
LES POLLUTIONS

Philippe DUFOUR, Aka Marcel KOUASSI et Alain LANUSSE

Nature, importance et origine des pollutions

LA POLLUTION CHIMIQUE

Les cultures agro-industrielles localisées sur le bassin versant de la lagune Ébrié influencent la qualité des eaux lagunaires par lessivage des produits phytosanitaires et fertilisants. Ceux-ci ont été inventoriés par BROCHE et PESCHET (1983) qui constatent que leur usage, encore peu intense, s'accélère avec la modernisation de l'agriculture ivoirienne. En outre, il faut noter que la nature sableuse, pauvre en humus et en argile, des sols de la basse Côte-d'Ivoire ainsi que la violence des précipitations (*cf.* I-4) intensifient le lessivage des polluants agricoles vers les rivières et les lagunes.

Parallèlement à cette pollution chimique d'origine agricole, les industries ivoiriennes rejettent en lagune des substances toxiques (soude, acides, huiles minérales, pigments des industries textiles, métaux lourds des ateliers métallurgiques, glycérine des savonneries, arsenic des ateliers de tannage de peaux...). Les principaux rejets sont localisés dans la zone d'Abidjan et, en dehors de celle-ci, la pollution chimique d'origine industrielle est peu importante. Signalons toutefois que la baie de Toupah (en secteur V) reçoit les effluents d'une usine de traitement de latex.

Un premier inventaire de la pollution chimique en lagune (hydrocarbures, organochlorés et métaux) a été dressé, à partir de l'analyse des sédiments, en janvier 1983 sur l'ensemble du bassin lagunaire (MARCHAND et MARTIN, 1985).

Les sédiments des baies urbaines du Banco, de Cocody, de Marcory et de Biétri contiennent plus de $1\ 000\ \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ d'hydrocarbures totaux (fig. 1a), qui d'après leur rapport au C organique ont une origine manifestement pétrolière et donc anthropique. Une pollution moindre, quoique significative (100 à $400\ \text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$), est localisée dans les chenaux centraux du secteur abidjanais. La lagune rurale n'est pas

contaminée par les hydrocarbures pétroliers, à l'exception de la baie de Bingerville où, là aussi, l'origine pétrolière est indéniable.

Trois types de résidus organochlorés ont été identifiés. Pour les PCB ⁽¹⁾ les plus fortes concentrations (> 100 ng . g⁻¹) sont là encore localisées dans les baies d'Abidjan (fig. 1b). Dans la lagune rurale, les teneurs sont pratiquement partout non significatives. Pour le DDT ⁽²⁾ et le lindane, les auteurs suspectaient une abondante pollution des secteurs ruraux ayant pour origine le traitement des plantations. Les mesures ne permettent pas de confirmer cette hypothèse en ce qui concerne le DDT. Par contre pour le lindane, des concentrations relativement importantes, de 3 à 5 ng . g⁻¹, sont relevées sur les échantillons des secteurs V et VI (fig. 1c). Les auteurs n'expliquent pas cette présence par des apports continentaux et posent le problème de la pêche aux produits toxiques déjà mentionnée par COLCANAP et DUFOUR (1982). Mais c'est dans le secteur d'Abidjan, particulièrement dans ses baies, que les plus fortes concentrations de DDT (jusqu'à 1 000 ng . g⁻¹) et de lindane (jusqu'à 10 ng . g⁻¹) sont observées. La distinction entre le DDT et ses produits de dégradation DDD ⁽³⁾ et DDE ⁽⁴⁾ a permis de localiser les apports frais à l'entrée de la baie de Biétri, ainsi qu'à l'entrée des chenaux centraux est et ouest et d'y suspecter certains rejets industriels.

Pour les métaux, l'interprétation des résultats apparaît plus délicate car la fraction liée de façon naturelle aux sédiments se superpose à la fraction d'origine anthropique. Dans la plupart des prélèvements, les concentrations observées ne peuvent être considérées comme anormales ou du moins significatives d'une pollution. Néanmoins, dans la partie orientale de la baie de Biétri, deux métaux hautement toxiques, le mercure et l'arsenic, présentent des concentrations qui en valeur relative peuvent être considérées comme élevées (fig. 1d). Globalement l'ensemble des analyses des métaux fait apparaître une origine urbaine dans la mesure où leurs concentrations sont plus élevées dans le secteur d'Abidjan que dans les secteurs ruraux. Les auteurs concluent qu'il n'est pas possible, dans l'état actuel des connaissances, de déterminer l'impact de cette surcharge restreinte sur l'écologie du milieu, qui, si elle existe, procède plus d'une action synergique de plusieurs éléments métalliques que de tel ou tel d'entre eux.

LA POLLUTION ORGANIQUE

D'après l'Onudi (BROCHE et PESCHET, 1983), les entreprises de l'agglomération abidjanaise rejettent quotidiennement 12 000 m³ d'eaux résiduaires industrielles en 1980, apportant ainsi en lagune 23 t de M.O.⁽⁵⁾, soit 39 t de DCO et 15 t de DBO. L'enquête de Nedeco (1981) est encore plus pessimiste puisqu'elle estime ces rejets à 40 tonnes par jour (63 t de DCO et 28 t de DBO). Cette matière organique, essentiellement des résidus d'industries agro-alimentaires (malt, levure, huiles végétales), constituait alors 47 % de la pollution organique totale issue de l'agglomération.

