère anormal de la st. VI ne pourrait être expliqué qu'en connaissant mieux les conditions précises de terrain.

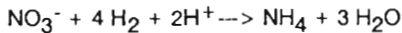
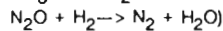
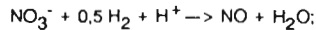
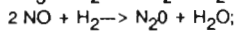
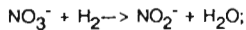
Dans ces bassins, le fait de confiner une certaine masse d'eau aura deux séries de conséquences, hydrauliques et chimiques. Hydrauliquement, l'arrêt de la circulation et la forte diminution de la turbulence devraient amener, d'une part un début de stratification thermique (ou thermohaline), d'autre part une sédimentation des matières en suspension. Ce dernier point a été observé qualitativement plusieurs fois, sur des bassins présentant des eaux plus claires, du moins par vent faible; cette clarification ne semble pas constante dans les bassins étudiés quantitativement ici. La stratification haline, elle, a été observée plusieurs fois en octobre 1990; elle était dans doute en liaison avec des pluies sporadiques, créant une couche dessalée en surface.

Le confinement hydraulique, et la stratification résultante, ont des conséquences chimiques, même en absence d'apports anthropiques. Le temps de séjour accru permet une décomposition plus

poussée des déchets organiques et une accumulation des produits résultants. La stratification permet l'apparition d'un déficit d'oxygène (sinon d'une réelle anoxie) dans les couches profondes, favorisant l'existence de NH_4 d'une part, le relargage de PO_4 à partir des sédiments d'autre part. La dénitrification peut aussi s'exercer, selon les deux réactions possibles (Brettar & Rheinheimer, 1992):



(qui se décompose en:



La première réaction (dénitrification au sens strict) aboutit à une perte nette d'azote. Quelle que soit la réaction dominante, les proportions relatives des formes oxydées et réduites de N sont inversées.

Il est évident que des apports (anthropiques ou non) de matière organique supplémentaire exacerbent cette évolution vers un milieu risquant l'anaérobiose. Nous verrons plus loin que ces milieux riches sont favorables aux Cyanophycées.

4.2 - Phytoplancton et milieu

Dans l'optique la plus classique des chaînes alimentaires aquatiques, la concentration de chlorophylle phytoplanctonique est un indicateur des potentialités trophiques (de la "richesse") du milieu. Dans des milieux traditionnels à chaîne alimentaire relativement linéaire, l'abondance des producteurs autotrophes est un bon estimateur de la production tertiaire (Nixon, 1988; Day et al., 1989; Downing et al., 1990). Mais ceci suppose, entre autres, que la biomasse autotrophe soit prépondérante dans le seston, autant comme consommateur de nutriments que comme ressource alimentaire pour les prédateurs tertiaires. Un autre trait des milieux classiques est l'importance (déjà relevée) des formes oxydées de l'azote, liée justement à la prépondérance de la photosynthèse. Dans les milieux de mangrove (entre autres), par contre, interviennent des apports de matière organique allochtone et réduite, avec une nécessaire activité hétérotrophe qui se traduit à la fois par une production de biomasse et par un recyclage des éléments nutritifs. Tous ces caractères sont assez spécifiques des eaux "organiques" estuariennes; ils ne sont certes pas nouveaux, mais obligent dans chaque cas à un examen légèrement différent.

4.2.1 - Le phytoplancton: nature et rôle dans le seston

Nos quelques analyses spectrophotométriques de pigments ne fournissent guère matière à commentaire. Par contre, les comptages effectués en eaux côtières et dans des bassins d'élevage (Phan Nguyen Hong & Le Duc An, 1992) montrent une nette différence entre les eaux naturelles et les bassins.

Les Diatomées sont dominantes, en nombre d'espèces et en nombre d'individus, dans les eaux naturelles. En termes de variété spécifique, Phan Nguyen Hong & Le Duc An comptent 57 espèces (sur 66 au total); ces chiffres se comparent assez bien à ceux trouvés dans des milieux analogues (Schaeffer-Novelli et al. (1990) avec 74 espèces, Kannan & Vasantha (1992) avec 67 espèces). Nous avons déjà remarqué que les concentrations en silicates peuvent favoriser les Diatomées. En outre, la turbulence assez élevée (d'après les fortes charges solides) devraient également fournir des conditions favorables (Harris, 1986; Estrada et al., 1988).

Les Cyanophycées sont abondantes dans les eaux enrichies des bassins. Ces algues, fréquentes en été dans les lacs européens (voir p. ex. Schwaerter et al., 1988), sont sans doute favorisées ici par des eaux plus calmes. De fortes teneurs en nutriments (et en matière organique) et les rapports N/P observés leur sont également favorables (Hecky & Kilham, 1988, p. 806). De telles conditions font partie de celles qui, selon Paerl (1988) amènent des "nuisance blooms" en général:

- * stratification, eaux chaudes et forte lumière
- * matière organique allochtone, NO₃, PO₄ et métaux
- * recyclage par les bactéries

Il est donc assez prévisible qu'apparaissent des blooms de Cyanophycées, qui sont des "storage specialists" (Kilham & Hecky, 1988). Nous trouvons là une illustration, connue mais toujours spectaculaire, du "continuum r-K" (ibid.), avec d'une part les organismes de type r, "affinity specialists" adaptés à des environnements instables, à fort taux de croissance, d'autre part les organismes de type K, à fortes densités finales.

Au delà de la nature taxonomique du phytoplancton étudié ici, l'état physiologique général (et la nature) du seston seraient à définir. Il est certain qu'une bonne part des particules en suspension est de nature minérale; nous pouvons tenter d'estimer un ordre de grandeur de la concentration en matière organique particulaire (POM) d'après les teneurs de DOM (que nous avons estimée à 6-8 mg DOC-C.l⁻¹) et de chlorophylle (mesurée, environ 5 µg.l⁻¹), en utilisant les chiffres publiés pour d'autres milieux (Richey et al., 1980; Ward & Twilley, 1986; Levine & Weibezahn, 1986; Schaeffer-Novelli et al., 1990; Flores-Verdugo et al., 1990). L'examen des rapports POC/DOC et POC/chl nous donne une concentration probable de POC comprise entre 0,3 et 2,5 mg POC-C.l⁻¹, d'où une teneur de 0,6 à 5 mg.l⁻¹ de matière organique particulaire. Le principe même d'une telle estimation est fort risqué, puisque les compositions élémentaires et les rapports changent, dans le seston, en fonction de nombreux paramètres. Cependant, nous pouvons comparer cet ordre de grandeur de POC-C avec les charges solides mesurées (Phan Nguyen Hong & Le Duc An, 1992), qui varient entre 40 et 500 mg.l⁻¹. Il se confirme, si nécessaire, que les particules solides en suspension sont surtout de nature minérale et non organique.

4.2.2 - Biomasses phytoplanctoniques

Nous ne nous étendrons pas ici sur les questions méthodologiques, bien que nous soyons conscients de plusieurs problèmes potentiels à ce niveau. L'emploi de filtres GF/C est un premier point (Prepas et al., 1988). La question la plus importante concerne la conservation des filtres; le procédé employé tient compte des possibilités matérielles réelles locales. Les avantages respectifs des différentes procédures d'extraction ont fait l'objet de nombreuses publications (Nusch, 1980). Enfin, notre décision de ne pas tenter une estimation de la proportion de phéopigments est basée autant sur des faits (p. ex. Hurley & Watras, 1991) que sur une inspection des procédures en amont du dosage final. L'ensemble de la méthodologie serait donc éventuellement à discuter, et à revoir éventuellement en fonction des développements ultérieurs de l'étude.

4.2.2.1 - Distribution et micro-répartition

Les problèmes purement statistiques liés à l'échantillonnage sont bien connus, et ont fait l'objet de travaux approfondis même sur des milieux a priori homogènes. Le milieu étudié ici présente de plus une hétérogénéité spatiale supplémentaire dans les différents canaux naturels ou artificiels. Nous avons, superposés à la variabilité naturelle, des artefacts méthodologiques liés à la localisation exacte (parfois au mètre près) des prélèvements.

4.2.2.2 - Ordre de grandeur des concentrations

Sur l'ensemble des mesures des quatre campagnes traitées ici, la moyenne est de $5,3 \mu\text{g chl.l}^{-1}$ et la médiane de $4,8 \mu\text{g chl.l}^{-1}$. Nous aurions tendance à considérer ces chiffres comme assez faibles par comparaison à la fois avec des milieux étudiés auparavant et avec la turbidité générale. Cependant, le lac Victoria, avec des concentrations de $1 \text{ à } 5 \mu\text{g chl.l}^{-1}$, est considéré comme eutrophe (Talling (1966) in Kilham & Hecky, 1988). En zone de mangrove et/ou d'estuaire, les concentrations sont souvent de l'ordre de $3 \text{ à } 10 \mu\text{g chl.l}^{-1}$ (Flores-Verdugo et al., ; Schaeffer-Novelli et al., 1988; Cloern, 1991), mais Morales-Zamora et al. (1991) observent de faibles biomasses ($9 \mu\text{gPOC-C.l}^{-1}$, soit $0,2 \mu\text{g chl.l}^{-1}$) dans une lagune très turbide. Des teneurs inférieures à $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ sont observées en eaux océaniques, tandis que les upwellings atteignent des concentrations de $10\text{-}30 \mu\text{g chl.l}^{-1}$ (Dortch & Packard,). A l'autre extrémité, des eaux hypereutrophes peuvent arriver à $6000 \mu\text{g chl.l}^{-1}$ (Robarts & Zohary, 1991); des cultures peuvent fonctionner, sous très faible épaisseur, à 20 mg chl.l^{-1} (Boussiba et al., 1988). Au vu de ces différents chiffres, les eaux continentales de la province ne semblent donc pas anormalement pauvres.

Une autre estimation de la biomasse phytoplanctonique est fournie par le nombre de cellules. Il est certain que cet estimateur ne peut être corrélé au précédent que pour des populations de composition identique. Cependant, la comparaison des chiffres de Phan Nguyen Hong & Le Duc An (1992) avec à la fois nos mesures et les comptages sur d'autres milieux (Estrada et al., 1988) confirme

que nous avons ici des concentrations raisonnables de phytoplancton tant que nous considérons les chiffres par unité de volume. Par contre les eaux sont optiquement profondes; le bilan sur la colonne d'eau risque donc d'être défavorable, avec plus de respiration que de photosynthèse.

4.2.2.3 - Répartition spatiale

Nous avons remarqué que, malgré les fortes variations temporelles et spatiales (et le faible nombre de campagnes), des zones relativement homogènes se dessinent, avec des groupes à forte biomasse (X, A, C, D) alternant avec des groupes à biomasse plus faible (A', B, C', E). Notre problème majeur est l'absence de réelle corrélation entre biomasse et facteurs du milieu. A la base de la recherche de telle(s) corrélation(s) est l'hypothèse implicite de l'existence de "facteurs limitants" qui contrôleraient la biomasse phytoplanctonique en "contrôle vers le haut" ("bottom-up control"). Toujours est-il, ici, que la seule correspondance à peu près intelligible (mais qui n'est pas une corrélation) était la distribution de B en fonction de O₂ pour la campagne de Mars 92; nous avons alors mis en regard des zones du plan B/O₂ avec des caractéristiques du milieu terrestre. Ces résultats ne se confirment pas réellement avec les résultats ultérieurs, sauf de façon très schématique. Une des raisons de cette absence de relation entre B et O₂ peut être fournie par l'examen de la distribution de O₂ en fonction de la salinité (fig. 5). Il serait plausible que des eaux de salinité (et donc d'origine) différente soient systématiquement plus ou moins oxygénées; mais nous trouvons sur le diagramme O₂/S des stations "anormales", avec des teneurs "trop fortes" ou "trop faibles" de O₂. Ces divergences s'expliquent principalement par les différences inévitables entre les heures d'observation. L'histoire récente des masses d'eau, en ce qui concerne la lumière reçue, n'est pas comparable.

4.2.3 - Interactions entre biomasse et milieu aquatique

D'un point de vue pratique autant que théorique, il est certain que les flux de matière et d'énergie sont plus importants, quant à l'information apportée, que les concentrations "statiques". Les flux, dynamiques, représentent des transferts par unité de temps; les concentrations ("standing stock") résultent des flux et les intègrent dans le temps. Une part de l'information est donc accessible grâce aux concentrations, souvent plus facilement mesurées.

4.2.3.1 - Rappels: les productions

Nous avons mentionné plus haut que les systèmes classiques, "linéaires", étaient basés sur la photosynthèse, généralement alimentée par le nitrate. Dortch & Packard (1989) identifient (en milieu océanique) la différence fondamentale entre systèmes eutrophes et systèmes oligotrophes comme étant le rapport entre les biomasses autotrophe et hétérotrophe. Dans cette optique, les systèmes oligotrophes sont caractérisés par une pyramide trophique inversée, avec prépondérance des hétérotrophes, quelles que soient les concentrations en valeur absolue. Ainsi, dans un milieu eutrophe,

la production bactérienne est estimée à 50 % de la production primaire (Pedros-Alio & Brock, 1982); en océan oligotrophe, la biomasse bactérienne est équivalente à celle des autotrophes (Li et al., 1992). Morales-Zamorano et al. (1991) décrivent une lagune où les bactéries représentent 10 fois la biomasse du phytoplancton. Les processus de régénération (de "recyclage") deviennent prépondérants dans ces "boucles microbiennes". De tels systèmes peuvent fonctionner en circuit fermé ou importer de la matière organique; dans tous les cas, Quinones & Platt (1991) montrent qu'il faut revoir les concepts relatifs aux deux binômes (production nette/brute) et (production nouvelle/régénérée).

4.2.3.2 - Effets biologiques sur le milieu

A l'intérieur d'un système (clos quant aux flux de matière), l'augmentation de la biomasse équivaut à une séquestration des éléments nutritifs; parmi les nombreux modèles décrivant la cinétique d'assimilation et de croissance, celui de Comtois tient compte explicitement de cet aspect (Morrisson et al., 1987). Nous nous restreindrons ici aux conséquences de la respiration, consommatrice d'oxygène; à la différence d'un élément nutritif classique, celui-ci est produit de novo.

Dans les milieux "eutrophes", le phytoplancton est le principal consommateur de O₂. Sa respiration équivaut à environ 10% de la photosynthèse maximale (Talling, 1957). Exprimé autrement, le taux de respiration des cellules phytoplanctoniques varie entre 0,1 et 1 mmol O₂.(mg chl.hr)⁻¹ ((Schaeffer-Novelli et al., 1990; Martinez, 1992; Kemp et al., 1992; Szyper et al., 1992). Sans aborder le thème de la photo-respiration, nous retiendrons qu'une bonne approximation de ce taux est de 1 mg O₂ (mg chl.hr)⁻¹ (Grande et al., 1989). Dans le cas présent, des biomasses de l'ordre de 5 µg chl.l⁻¹ auraient une consommation de 120 µg O₂.l⁻¹ par 24 hr, à comparer à des DBO₅ de l'ordre de 4 mg O₂.(l⁻¹ jour⁻¹). Bien que ces calculs soient approchés, nous voyons que les ordres de grandeur sont incompatibles et que le phytoplancton n'est pas seul en cause.

Le zooplancton et le sédiment sont également consommateurs d'oxygène, mais nous devons nous limiter à quelques réflexions, et évaluations, sur le compartiment bactérien. L'activité bactérienne s'effectue aux dépens de la matière organique, dont nous admettons que la majorité est sous forme dissoute. Des études sur d'autres milieux fournissent quelques chiffres de respiration bactérienne en fonction de la concentration en DOC (Richey et al., 1980; Schwaerter et al., 1988; Moran et al., 1991); par extrapolation, nous arrivons à des consommations de O₂ comprises entre 0,06 et 0,6 mg O₂.(l⁻¹ jour⁻¹). Par contre, des mesures effectuées en Afrique de l'Ouest (Pagès, en prép.) et liant la consommation de O₂ au carbone organique total (TOC = POC+DOC) donnaient un taux de respiration de 0.006 mol O₂ (mol TOC.hr)⁻¹; ce chiffre nous amène à une consommation globale de 3,1 mg O₂.(l⁻¹ jour⁻¹), très proche des DBO₅ mesurées en eaux côtières. Il se confirme ainsi, de façon semi-quantitative au moins, que l'activité hétérotrophe est le composant principal de la respiration.

Même si le rendement ("molar growth yield") est faible, la production bactérienne sera donc non négligeable, a priori, dans les eaux continentales et côtières que nous avons considérées ici.

4.2.3.3 - Effets du milieu

A tous les niveaux trophiques, la biomasse peut être contrôlée soit par la prédation (contrôle "par en haut", "top-down control") soit par les ressources alimentaires (contrôle "par en bas", "bottom-up control"). Bien que la position hiérarchique du niveau considéré soit décisive dans l'importance relative de ces deux processus, on considère souvent implicitement que le contrôle "par en bas" est le plus important.

En ce qui concerne le phytoplancton, nous avons vu ci-dessus que sa production n'était pas la plus importante dans les systèmes étudiés. Cependant, la production photosynthétique reste souvent liée à la richesse globale d'un écosystème (Cole et al., 1988). Bien que nous n'ayons pu, jusqu'ici, discerner de corrélations entre biomasse (phytoplanctonique) et milieu (aquatique) dans les eaux de la province, nous rappellerons ici quelques points concernant les deux catégories de facteurs limitant la photosynthèse: énergie lumineuse et éléments nutritifs.

4.2.3.3.1 - Lumière

La relation entre énergie lumineuse incidente et photosynthèse aquatique revêt trois aspects. La réaction d'un système photosynthétique à l'éclairement a été analysée, et modélisée de différentes façons (Platt & Jassby, 1976; Platt et al., 1980; Peterson et al., 1987; Bush (1960) in Oswald, 1988; Eilers & Peeters, 1988); la forme mathématique exacte importe souvent assez peu (Golterman, 1990). La propagation de la lumière sous l'eau a également été décrite; l'ouvrage de Kirk (1983) fait encore référence, bien que les milieux très turbides présentent quelques problèmes (Bannister, 1990). Enfin, le problème de l'intégration verticale de la photosynthèse a été résolu par le modèle analytique de Talling (1957) qui reste toujours valable (Platt, 1991). Cependant, sur ce dernier point, d'autres auteurs ont développé des modèles empiriques (Cole & Cloem, 1987; Keller, 1989; revue in Balch et al., 1990). La production (brute) intégrée est alors exprimée sous la forme générale $\sum_z \sum_t A = C \cdot (P_m^b \cdot B / K_d)$, où C est une constante, P_m^b la production spécifique maximum (ou "optimum", en sub-surface), et K_d le coefficient d'atténuation verticale de la lumière. L'intensité de l'éclairement naturel incident est prise en compte par le terme P_m^b . Le terme $(1 / K_d)$ peut apparaître sous la forme Z_{eu} , profondeur de la zone euphotique; ainsi, Lind et al. (1992) aboutissent à l'expression empirique $\sum_z \sum_t A = 2,5 (P_m^b \cdot B \cdot Z_{eu})$ (en négligeant un terme constant).

La turbidité apparaît ainsi explicitement. Il peut s'agir d'une auto-régulation par la biomasse phytoplanctonique elle-même; les exemples les plus extrêmes sont fournis par les cultures à haute densité de micro-algues (Fontes et al., 1989; Grobbelaar et al., 1990). A l'inverse, une forte turbidité

minérale peut limiter la photosynthèse (Lind et al., 1992, p. ex.). Dans tous les cas, le facteur décisif (toutes choses égales par ailleurs) est le rapport Z_{eu}/Z_{mix} , quotient de l'épaisseur de la couche euphotique par celle de la couche homogène. Ce rapport peut augmenter soit par une Z_{eu} plus élevée (transparence accrue) soit par une Z_{mix} plus faible (stratification accrue). Dans les deux cas, la production photosynthétique de la colonne d'eau augment (Powell & et al., 1989; Cloern, 1991).

Dans le cas présent des eaux continentales ou côtières de la province, les turbidités sont fortes. Les profondeurs SD ("Secchi disk") sont de l'ordre de 0,3 m, ce qui équivaut à un coefficient d'atténuation verticale, K_d , de 5 m^{-1} , et à des Z_{eu} de l'ordre de 1 m. Pour des SD de 0,1 m, assez fréquents encore, nous aurions des Z_{eu} d'environ 0,3 m. Dans les chenaux de marée, la turbulence est forte, comme en témoignent justement les charges solides; nous pouvons admettre que Z_{mix} est égale à la profondeur réelle du chenal, bien supérieure à 1 m. La production nette sur la colonne d'eau est donc fortement réduite par la grande "profondeur optique".

Un autre raisonnement, moins analytique, peut aussi être utilisé. Toutes choses égales par ailleurs, le rendement photosynthétique (net ou brut) d'un plan d'eau est fonction de la portion de l'énergie lumineuse incidente disponible pour le phytoplancton. Cette portion est estimée par le rapport $[K_b/K_d]$. Le terme K_b est l'atténuation due au phytoplancton, et peut être estimé d'après B, avec une atténuation spécifique de $0,015 \text{ m}^2 \cdot \text{mg}^{-1}$ (Bannister, 1974). Nous aurions ainsi des rapports $[K_b/K_d]$ de l'ordre de 1% , explicitant autrement la très faible partie de l'énergie lumineuse qui soit disponible pour la photosynthèse.

4.2.3.3.2 - Eléments nutritifs

Le rôle des éléments nutritifs (que nous appellerons ici "nutrients") a été particulièrement étudié dans les lacs européens, en liaison avec les problèmes d'eutrophisation provenant de l'emploi des engrais. L'étude classique de Vollenweider (1976) a montré une étroite relation entre biomasse et phosphore. Plus largement, dans des eaux raisonnablement claires, il est logique que biomasse et production phytoplanctoniques ,soient contrôlées (en "bottom-up") par les nutriments. Nous revenons là sur la définition même d'un facteur limitant selon Liebig. Quoi qu'il en soit, les concentrations en nutriments sous forme minérale ne sont pas l'essentiel. Nous avons rappelé plus haut l'importance du rapport N/P (voir aussi Sterner, 1990; Chow-Fraser, 1991). Un autre point est que toutes les formes (minérales et organiques) doivent être prises en compte; à la limite, le taux de régénération contrôle la production spécifique (en fait, le rendement quantique; Kolber et al., 1990).

Dans le cas présent des eaux côtières, nous avons vu que les concentrations de N et P total sont fortes; une limitation par les nutriments semble exclue. Le rapport TDN/TDP est assez faible, mais une réelle limitation par l'azote semble peu probable en eaux naturelles (en bassins d'élevage, une fixation d'azote serait en outre possible).