Selon les estimations de Nedeco (1981), seule 21 % de la population de l'agglomération d'Abidjan était, en 1980, connectée à un réseau d'égouts, qui aboutissait en lagune sans traitement ou après un traitement primaire sommaire. Cette étude estimait en outre que 20 % des rejets organiques de la population restante aboutissait en lagune par ruissellement, par dépôt de déchets solides, ou par vidanges de fosses septiques et latrines. Il en résultait une charge quotidienne de 32 t de DBO. Il était prévu à l'époque qu'elle passerait à 52 t . j⁻¹ en 1985 et 74 en 1990.

⁽¹⁾ Polychlorodiphényle.

⁽²⁾ Dichlorodiphényltrichloroéthane.

⁽³⁾ Dichlorodiphényldichloroéthane.

⁽⁴⁾ Dichlorodiphényléthane.

⁽⁵⁾ M.O. = matière oxydable (essentiellement matière organique) = 2 DBO₅ + DCO/3, mesurées sur l'effluent décanté 2 heures. DBO₅ : demande biologique en oxygène en 5 jours. DCO : demande chimique en O.

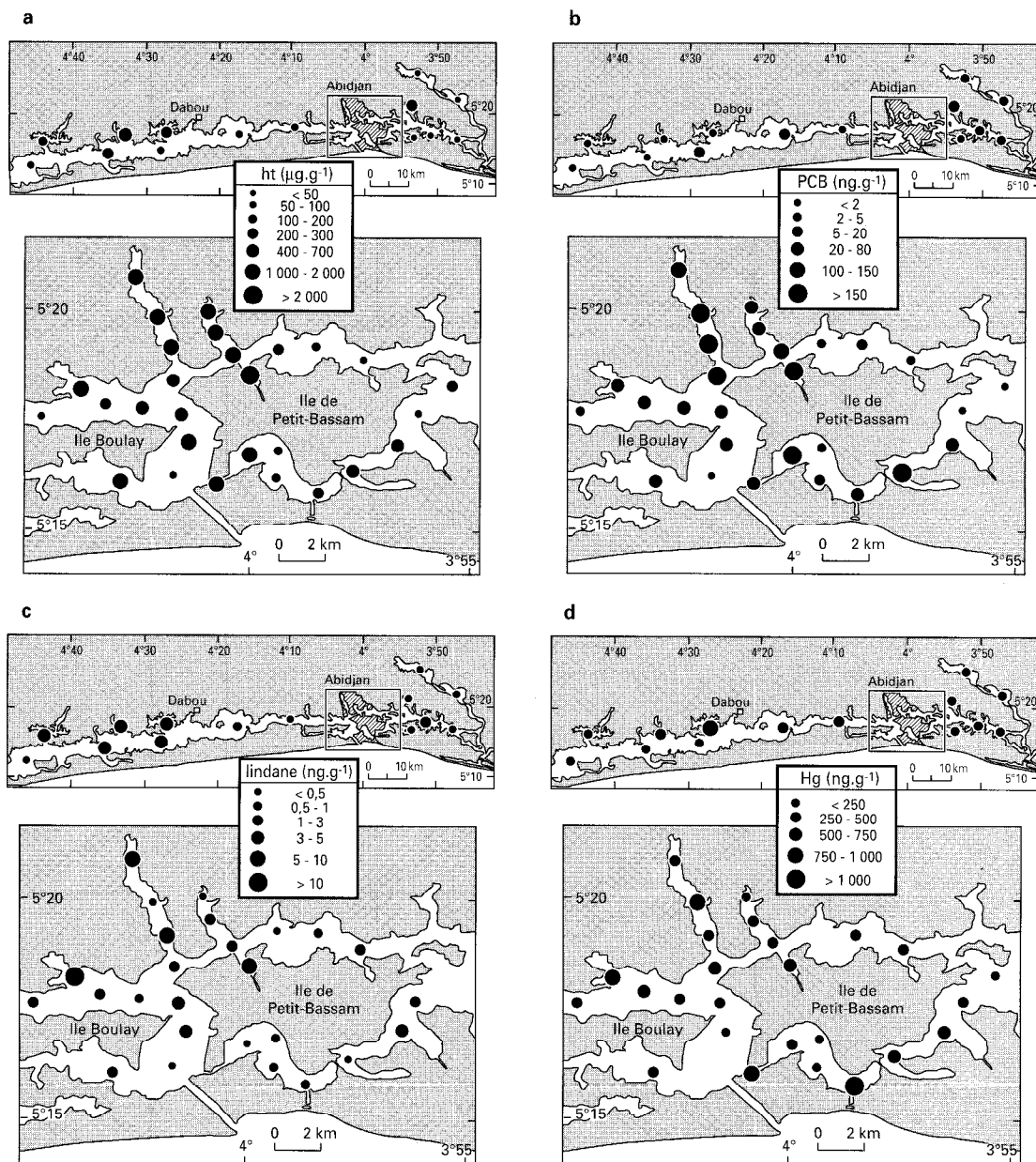


Figure 1

Concentrations de divers polluants dans les sédiments de la lagune Ébrié et de la région d'Abidjan.
 a) hydrocarbures totaux (ht), b) PCB, c) lindane, d) mercure (in MARCHAND *et al.*, 1983).