4.2.4 - Milieux terrestres

Nous ne disposons pas, pour la mangrove de Minh Hai, de chiffres de biomasse ou de production, et nous n'avons pas de données sur les exportations éventuelles de matière organique. Depuis la "outwelling hypothesis" émise par Odum, la réalité de telles exportations a parfois été controversée (Woodroffe, 1985; Boto & Wellington, 1988). Cependant, la littérature indique qu'une mangrove exporte de la matière organique, et que cette exportation est corrélée positivement à l'amplitude de la marée (Twilley, 1985; Twilley et al., 1986; Lee, 1990; Rezenda et al., 1990; Alongi & Christoffersen, 1992). Une des meilleures preuves d'une réelle exportation est l'existence de marqueurs spécifiques en mer devant une mangrove (Moran et al., 1991 a,b). Les conditions locales le long des chenaux des mangroves de Minh Hai devraient permettre un apport annuel de l'ordre de 500 g C par m² de mangrove vers le milieu aquatique. Il est net qu'il faut replacer ce chiffre dans son contexte, à la fois par le fait de défrichements ... énergiques et par l'intense circulation des eaux, sur des trajets relativement courts. Il est possible qu'une bonne part des exportations organiques aboutisse rapidement dans les eaux marines côtières, sortant ainsi du système des eaux continentales proprement dites. Il nous semble peu plausible, et peu "rentable", d'étudier cet aspect du fonctionnement hydraulique.

Conclusion

Dans le milieu naturel des chenaux de la mangrove de Minh Hai, le phytoplancton est présent à des concentrations assez élevées pour ré-oxygéner partiellement les eaux. La photosynthèse est surtout limitée par la turbulence, qui entretient une forte turbidité minérale et une profondeur optique importante.

La matière organique dissoute (DOM), et éventuellement une fraction particulaire (détritique) moins importante, est en concentration assez élevée pour que les nutriments ne limitent pas la production primaire. Cette même DOM entraîne une consommation d'oxygène qui correspond à une production bactérienne non négligeable. La correspondance entre productions bactérienne et phytoplanctonique a été signalée ailleurs (Cole et al., 1988; Marra et al., 1988); cependant, si relation causale il y a, ce serait plutôt le recyclage qui alimenterait la photosynthèse. Quoi qu'il en soit, la richesse trophique dépend autant des deux processus complémentaires, autotrophie et hétérotrophie, si nous considérons le seston sous son aspect d'aliment pour les prédateurs tertiaires. Cependant, la limitation "bottom-up" de la production tertiaire n'est qu'un aspect; le recrutement d'une part, l'habitat d'autre part contrôlent aussi les populations. De ce point de vue, la modification de l'interface eau/continent peut avoir des conséquences non prévisibles par la présente étude.

En ce qui concerne les bassins, la limitation de la biomasse totale phytoplanctonique par les nutriments est peu probable, sauf avec des rapports N/P défavorables. L'évolution qualitative

(Cyanophycées) est peu contrôlable. Au niveau de la production tertiaire (crevettes surtout), la situation n'est pas claire. La prolifération de phytoplancton ne résoud pas la question de l'alimentation d'un prédateur benthique détritivateur; cependant une certaine sédimentation nocturne est possible. Les conditions hydrodynamiques, par contre, favorisent de faibles concentrations en oxygène; il reste à déterminer les seuils critiques. Mais les conditions de milieu ne sont pas les seuls déterminants de la population tertiaire, là non plus. La question du recrutement reste à examiner.

Enfin, en ce qui concerne le milieu terrestre, et spécialement les mangroves, notre étude semble indiquer que sa contribution, par des apports organiques, est nécessaire pour entretenir une certaine production aquatique "mixte". Cet effet n'est pas obligatoirement cantonné aux eaux continentales, mais pourrait bien s'étendre à une frange d'eaux côtières. Si l'élimination des mangroves n'a pas toujours de conséquences (néfastes) nettes à court terme, il serait imprudent d'engager l'avenir à moyen et long terme.

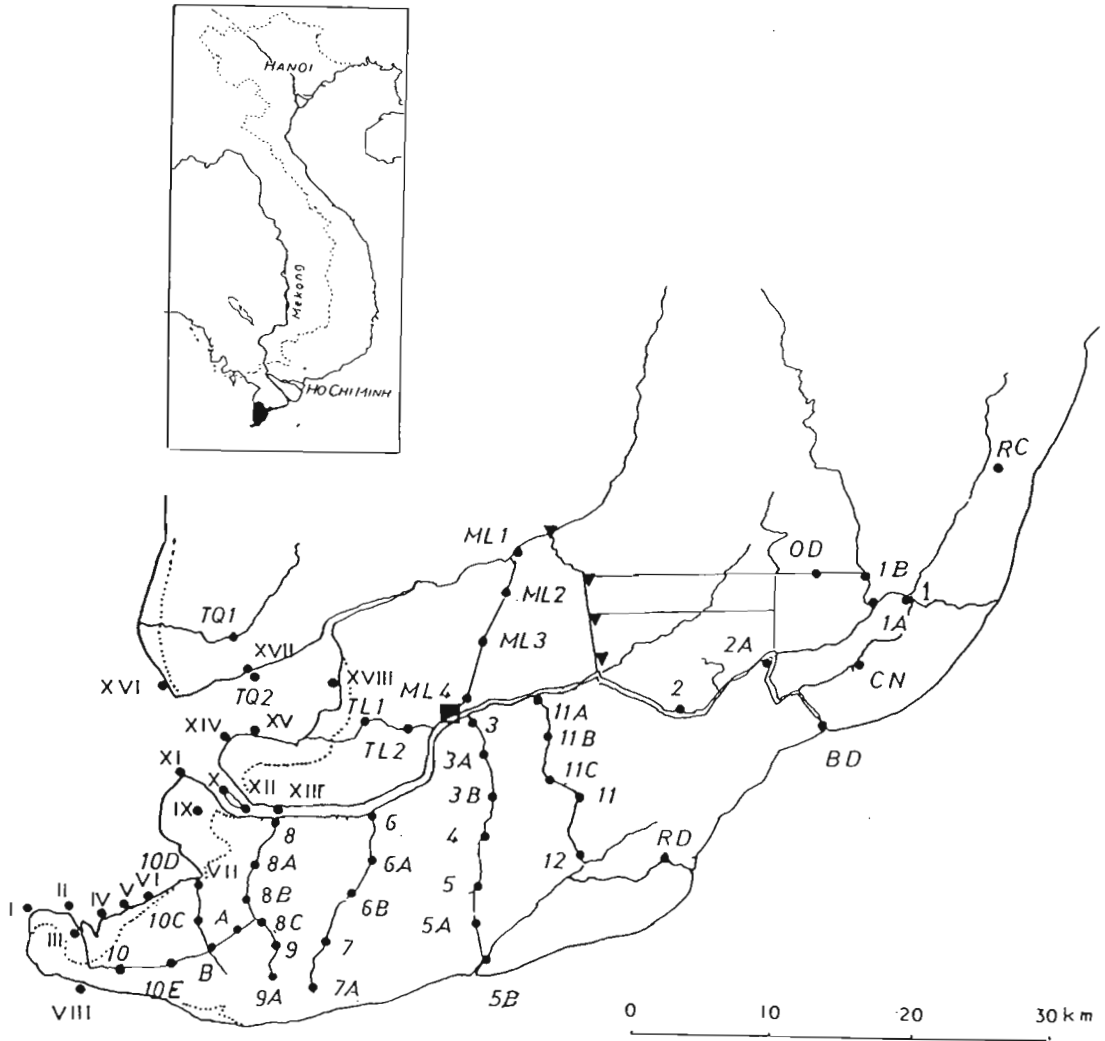


Figure 1: Carte de situation de la zone étudiée et emplacement des stations (en chiffres romains, stations par Phan Nguyen Hong & Le Duc An en juin 1992). En pointillé, ligne de côte de la carte IGN (ré-édition 1953). Le carré indique la position de Nam Can. Dans l'encart, en noir, territoire de la province de Minh Hai.

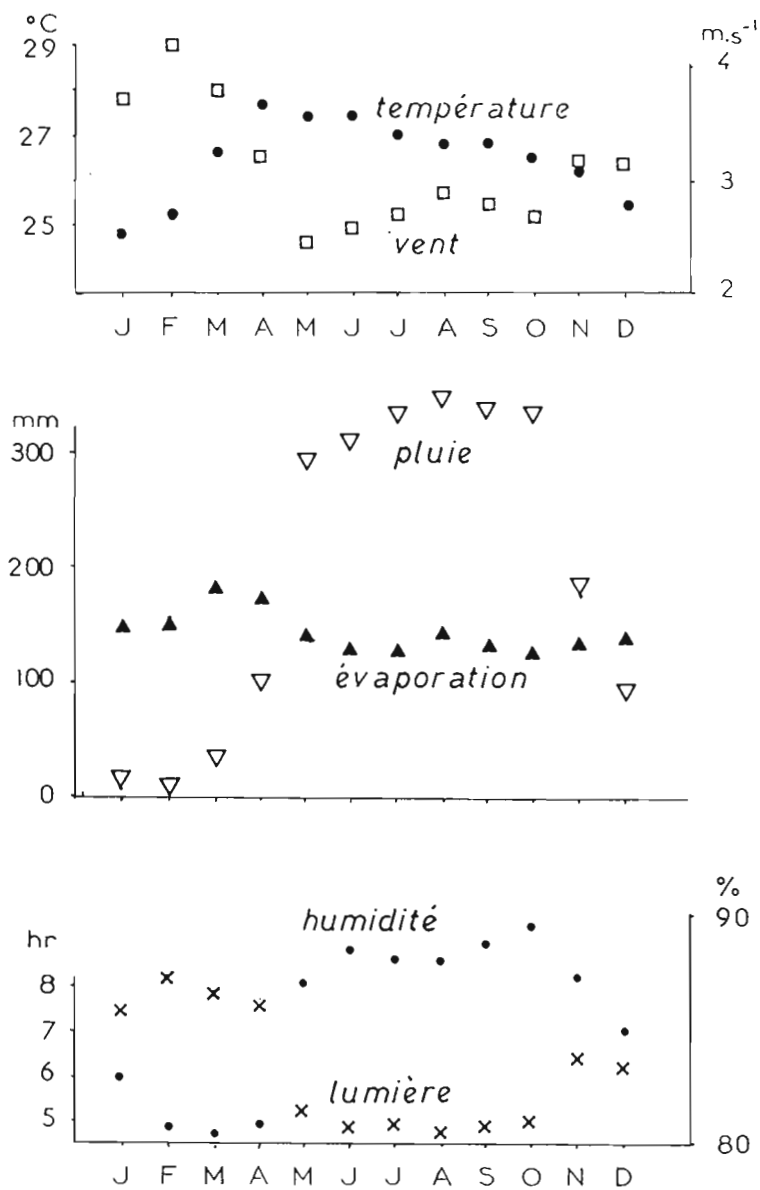


Figure 2: Eléments principaux du climat à Ca Mau (moyennes mensuelles). En haut, température moyenne et vitesse du vent; en bas, humidité relative et durée du jour. Voir texte et tableau I pour données complémentaires.

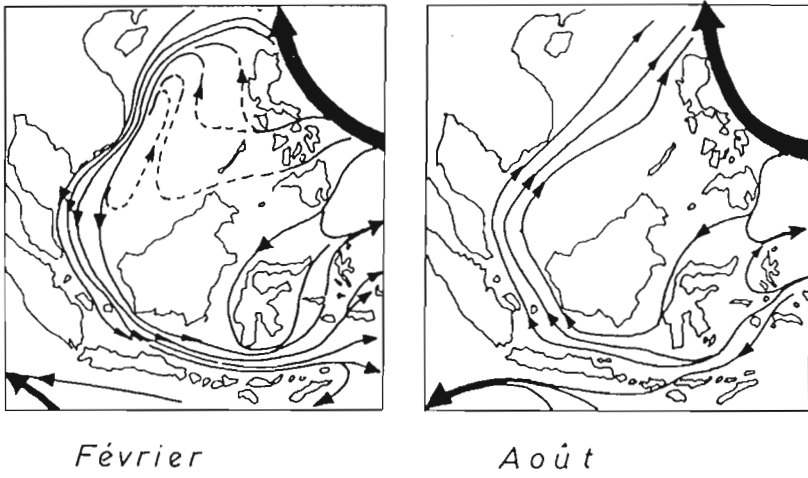


Figure 3: Renversement des courants en Asie du Sud-Est sous l'effet des vents de mousson (d'après Wyrki (1961) in Longhurst & Pauly, 1987).

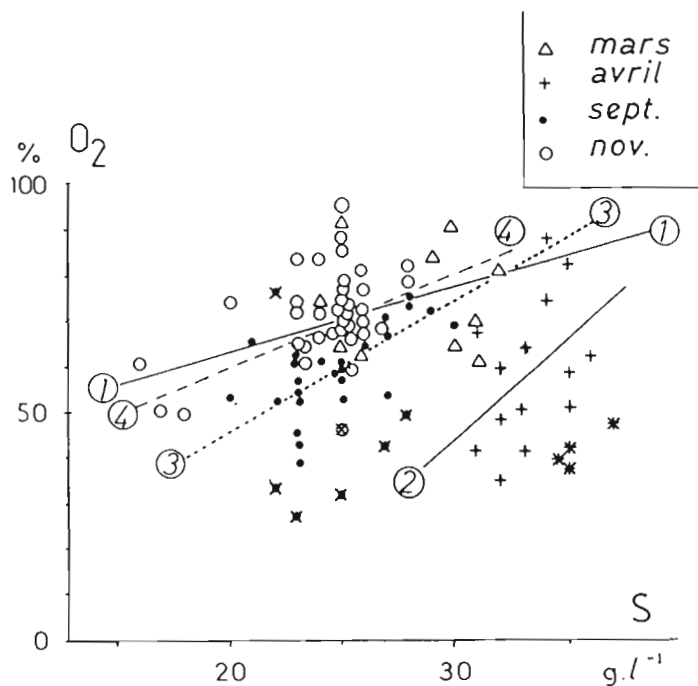


Figure 4: Augmentation parallèle de la teneur en O₂ (%sat) et de la salinité (S) à chaque campagne. Les x repèrent les stations à plus de 10 lg chl.l⁻¹. Les droites représentent les corrélations pour chaque campagne en mars, avril, septembre et novembre:

- 1) %sat = +35,3 + 1,39 . S (n = 10; r = 0,29 n.s.)
- 2) %sat = -87,5 + 4,40 . S (n = 14; r = 0,44 n.s.)
- 3) %sat = + 9,5 + 2,10 . S (n = 31; r = 0,48, P < 0,01)
- 4) %sat = + 22,1 + 1,93 . S (n = 31; r = 0,52, P < 0,01)

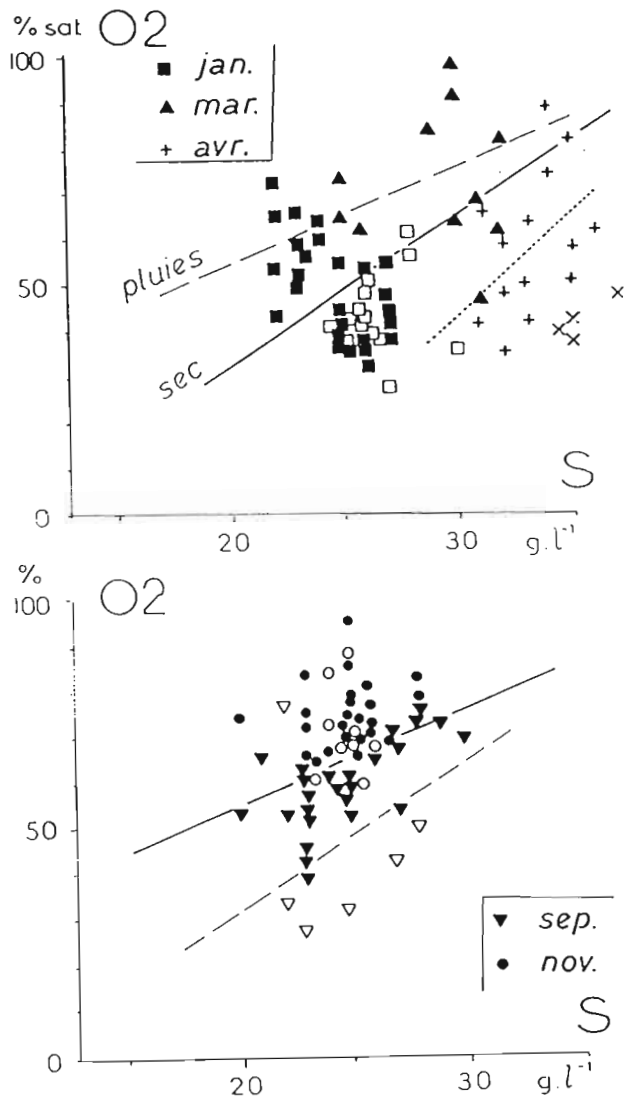


Figure 5: Augmentation parallèle de la teneur en O₂ (%sat) et de la salinité (S) en saison sèche et en fin de saison des pluies. Les données d'avril se retrouvent à l'écart, avec des salinités fortes. Les stations à fortes biomasses ($B > 10 \mu\text{g chl.l}^{-1}$), à plus faible teneur en O₂, sont différenciées (symboles clairs et x) et exclues des corrélations.

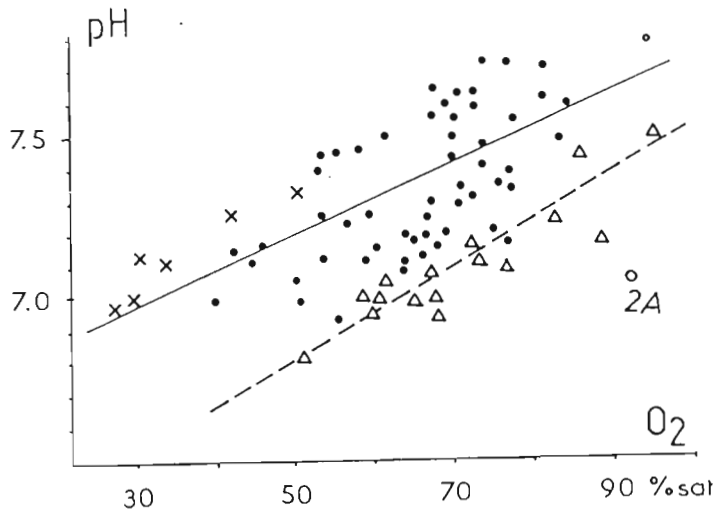


Figure 6: Augmentation parallèle du pH et de la teneur en oxygène en septembre et novembre 1992. Un groupe de stations (Δ) à fortes biomasses présente des pH plus faibles (régression en pointillés: $\text{pH} = 6,07 + 0,015 \text{ \%sat}$). Pour les autres stations (trait continu: $\text{pH} = 6,65 + 0,011 \text{ \%sat}$), nous avons distingué et éliminé les stations à salinité faible (x).

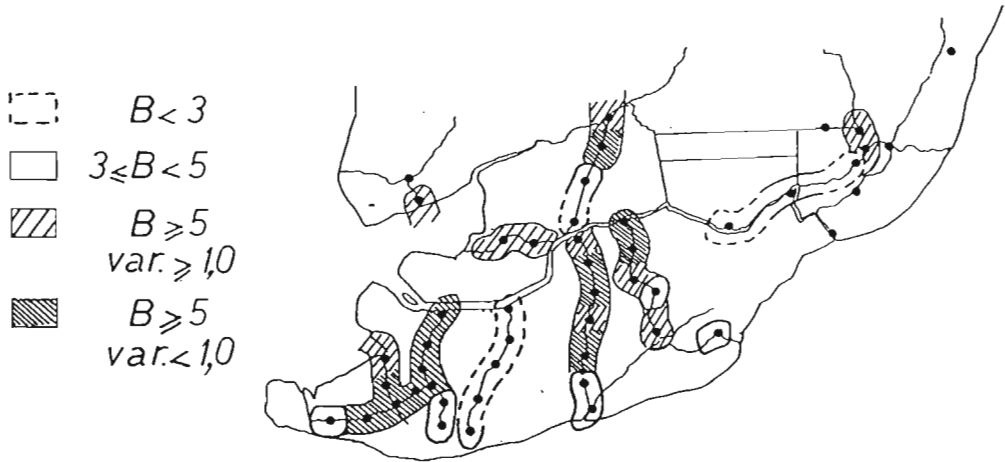


Figure 7: Répartition des biomasses moyennes (en $\mu\text{g chl.l}^{-1}$; moyennes des quatre campagnes). La variabilité (quotient [écart/moyenne]) est utilisée pour subdiviser la classe "riche", à $B > 5 \mu\text{g chl.l}^{-1}$.

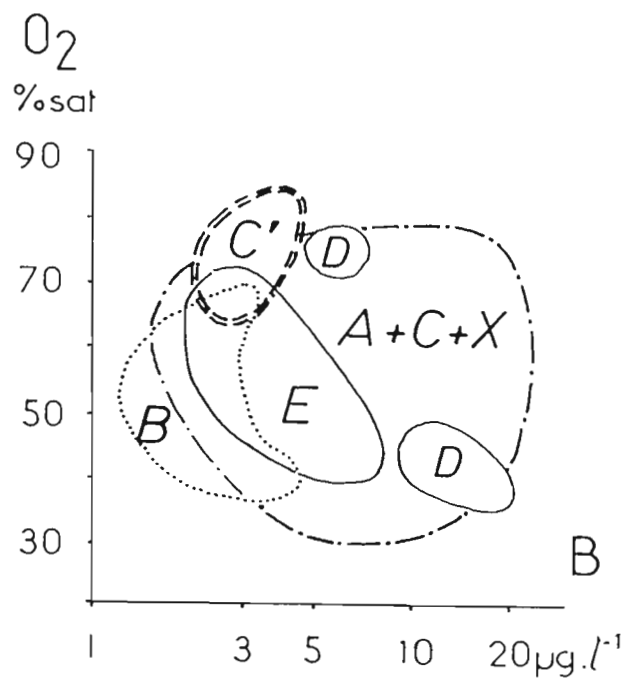


Figure 8: Distribution schématique des groupes de stations (*) selon leur biomasse phytoplanktonique et leur oxygénation. Les quatre campagnes de 1992 et la tournée de janvier 1993 sont utilisées ici.

groupe X: st. 10 à 10E; groupe A: st. 08 à 8C et st. 09-9A; groupe B: st. 06 à 7A; groupe C: st. 03 à 05; groupe C': st. 5A-5B; groupe D: st. 11 à 12 et st. RD; groupe E: st. 01 à 2A, st. BD et CN; groupe N(Nord): st. ML1, ML2, 1B et OD.

Tableau I : Eléments de météorologie

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	an
température moyenne (°C)													
a	25,8	26,7	27,8	28,9	28,0	27,2	26,7	27,0	26,6	26,5	26,3	25,8	26,9
b	24,9	25,4	26,6	27,6	27,4	27,4	27,0	26,8	26,8	26,5	26,2	25,5	26,5
pluie moyenne (mm par mois)													
a	16	3	13	42	220	331	314	269	336	269	115	56	1984
b	18	7	32	97	290	307	330	343	337	332	179	88	2360
c	-	-	-	-	246	364	296	350	370	350	205	-	2265
évaporation moyenne (mm par mois; Piche)													
a	94	106	135	126	78	66	64	67	54	52	59	76	977
b	149	152	184	176	145	131	134	144	134	129	135	138	1751
humidité relative (%)													
b	83	81	80	81	87	88	88	88	89	89	87	85	86
vent													
a*	E	SE	SE	SE	SW	SW-W	SW	SW	SW	SW	var	NE	
b \bar{x}	3.8	4.2	3.8	3.2	2.5	2.6	2.7	2.9	2.8	2.7	3.2	3.2	
durée du jour (heures)													
b	7.4	8.1	7.7	7.5	5.2	4.9	5.0	4.7	4.9	5.0	6.3	6.1	6.1

a: Données pour HoChiMinh Ville (Nieuwolt, 1981; Bruzon et al., 1940); a*: direction dominante

b: données pour Ca Mau ("Données météorologiques standard du Vietnam". Min. Construct. Vietnam); b \bar{x} : vitesse (m.s⁻¹)

c: données pour Nam Can ("Des recherches météorologiques, 1976-1982". Inst. Météorol., 1983)

Tableau II Matière organique dissoute dans les eaux côtières
 (d'après les données de Phan Nguyen Hong et Le Duc An, 1992)
 Toutes concentrations en $\mu\text{mol.l}^{-1}$; DBO5 en $\mu\text{mol O}_2.\text{l}^{-1}$; rapports molaires.

stat.	DBO5	TDN	DOC	C/N	TDP	N/P	C/P
I1	937	71	795	11.2	2.5	28.6	318
I2	906	88	730	8.3	6.0	14.6	122
II1	1094	63	968	15.4	5.9	10.6	164
II2	1187	56	1075	19.2	5.8	9.6	185
II3	844	98	648	6.6	3.5	27.9	185
III2	906	72	762	10.6	3.7	19.2	206
IV1	812	77	658	8.5	2.8	27.4	235
IV2	1000	109	782	7.2	5.2	21.0	150
V1	-	103	-	-	5.4	19.0	-
VI1	1000	157	686	4.4	6.2	25.2	111
VI2	1281	121	1038	8.6	4.2	28.4	247
VII2	812	70	672	9.6	3.9	17.8	172
VII2	937	95	747	7.9	2.6	36.8	287
VIII1	1406	31	1344	43.3	1.5	20.7	896
IX1	844	118	608	5.1	3.2	36.6	190
IX2	844	102	640	6.3	2.6	39.2	246
X1	812	114	584	5.1	3.2	35.3	182
XV1	719	62	595	9.6	2.0	31.5	297
XV2	687	88	511	5.8	2.2	40.1	232
XVII1	844	121	602	5.0	3.7	32.3	163
XVII2	844	116	612	5.3	4.2	27.9	146

Les valeurs de DOC correspondent à la DBO5 "corrigée" du TDN, supposé équivalent chimiquement à NH_4^+ (voir texte)

Résultats de la sortie de Mars 1992

	heure date hh:mn	Sal g/l	temp °C	pH	O2 mg/l	O2 %sat	chl lg.l ⁻¹	DS m	mar.
ML2	09:45 11	31	28.7	*	4.0	62	3.6	*	
01A	12:31 12	29	*	*	5.4	84	2.4	.1	*
02'	10:58 12	30	*	*	4.1	64	1.5	.3	*
03	15:15 11	27	*	*	*	*	*	.1	*
03A	17:05 11	30	*	*	5.8	91	3.1	*	*
03B	15:55 11	26	30.6	*	4.0	62	3.0	*	*
06	11:36 11	25	30.0	*	6.0	91	0.9	.6	*
06A	12:00 11	24	30.4	*	4.8	74	1.8	.4	*
07	13:30 11	25	30.0	*	4.3	65	1.4	.3	*
11	08:30 12	31	29.2	*	3.0	46	3.3	.3	*
11B	07:33 12	32	29.6	*	5.1	81	1.9	.2	*
0,45	15:50 12	27	*	*	*	*	*	*	*
0,65	15:05 12	27	*	*	*	*	*	*	*
0,75	14:16 12	27	*	*	*	*	*	*	*
0,96	07:48 11	25	26.8	*	*	*	*	*	*

Résultats de la sortie d' Avril 1992

	heure date hh:mn	Sal g/l	temp °C	pH	O2 mg/l	O2 %sat	chl lg.l ⁻¹	DS m	mar.
ML1	09:35 18	31	31.3	*	2.6	42	1.2	*	*
ML2	11:30 18	34	31.7	*	4.5	75	6.2	*	*
ML2*	11:30 18	34	33.4	*	5.2	88	9.1	*	*
ML4	12:00 18	35	32.6	*	3.5	59	9.3	*	*
02'	11:50 20	36	32.5	*	3.8	63	1.8	*	*
02A	12:40 20	37	33.2	*	2.8	48	4.1	*	*
03	11:45 18	32	31.5	*	3.0	48	12.8	*	*
03B	15:45 18	35	34.5	*	3.0	52	8.0	*	*
04	12:15 18	33	32.1	*	3.1	51	11.1	*	*
05	12:30 18	32	32.8	*	3.5	58	7.2	*	*
05A	13:15 18	31	32.3	*	4.1	67	3.1	*	*
05B	14:00 18	35	32.3	*	5.0	83	4.6	*	*
06	11:00 19	35	32.0	*	2.5	41	2.3	*	*
07A	15:55 19	33	32.2	*	2.6	42	4.3	*	*
08A	11:00 19	35	32.4	*	2.3	38	4.7	*	*
09	11:30 19	32	33.5	*	2.1	35	8.4	*	*
10D	13:30 19	33	33.6	*	3.8	64	25.2	*	*
11	07:40 20	35	31.7	*	2.5	41	3.5	*	*

Résultats de la sortie de Septembre 1992

	heure	Sal g/l	T°C °C	pH	Oxygène		B (fluo) µg.l ⁻¹	Secchi m	marée
					mg/l	%sat			
ML1	09:30	22	32.4	7.00	4.3	67	11,1	0,25	m
ML2	09:56	25	31.5	7.00	3.8	60	7,5	0,25	m
ML3	10:09	26	30.8	7.00	4.0	62	2,6	0,25	m
ML4	10:32	28	30.8	7.20	4.8	75	2,6	0,17	H
01	10:50	27	32.5	7.37	3.3	53	3,6	0,45	m
01A	14:40	25	34.6	7.43	3.3	53	6,9		m
01B	14:46	22	34.7	7.36	4.7	76	38,3		m
02	09:52	30	33.3	7.61	4.2	69	1,8	0,55	m
02A	10:20	29	32.2	7.60	4.4	71	2,1	0,45	m
03	12:17	25	31.0	7.62	4.6	70	1,3	0,32	d
03A	12:38	24	31.5	7.42	4.3	68	4,3	0,42	d
03B	12:52	23	32.3	7.37	3.9	60	3,3	0,40	d
04	13:14	25	32.4	6.94	3.6	56	1,5	0,58	d
05	13:36	25	32,4	7.36	4.9	77	2,5	0,25	d
05A	13:55	27	31.9	7.54	4.4	70	2,3	0,22	d
05B	14:09	27	32.2	7.58	4.2	67	2,0	0,18	d
06	16:33	25	30.6	7.32	4.6	71	3,0	0,15	B
06A	16:52	25	29.5	7.27	3.9	59	1,6	0,20	d
06B	17:07	23	28.7	7.14	2.9	43	2,9	0,33	d
07	17:19	23	28.6	7.12	3.0	45	1,3	0,28	B
07A	17:29	22	28.4	7.00	3.5	52	1,1	0,38	B
08	08:27	28	32.8	7.49	4.6	75	2,1	0,33	m
08A	08:40	24	32.5	7.18	3.9	61	5,6	0,40	m
08B	09:00	23	32.8	7.00	2.5	39	2,6	0,48	H
08C	09:10	23	32.3	7.12	3.5	54	2,6	0,33	d
09	09:23	23	32.4	7.46	3.4	53	2,5	0,35	d
09A	09:41	23	32.1	7.53	4.0	62	2,5	0,24	d
10	12:50	25	32.0	7.44	3.7	58	4,1	0,45	H
10A	10:07	26	32.5	7.01	1.8	29	1,9	0,28	H
10B	10:45	25	31.8	7.60	4.3	68	2,7	0,20	m
10C	11:08	23	33.6	7.22	3.6	57	2,6	0,32	m
10D	11:25	20	34.6	7.26	3.4	54	4,9	0,37	m
10E	12:00	21	32.5	7.37	4.1	65	2,1	0,40	m
11A	07:21	28	32.0	7.36	3.2	50	10,9	0,17	d
11B	07:41	27	31.3	7.26	2.7	42	11,7	0,18	d
11C	07:53	25	31.1	7.13	2.0	31	39,0	0,18	d
11D	08:09	23	31.9	6.99	1.8	27	5,3	0,19	d
11E	08:16	22	31.4	7.10	2.2	34	68,8	0,25	B

Résultats de la sortie de Novembre 1992

	heure date	Sal	temp	pH	O2	O2	chl	DS	mar.
	hh:mn	g/l	°C		mg/l	%sat	µg.l ⁻¹	m	
BD	10:15 26	18	30.2	7.80	6.40	94		.07	d
CN	08:30 26	16	29.8	7.06	4.25	61		.11	d
ML1	08:05 27	26	29.7	7.73	5.00	76	2.7	.11	d
ML2	07:45 27	26	30.0	7.74	4.70	72	2.5	.15	d
ML3	07:30 27	28	30.1	7.72	5.20	81	2.1	.13	d
ML4	07:11 27	28	30.1	7.55	5.00	78	2.4	.09	d
OD	11:08 25	17	30.4	6.81	3.50	51		.10	B
RC	14:40 25	17	33.4	7.46	5.60	86		.32	m
RD	14:42 28	15	30.8	7.52	6.45	94	4.3	.05	m
TL1	11:20 27	23	30.6	7.48	5.50	84	6.5		d
TL2	11:55 27	24	30.6	7.36	4.75	73	5.4		d
TQ1	09:30 27	15	31.3	6.98	4.60	68		.22	d
TQ2	11:00 27	24	30.4	7.24	5.50	84	10.3	.22	d
01	12:31 25	18	32.8	7.06	3.25	50	2.9	.10	m
02	16:07 25	25	30.1	7.61	5.60	85	3.2	.07	m
02A	15:50 25	25	30.0	7.09	6.20	94	4.2	.07	m
03	10:20 28	26	30.7	7.14	4.25	66	10.4		d
03A	10:33 28	25	30.9	7.16	4.35	67	8.4		d
03B	10:52 28	25	31.1	7.10	3.95	61	9.7		d
04	11:03 28	25	30.6	7.12	4.60	71	10.1		d
05	11:22 28	25	30.9	7.19	5.70	88	10.0		<c>
05A	11:30 28	25	30.7	7.18	5.10	78	4.9		d
05B	11:42 28	25	30.7	7.21	4.45	68	2.5		d
06	08:25 28	20	30.8	7.34	4.70	71	1.8		d
06A	08:38 28	26	30.7	7.56	4.30	67	2.0		d
06B	08:50 28	26	30.7	7.52	4.50	70	3.1		d
07	09:00 28	25	30.8	7.46	4.55	70	1.9		d
07A	09:13 28	25	30.9	7.21	4.25	66	1.7		d
08	13:05 27	23	32.2	7.11	4.70	73	8.4		d
08A	13:20 27	23	32.0	7.10	4.75	74	7.9		d
08B	13:35 27	25	31.8	7.10	4.25	67	11.7		d
08C	13:45 27	23	32.1	7.04	3.85	60	12.1		d
09	13:50 27	23	31.8	7.03	4.20	65	6.9		<c>
09A	14:07 27	23	31.8	7.08	4.15	64	4.7		d
10	16:42 27	25	31.0	7.14	3.00	46	4.4		B
10A	14:23 27	25	32.2	7.10	4.25	67	9.9		d
10B	14:48 27	24	32.2	7.20	4.30	68	8.3		d
10C	15:20 27	24	32.4	7.10	4.35	69	6.6		d
10D	15:35 27	24	32.3	7.12	4.55	72	12.7		B
10E	16:24 27	25	31.7	7.16	3.75	59	9.5		B
11	16:08 26	25	31.1	7.41	4.75	74	4.7	.08	m
11A	16:50 26	26	30.2	7.62	5.35	82	6.5	.05	m
11B	16:35 26	25	30.1	7.57	4.60	70	3.2	.13	m
11C	16:20 26	27	31.0	7.30	4.35	68	6.2	.15	m
12	16:00 26	25	30.2	7.29	4.40	67	5.3	.08	m

état de la marée: d: descendante, B: basse; m: montante; H: haute; <c>: convergence de marées montantes

Résultats de la sortie de Janvier 1993

	heure date hh:mn	Sal g/l	temp °C	pH	O2 mg/l	O2 %sat	chl lg.l ⁻¹	DS m	mar.
ML1	10:58 05	27	30.6	7.28	3.45	54	3.4	.13	m
ML2	11:17 05	28	30.4	7.51	3.60	56	12.2	.20	m
ML3	11:25 05	28	30.2	7.47	4.00	62	17.5	.20	m
ML4	11:53 05	30	30.3	7.47	2.20	35	10.6	.28	m
TB1	15:07 05	26	33.0	7.24	3.25	53	4.5	.35	H
TB2	15:21 05	22	32.2	7.77	3.50	54	1.9	.40	H
TL1	15:03 06	25	31.7	7.44	2.25	35	4.6	.33	m
TL2	15:50 06	23	31.8	7.71	3.25	50	2.4	.18	m
TL3	16:18 06	26	32.8	7.64	3.10	50	9.8	.22	m
01	11:45 07	22	33.4	7.44	2.75	44	4.8	.07	B
02	10:00 07	24	33.1	7.84	3.95	63	4.0	.03	d
02A	10:20 07	23	33.0	7.90	4.15	65	7.0	.02	d
03	12:51 05	23	31.8	7.72	3.30	51	2.0	.15	m
03A	13:11 05	26	31.8	7.42	2.65	42	10.1	.30	m
03B	13:20 05	26	31.4	7.44	2.65	41	9.0	.30	m
04	13:29 05	26	31.2	7.36	2.40	37	3.0	.25	m
05	13:41 05	25	31.0	7.42	2.65	41	3.0	.32	m
05A	13:56 05	22	31.2	7.86	4.25	65	1.8	.28	m
05B	14:04 05	22	31.4	7.93	4.75	73	1.6	.22	H
06	15:39 05	23	31.3	7.80	3.60	55	1.4	.40	d
06A	15:50 05	24	31.9	7.80	3.75	59	1.8	.40	d
06B	16:00 05	25	32.3	7.67	3.50	55	3.0	.54	d
07	16:10 05	25	32.0	7.39	2.60	41	2.0	.55	d
07A	16:20 05	26	32.0	7.29	2.10	33	2.4	.55	d
08	13:37 06	23	31.8	7.65	3.75	58	3.3	.23	m
08A	13:25 06	25	33.0	7.35	2.65	42	9.9	.25	m
08B	13:13 06	25	33.1	7.26	2.30	37	8.7	.18	m
08C	13:07 06	26	33.1	7.29	2.25	36	8.7	.13	B
09	13:00 06	25	33.1	7.24	2.65	42	12.3	.08	d
09A	12:47 06	26	32.6	7.24	2.55	41	10.3	.09	d
10	10:40 06	27	31.0	7.21	1.80	28	11.1	.05	d
10A	12:26 06	26	33.5	7.30	2.95	48	13.8	.12	<c>
10B	12:07 06	25	33.1	7.25	2.40	38	6.5	.10	<c>
10C	10:03 06	25	31.1	7.16	2.55	39	6.4	.20	d
10D	09:41 06	27	32.8	7.14	2.90	47	6.4	.10	d
10E	10:18 06	26	31.0	7.17	1.50	23	7.1	.08	d
11	08:42 07	26	32.2	7.38	2.75	44	9.1	.07	d
11A	08:07 07	27	32.6	7.11	2.60	42	7.9	.05	d
11B	08:20 07	27	33.1	7.29	2.65	43	7.1	.03	d
11C	08:31 07	27	32.3	7.27	2.35	38	19.1	.03	d
12	08:50 07	27	32.4	7.36	2.45	39	7.1	.07	d

état de la marée: d: descendante, B: basse; m: montante; H: haute; <c>: convergence de marées montantes

Salinité (suite)

		oct	mar	avr	jun	sept	nov	jan	fev
61	0,45	*	*	27	*	*	*	*	30
62	0,5	*	27	*	*	*	*	*	30
63	0,65	*	27	*	*	*	*	*	31
64	0,75	*	30	*	*	*	*	*	31
65	0,91	22	*	*	*	*	*	*	33
66	0,92	12	*	*	*	*	*	*	32
67	0,93	9	*	*	*	*	*	*	32
68	0,95	7	*	*	*	*	*	*	33
69	0,96	0	*	*	*	*	*	*	30
70	I	*	*	*	33	*	*	*	*
71	II	*	*	*	33	*	*	*	*
72	IV	*	*	*	33	*	*	*	*
73	V	*	*	*	35	*	*	*	*
74	VI	*	*	*	32	*	*	*	*
75	VIII	*	*	*	32	*	*	*	*
76	IX	*	*	*	32	*	*	*	*
77	X	*	*	*	25	*	*	*	33
78	XV	*	*	*	27	*	*	*	*
79	XVIII	29	*	*	30	*	*	*	*

Compilation des données: OXYGENE DISSOUS (en % de la saturation)

		oct	mar	avr	jun	sept	nov	jan	fev
1	BD	*	*	*	*	*	94	*	*
2	BG	*	*	*	*	*	*	*	*
4	CN	*	*	*	*	*	61	*	*
5	ML1	*	*	42	*	67	76	54	*
6	ML2	*	*	75	*	60	72	56	*
7	ML3	*	62	88	*	62	81	62	*
8	ML4	*	*	*	*	75	78	35	*
9	OD	*	*	*	*	*	51	*	*
10	RC	*	*	*	*	*	86	*	*
11	RC'	*	*	*	*	*	*	*	*
12	RCN1 *	*	*	*	*	*	*	*	*
13	RCN2 *	*	*	*	*	*	*	*	*
14	RD	*	*	*	*	*	94	*	*
15	TB1	*	*	*	*	*	*	53	*
15	TB2	*	*	*	*	*	*	54	*
15	TL1	*	*	*	*	*	84	35	*
16	TL2	*	*	*	*	*	72	50	*
16	TL3	*	*	*	*	*	*	50	*
17	TQ1	*	*	*	*	*	68	*	*
18	TQ2	*	*	*	*	*	84	*	*
19	01	*	84	*	*	53	50	44	*
20	01A	*	*	*	*	53	*	*	*
21	01B	*	*	*	*	76	*	*	*
22	02	*	64	63	*	69	85	63	*
	02'	*	*	*	*	*	*	*	*
23	02A	*	*	48	*	71	94	65	*
24	03	*	91	48	*	70	66	51	*
25	03A	*	*	*	*	68	67	42	*
26	03B	*	62	52	*	60	61	41	*
27	04	*	*	*	*	56	71	37	*
28	05	*	*	58	*	77	88	41	*
29	05A	*	*	67	*	70	78	65	*
30	05B	*	*	83	*	67	68	73	*
31	06	*	91	41	*	71	71	55	*
32	06A	*	74	*	*	59	67	59	*
33	06B	*	*	*	*	43	70	55	*
34	07	*	65	*	*	45	70	41	*
35	07A	*	*	42	*	52	66	33	*
36	08	*	*	38	*	75	73	58	*
37	08A	*	*	*	*	61	74	42	*
38	08B	*	*	*	*	39	67	37	*
39	08C	*	*	*	*	54	60	36	*
40	09	*	*	*	*	53	65	42	*
41	09A	*	*	*	*	62	64	41	*
42	10	*	*	*	*	58	46	28	*
43	10A	*	*	35	*	29	67	48	*
44	10B	*	*	*	*	68	68	38	*
45	10C	*	*	*	*	57	69	39	*
46	10D	*	*	64	*	54	72	47	*
47	10E	*	*	*	*	65	59	23	*
48	11	*	46	41	*	*	74	44	*
49	11A	*	*	*	*	50	82	42	*
50	11B	*	*	*	*	42	70	43	*
51	11C	*	81	*	*	31	68	38	*
52	11D	*	*	*	*	27	*	*	*
53	11E	*	*	*	*	34	*	*	*
54	12	*	*	*	*	*	67	39	*
		oct	mar	avr	juin	sept	nov	jan	fev

Compilation des données : BIOMASSES PHYTOPLANCTONIQUES ($\mu\text{g chl. l}^{-1}$)

		oct	mar	avr	sept	nov	jan	fev
1	BD	*	*	*	*	*	*	*
2	BG	*	*	*	*	*	*	*
4	CN	*	*	*	*		*	*
5	ML1	*	*	1.2	11.1	2.7	3.4	*
6	ML2	*	*	6.2	7.5	2.5	12.2	*
7	ML3	*	(3)	9.1	2.6	2.1	17.5	*
8	ML4	*	*	*	2.6	2.4	10.6	*
9	OD	*	*	*	*		*	*
10	RC		*	*	*		*	*
11	RC'		*	*	*	*	*	*
12	RCN1	*	*	*	*	*		
13	RCN2	*	*	*	*	*		
14	RD	*	*	*	*	4.3	*	*
15	TB1	*	*	*	*	*	4.5	*
15	TB2	*	*	*	*	*	1.9	*
15	TL1	*	*	*	*	6.5	4.6	*
16	TL2	*	*	*	*	5.4	2.4	*
16	TL3	*	*	*	*	*	9.8	*
17	TQ1		*	*	*	*	*	*
18	TQ2		*	*	*	10.3	*	*
19	01	*	2.4	*	3.6	2.9	4.8	
20	01A	*	*	*	6.9	*	*	
21	01B	*	*	*	38.3	*	*	
22	02	*	1.5	1.8	1.8	3.2	4.0	*
	02'	*	*	*	*	*	*	*
23	02A		*	4.1	2.1	4.2	7.0	*
24	03	*	3.1	12.8	1.3	10.4	2.0	
25	03A	*	*	*	4.3	8.4	10.1	*
26	03B	*	3.0	8.0	3.3	9.7	9.0	*
27	04	*	*	*	1.5	10.1	3.0	*
28	05	*	*	7.2	2.5	10.0	3.0	*
29	05A	*	*	3.1	2.3	4.9	1.8	*
30	05B	*	*	4.6	2.0	2.5	1.6	*
31	06	*	0.9	2.3	3.0	1.8	1.4	*
32	06A	*	1.8	*	1.6	2.0	1.8	*
33	06B	*	*	*	2.9	3.1	3.0	*
34	07	*	1.4	*	1.3	1.9	2.0	*
35	07A	*	*	4.3	1.1	1.7	2.4	*
36	08	*	*	4.7	2.1	8.4	3.3	
37	08A	*	*	*	5.6	7.9	9.9	*
38	08B	*	*	*	2.6	11.7	8.7	*
39	08C	*	*	*	2.6	12.1	8.7	*
40	09	*	*	*	2.5	6.9	12.3	*
41	09A	*	*	*	2.5	4.7	10.3	*
42	10	*	*	*	4.1	4.4	11.1	*
43	10A	*	*	8.4	1.9	9.9	13.8	*
44	10B	*	*	*	2.7	8.3	9.5	*
45	10C	*	*	*	2.6	6.6	6.4	*
46	10D	*	*	25.2	4.9	12.7	6.4	*
47	10E	*	*	*	2.1	9.5	7.1	*
48	11	*	3.3	3.5	*	4.7	9.1	*
49	11A	*	*	*	10.9	6.5	7.9	*
50	11B	*	*	*	11.7	3.2	7.1	*
51	11C	*	1.9	*	39.0	6.2	19.1	*
52	11D	*	*	*	5.3	*	*	*
53	11E	*	*	*	68.8	*	*	*
54	12	*	*	*	*	5.3	7.1	*
55	0.04	*	*	9.3	*	*	*	*

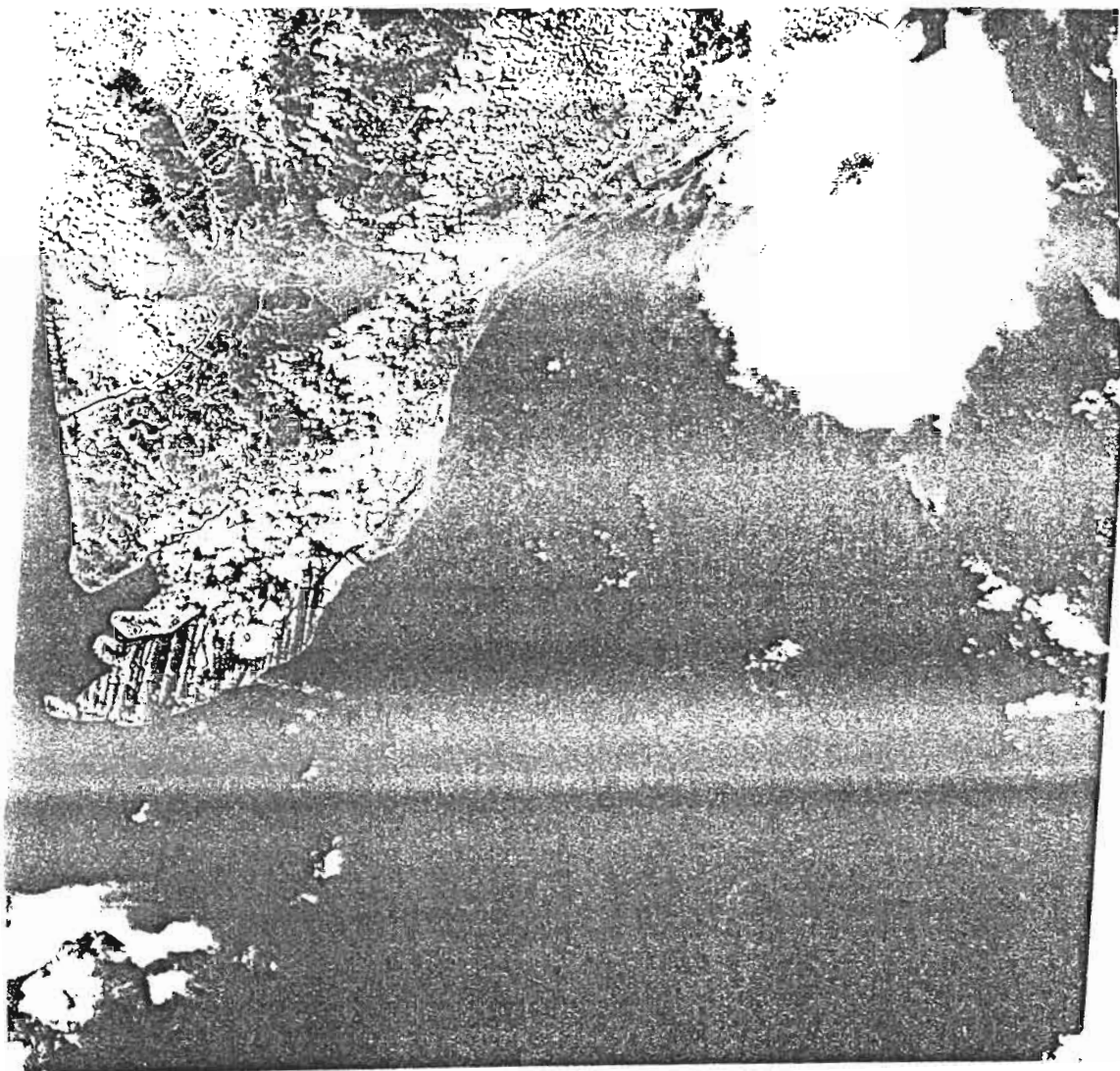
Références bibliographiques

- Alongi (D.M.) & Christoffersen (P.), 1992- Benthic infauna and organisms-sediment relations in a shallow tropical coastal area - Influence of outwelled mangrove detritus and physical disturbance. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 81/3: 229-245.
- Alpine (A.E.) & Cloern (J.E.), 1992- Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 37/5: 946-955.
- Amarasinghe (M.D.) & Balasubramanian (S.), 1992- Net primary productivity of two mangrove forest stands on the northwest coast of Sri Lanka. *Hydrobiologia*, 247/3: 37-47.
- Azam (F.), Fenchel (T.), Field (J.G.), Gray (J.S.), Meyer-Reil (L.A.), Thingstad (F.), 1983- The ecological role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 10: 257-263.
- Balch (W.), Evans (R.), Brown (J.), Feldman (G.), McClain (C.), Esaias (W.), 1992- The remote sensing of ocean primary productivity: Use of a new data compilation to test satellite algorithms. *J. geophys. Res.*, 97/C2: 2279-2293.
- Bannister (T.T.), 1974- A general theory of steady state phytoplankton growth in a nutrient stratified mixed layer. *Limnol. Oceanogr.*, 19/1: 13-30.
- Berninger (U.-G.), Finlay (B.J.), Kuoppo-Leinikki (P.), 1991- Protozoan control of bacterial abundances in freshwater. *Limnol. Oceanogr.*, 36/1: 139-147.
- Brettar (I.) & Rheinheimer (G.), 1992- Influence of carbon availability on denitrification in the central Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.*, 37/6: 1146-1163.
- Caraco (N.F.), Cole (J.J.), Likens (G.E.), 1992- New and recycled primary production in an oligotrophic lake: Insights for summer phosphorus dynamics. *Limnol. Oceanogr.*, 37/3: 590-602.
- Chow-Fraser (P.), 1991- Use of the morphoedaphic index to predict nutrient status and algal biomass in some Canadian lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48/10: 1909-1918.
- Cloern (J.E.), 1987- Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Cont. Shelf Res.*, 7/11-12: 1367-1382.
- Cloern (J.E.), 1991- Tidal stirring and phytoplankton bloom dynamics in an estuary. *J. mar. Res.*, 49: 203-221.
- Cloern (J.E.), Cole (B.E.), Wong (R.L.J.), Alpine (A.E.), 1985- Temporal dynamics of estuarine phytoplankton: A case study of San Francisco Bay. *Hydrobiologia*, 129: 153-176.
- Cole (J.J.), Findlay (S.), Pace (M.L.), 1988- Bacterial production in fresh and salt-water ecosystems: a cross-system overview. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 43/1-2: 1-10.
- Daneri (G.), Iriarte (A.), Garcia (V.M.), Purdie (D.A.), Crawford (D.W.), 1992- Growth irradiance as a factor controlling the dark respiration rates of marine phytoplankton. *J. mar. Biol. Assoc. U.K.*, 72/3: 723-726.
- Davies (A.G.), 1988- Nutrient interactions in the marine environment. in: J. Gallon & L.J. Rogers (eds.). "Biochemistry of algae and cyanobacteria". *Ann. Proc. phytochem. Soc. Europe*, 28: 241-256.
- Davies (A.G.) & Sleep (J.A.), 1989- The photosynthetic response of nutrient-depleted dilute cultures of *Skeletonema costatum* to pulses of ammonium and nitrate; the importance of phosphate. *J. Plankton Res.*, 11/1: 141-164.
- de la Cruz (A.A.), 1979- The functions of mangroves. In: *Mangrove and Estuarine Vegetation in Southeast Asia*. Biotrop spec. Publ. n° 10: 125-138.
- Dortch (Q.) & Packard (T.T.), 1989- Differences in biomass structure between oligotrophic and eutrophic marine ecosystems. *Deep-Sea Res.*, 36/2: 223-240.
- Downing (J.A.) & McCauley (E.), 1992- The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37/5: 936-945.
- Elser (J.J.) & Goldman (C.R.), 1991- Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnol. Oceanogr.*, 36/1: 64-90.
- Ertel (J.R.), Hedges (J.I.), Devol (A.H.), Richey (J.E.), Ribeiro (M.N.G.), 1986- Dissolved humic substances of the Amazon River system. *Limnol. Oceanogr.*, 31/4: 739-754.
- Estrada (M.), Marrasé (C.), Alcaraz (M.), 1988- Phytoplankton response to intermittent stirring and nutrient addition in marine microcosms. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 48/3: 225-234.
- Fisher (T.R.), Peele (E.R.), Ammerman (J.W.), Harding (L.W.), 1992- Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 82/1: 51-63.
- Flores-Verdugo (F.), Gonzalez-Farias (F.), Ramirez-Flores (O.), Amezena-Linares (F.), Yanez-Arancibia (A.), Alvarez-Rubio (M.), Day (J.W., Jr.), 1990- Mangrove ecology, aquatic primary

- productivity, and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries*, 13/2: 219-230.
- Francis (J.), 1992- Physical processes in the Rufiji delta and their possible implications on the mangrove ecosystems. *Hydrobiologia*, 247/1-3: 173-179.
- Golterman (H.L.), 1991- Reflections on post-OECD eutrophication models. *Hydrobiologia*, 218: 167-176.
- Grande (K.D.), Marra (J.), Langdon (C.), Heinemann (K.), Bender (M.), 1989- Rates of respiration in the light measured in marine phytoplankton using an ^{18}O isotope-labelling technique. *J. exper. mar. Biol. Ecol.*, 129/2: 95-120.
- Grobbelaar (J.U.), 1992- Nutrients versus physical factors in determining the primary productivity of waters with high inorganic turbidity. *Hydrobiologia*, 238: 177-182.
- Grobbelaar (J.U.), Soeder (C.J.), Stengel (E.), 1990- Modeling algal productivity in large outdoor cultures and waste treatment systems. *Biomass*, 21/4: 297-314.
- Harris (G.P.), 1986- "Phytoplankton Ecology. Structure, function and fluctuation". Chapman & Hall (London): 384 p.
- Harrison (W.G.), 1990- Nitrogen utilization in chlorophyll and primary production maximum layers: an analysis based on the f-ratio. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 60/1-2: 85-98.
- Harrison (W.G.), Harris (L.R.), Karl (D.M.), Knauer (G.A.), Redalje (D.G.), 1992- Nitrogen dynamics at the VERTEX time-series site. *Deep-Sea Res.*, 39/9A: 1535-1552.
- Hecky (R.E.) & Kilham (P.), 1988- Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.*, 33/4 (pt. 2): 796-822.
- Horrigan (S.G.), Montoya (J.P.), Nevins (J.L.), McCarthy (J.J.), 1990- Natural isotopic composition of dissolved inorganic nitrogen in the Chesapeake Bay. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, 30: 393-410.
- Howarth (R.W.), Marino (R.), Garritt (R.), Sherman (D.), 1992- Ecosystem respiration and organic carbon processing in a large, tidally influenced river - the Hudson River. *Biogeochem.*, 16/2: 83-102.
- Hurley (J.P.) & Watras (C.J.), 1991- Identification of bacteriochlorophylls in lakes via reverse-phase HPLC. *Limnol. Oceanogr.*, 36/2: 307-315.
- Kannan (L.) & Vasantha (K.), 1992- Microphytoplankton of the Pitchavaram mangals, southeast coast of India: species composition and population density. *Hydrobiologia*, 247/1-3: 77-86.
- Keller (A.A.), 1989- Modeling the effects of temperature, light and nutrients on primary productivity - An empirical and a mechanistic approach compared. *Limnol. Oceanogr.*, 34/1: 82-95.
- Kemp (W.M.), Sampou (P.A.), Garber (J.), Tuttle (J.), Boynton (W.R.), 1992- Seasonal depletion of oxygen from bottom waters of Chesapeake Bay - Roles of benthic and planktonic respiration and physical exchange processes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 85/1-2: 137-152.
- Kirk (J.T.O.), 1983- "Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems". Cambridge Univ. Press: 401 p.
- Kolber (Z.), Wyman (K.D.), Falkowski (P.G.), 1990- Natural variability in photosynthetic energy conversion efficiency- A field study in the Gulf of Maine. *Limnol. Oceanogr.*, 35/1: 72-79.
- Laird (G.A.) & Scavia (D.), 1990- Distribution of labile dissolved organic carbon in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.*, 35/2: 443-447.
- Lange (W.), 1973- Bacteria - assimilable organic compounds, phosphate and enhanced growth of bacteria-associated blue-green algae. *J. Phycol.*, 507-509.
- Lee (S.Y.), 1990- Primary productivity and particulate organic matter flow in an estuarine mangrove-wetland in Hong Kong. *Mar. Biol.*, 106: 453-463.
- Lee (C.) & Wakeham (S.G.), 1992- Organic matter in the water column: future research challenges. *Mar. Chem.*, 39/1: 95-118.
- Lehman (J.T.), 1988- Hypolimnetic metabolism in Lake Washington: Relative effects of nutrient load and food web structure on lake productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 33/6 (pt. 1): 1334-1347.
- Levasseur (M.), Fortier (L.), Theriault (J.-C.), Harrison (P.J.), 1992- Phytoplankton dynamics in a coastal jet frontal region. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 86: 283-295.
- Levine (S.N.) & Schindler (D.W.), 1992- Modification of the N:P ratio in lakes by in situ processes. *Limnol. Oceanogr.*, 37/5: 917-935.
- Levine (S.N.) & Weibezahn (F.H.), 1986- Organic carbon in the Caura River, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.*, 31/3: 653-656.
- Li (W.K.W.), Dickie (P.M.), Irwin (B.D.), Wood (A.M.), 1992- Biomass of bacteria, cyanobacteria, prochlorophytes and photosynthetic eukaryotes in the Sargasso Sea. *Deep-Sea Res.*, 39/3-4 A: 501-519.

- Lind (O.T.), Doyle (R.), Vodopich (D.S.), Trotter (B.G.), Limon (J.G.), Davalos-Lind (L.), 1992- Clay turbidity: Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake. *Limnol. Oceanogr.*, 37/3: 549-565.
- Longhurst (A.R.) & Pauly (D.), 1987- "Ecology of Tropical Oceans". ICLARM Contr. n° 389. Acad. Press (Harcourt Brace Jovanovich Publ.): 407 p.
- Madden (C.J.), Day (J.W., Jr.), Randall (J.M.), 1988- Freshwater and marine coupling in estuaries of the Mississippi River deltaic plain. *Limnol. Oceanogr.*, 33/4 (pt. 2): 982-1004.
- Manheim (F.T.), Hathaway (J.C.), Uchupi (E.), 1972- Suspended matter in surface waters of the northern Gulf of Mexico. *Limnol. Oceanogr.*, 17/1: 17-27.
- Mann (K.H.), 1988- Production and use of detritus in various freshwater, estuarine, and coastal marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, 33/4 (pt. 2): 910-930.
- Mantoura (R.F.C.) & Woodward (E.M.S.), 1983- Conservative behaviour of riverine dissolved organic carbon in the Severn estuary: Chemical and geochemical implications. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 47: 1293-1309.
- Markager (S.), Jespersen (A.M.), Madsen (T.V.), Berdalet (E.), Weisburd (R.), 1992- Diel changes in dark respiration in a plankton community. *Hydrobiologia*, 238: 119-130.
- Marra (J.), Haas (L.W.), Heinemann (K.R.), 1988- Time course of C assimilation and microbial food web. *J. exper. mar. Biol. Ecol.*, 115/3: 263-277.
- Marra (J.), Bidigare (R.R.), Dickey (T.D.), 1990- Nutrients and mixing, chlorophyll and phytoplankton growth. *Deep-Sea Res.* 37/1 A: 127-144.
- Martinez (R.), 1992- Respiration and respiratory electron transport activity in marine phytoplankton- Growth rate dependance and light enhancement. *J. Plankton Res.*, 14/6: 789-797.
- Morales-Zamorano (L.A.), Cajal-Medrano (R.), Orellana-Cepeda (E.), Jimenez-Perez (L.C.), 1991- Effect of tidal dynamics on a planktonic community in a coastal lagoon of Baja California, Mexico. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 78/3: 229-239.
- Moran (M.A.), Wicks (R.J.), Hodson (R.E.), 1991- Export of dissolved organic matter from a mangrove swamp ecosystem- Evidence from natural fluorescence, dissolved lignin phenols, and bacterial secondary production. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 76/2: 175-184.
- Morrison (K.A.), Thérien (N.), Marcos (B.), 1987- Comparison of six models for nutrient limitations on phytoplankton growth. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 44/7: 1278-1288.
- Neveux (J.), Delmas (D.), Romane (J.C.), Algarra (P.), Ignatiades (L.), Herbland (A.), Morand (P.), Neori (A.), Bonin (D.), Barbe (J.), Sukenik (A.), Berman (T.), 1990- Comparison of chlorophyll and phaeopigment determination by spectrophotometric, fluorimetric, spectrofluorimetric and HPLC methods. *Mar. microb. Food Webs*, 4/2: 217-238.
- Nieuwolt (S.), 1981- The climates of continental South-East Asia. in: K. Takahashi & H. Arakawa (eds.), *Climates of Southern and Western Asia. World Survey of Climatology* (H.E. Landsberg, ed.), Elsevier sci. Publ. Co. (Amsterdam), vol. 9: 1-66.
- Nusch (E.A.), 1980- Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 14-36.
- Oswald (W.J.), 1988- Large-scale algal culture systems. in: M.A. Borowitzka & L.J. Borowitzka (eds.), *Micro-algal Biotechnology*. Cambridge Univ. Press (Cambridge): 357-394.
- Paerl (H.W.), 1988- Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr.*, 33/4 (pt. 2): 823-847.
- Pedros-Alio (C.) & Brock (T.D.), 1982- Assessing biomass and production of bacteria in eutrophic Lake Mendota, Wisconsin. *Appl. environm. Microbiol.*, 44/1: 203-218.
- Peduzzi (P.) & Herndl (G.J.), 1992- Zooplankton activity fueling the microbial loop: Differential growth response of bacteria from oligotrophic and eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.*, 37/5: 1087-1092.
- Powell (T.M.), Cloern (J.E.), Huzzey (L.M.), 1989- Spatial and temporal variability in South Francisco Bay (USA). I. Horizontal distributions of salinity, suspended sediments, and phytoplankton biomass and productivity. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, 28: 583-597.
- Prepas (E.E.), Dunnigan (M.E.), Trimbee (A.M.), 1988- Comparison of insitu estimates of chlorophyll a obtained with Whatman GF/F and GF/C glass-fiber filters in mesotrophic to hypereutrophic lakes. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 45/5: 910-921.
- Quinones (R.A.) & Platt (T.), 1991- The relationship between the f-ratio and the P:R ratio in the pelagic ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 36/1: 211-213.
- Reznda (C.E.), Lacerda (L.D.), Ovalle (A.R.C.), Silva (C.A.R.), Martinelli (L.A.), 1990- Nature of POC transport in a mangrove ecosystem: A carbon stable isotopic study. *Estuar. coast. Shelf*

- Sci., 30: 641-645.
- Richey (J.E.), Brock (J.T.), Naiman (R.J.), Wissmar (R.C.), Stallard (R.F.), 1980- Organic carbon: Oxidation and transport in the Amazon River. *Science* (N.Y.), 207: 1348-1351.
- Robarts (R.D.) & Zohary (T.), 1992- The influence of temperature and light on the upper limit of *Microcystis aeruginosa* production in a hypertrophic reservoir. *J. Plankton Res.*, 14/2: 235-247.
- Sasekumar (A.), Chong (V.C.), Leh (M.U.), D'Cruz (R.), 1992- Mangroves as a habitat for fish and prawns. *Hydrobiologia*, 247/1-3: 195-207.
- Schaeffer-Novelli (Y.), Mesquita (H. de L.S.), Cintron-Molero (G.), 1990- The Cananéia lagoon estuarine system, Sao Paulo, Brazil. *Estuaries*, 13/2: 193-203.
- Schwaerter (S.), Sondergaard (M.), Riemann (B.), Jensen (L.M.), 1988- Respiration in eutrophic lakes: the contribution of bacterioplankton and bacterial growth yield. *J. Plankton Res.*, 10/3: 515-532.
- Selvam (V.), Azariah (J.), Azariah (H.), 1992- Diurnal variation in physical-chemical properties and primary production in the interconnected marine, mangrove and freshwater biotopes of Kakinada coast, Andhra Pradesh, India. *Hydrobiologia*, 247/1-3: 181-186.
- Sherr (B.F.) & Sherr (E.B.), 1984- Role of heterotrophic protozoa in carbon and energy flow in aquatic ecosystems. in: M.J. Klug & C.A. Reddy (eds.). "Current perspectives in microbial ecology". Am. Soc. Microbiol., Washington (DC). Proc. 3rd internatl. Symp. microb. Ecol., Michigan Univ., 7-12 Aug. 1983: 412-423.
- Sherwood (J.E.), Stagniti (F.), Kokkinn (M.J.), Williams (W.D.), 1991- Dissolved oxygen concentrations in hypersaline waters. *Limnol. Oceanogr.*, 36/2: 235-250.
- Sterner (R.W.), 1990- The ratio of nitrogen to phosphorus resupplied by herbivores: Zooplankton and the algal competitive arena. *Am. Nat.*, 136/2: 209-229.
- Szyper (J.P.), Rosenfeld (J.Z.), Piedrahita (R.H.), Giovannini (P.), 1992- Diel cycles of planktonic respiration rates in briefly incubated water samples from a fertile earthen pond. *Limnol. Oceanogr.*, 37/6: 1193-1201.
- Tan (L.K.H.), Leonard (R.A.), Asmussen (L.E.), Lobartini (J.C.), Gingle (A.R.), 1990- The geochemistry of black water in selected coastal streams of the southeastern United States. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 21 (17-18): 1999-2016.
- Tibbles (B.J.), Davis (C.L.), Harris (J.M.), Lucas (M.I.), 1992- Estimates of bacterial productivity in marine sediments and water from a temperate saltmarsh lagoon. *Microb. Ecol.*, 23/3: 195-209.
- Twilley (R.R.), 1988- Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters. in: B.O. Jansson (ed.) "Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies", vol. 22. Coastal-Offshore Ecosystem Interactions. Springer Verlag (N.Y.):
- Twilley (R.R.), Lugo (A.E.), Patterson-Zucca (C.), 1986- Litter production and turnover in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology*, 67/3: 670-683.
- Vollenweider (R.A.), 1976- Advances in defining critical loading levels of phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 33: 53-83.
- Wainright (S.C.), 1990- Sediment - to - water fluxes of particulate material and microbes by resuspension and their contribution to the planktonic food web. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 62/3: 271-282.
- Ward (L.G.) & Twilley (R.R.), 1986- Seasonal distributions of suspended particulate material and dissolved nutrients in a coastal plain estuary. *Estuaries*, 9/3: 156-168.
- Wolanski (E.), 1992- Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. *Hydrobiologia*, 247/1-3: 141-161.



1N008-00 1E105-00 E105-301 E106-001
26MAY73 C N08-44/E105-32 N N08-44/E105-39 MSS 7 R SUN EL56 AZ064 188-4272-G-1-N-D-1L NASA ERTS E-1307-02454-7 01