En dehors d'Abidjan, la pollution organique par les industries est faible. Les agglomérations susceptibles d'évacuer leurs effluents domestiques en lagune sont de faible importance et ne sont pas dotées de réseaux de collecte d'eaux usées. Les plus grandes d'entre elles, Dabou et Bonoua, n'étaient guère responsables en 1980 que du rejet en lagune Ébrié de $0,25 \text{ t} \cdot \text{j}^{-1}$ de DBO⁽¹⁾.

⁽¹⁾ Bingerville est inclus au « grand Abidjan » dans les rapports Nedeco (1981).

LA POLLUTION MICROBIENNE

Les premières évaluations de la pollution fécale de la lagune Ébrié au niveau d'Abidjan ont été réalisées par PAGES (1975) et PAGES et CITEAU (1978). Les résultats obtenus par ces chercheurs montrent que l'état sanitaire des eaux proches d'Abidjan est préoccupant, surtout dans les baies où le taux de renouvellement des eaux est très faible.

Plus récemment (LANUSSE, 1987 ; LANUSSE et GUIRAL, 1988 ; KOUASSI et GUIRAL, 1990), la salubrité des eaux de la zone urbaine de la lagune Ébrié (fig. 2) a été appréciée conformément aux recommandations du programme MED POL (OMS/PNUE, 1977) de surveillance de la qualité des eaux méditerranéennes. *Escherichia coli*, les entérocoques et *Clostridium perfringens* ont été recherchés. Les dénombrements de ces bactéries témoins de contamination fécale ont été couplés à une caractérisation physico-chimique des eaux. À chaque station et pour chaque type de bactérie, les paramètres statistiques de la qualité microbiologique ont été déterminés (tabl. I).

Globalement, le degré de contamination des sites d'études est fonction à la fois de leurs caractéristiques hydrologiques et de leur proximité des points de rejets. Ainsi, les eaux les plus estuariennes (stations 1, 5, fig. 2) présentent un degré de contamination plus faible et se caractérisent par une grande variabilité. Par contre les baies (stations 2, 3, 4), directement soumises aux apports polluants, présentent tout au long de l'année une forte pollution bactérienne. D'après les normes OMS/PNUE, l'ensemble des eaux de la lagune au niveau d'Abidjan s'avère impropre à toute activité balnéaire. Les déversements d'effluents contribuent à un très important surcroît de la contamination fécale des eaux de la zone urbaine. De plus, les densités des bactéries témoins de contamination fécale indiquent une pollution plus élevée des berges lagunaires comparativement aux eaux libres de la lagune Ébrié (GUIRAL et KOUASSI, 1992). Cet enrichissement découle de la proximité des stations échantillonnées avec les sites de rejets. L'hydrodynamisme dans ces sites confinés est moins actif et la pollution bactérienne tend à s'y concentrer. En outre, les baies de la ville d'Abidjan présentent très souvent à leur extrémité continentale l'arrivée d'un émissaire d'eau pluviale constituant ainsi un facteur supplémentaire de pollution. Le pourcentage de

TABLEAU I

Évaluation statistique de la qualité bactériologique exprimée en \log_{10} D 50 et D 90 représentant les densités bactériennes qui correspondent respectivement à 50 et 90 % des dénombrements réalisés pour les eaux de surface (S) et à l'interface eau-sédiment (F) des stations estuariennes de la lagune Ébrié ; σ : écart-type des distributions ; position des stations sur la figure 2 (in KOUASSI *et al.*, 1990)

		<i>E. coli</i>			Entérocoques			<i>C. perfringens</i>		
		D 50	D 90	σ	D 50	D 90	σ	D 50	D 90	σ
Station 1	S	3,64	4,60	1,25	1,61	3,11	1,33	2,26	2,74	0,30
	F	1,87	3,61	1,67	1,06	2,39	1,10	1,75	2,77	0,84
Station 2	S	4,15	5,00	0,60	2,49	3,55	1,17	2,77	3,32	0,33
	F	3,03	4,33	1,60	1,74	2,69	1,31	2,57	3,62	0,81
Station 3	S	4,22	5,00	0,85	2,37	3,55	1,17	2,77	3,32	0,33
	F	1,51	3,04	1,43	1,79	3,00	1,14	2,85	3,98	0,87
Station 4	S	4,66	5,09	0,40	3,05	4,20	1,21	2,62	3,58	0,73
	F	4,06	4,61	1,03	2,74	3,69	1,27	2,98	4,08	0,83
Station 5	S	1,46	3,11	1,50	0,55	1,95	0,84	2,81	3,48	0,44
	F	1,61	3,39	1,62	0,90	2,90	1,16	1,87	3,18	1,10

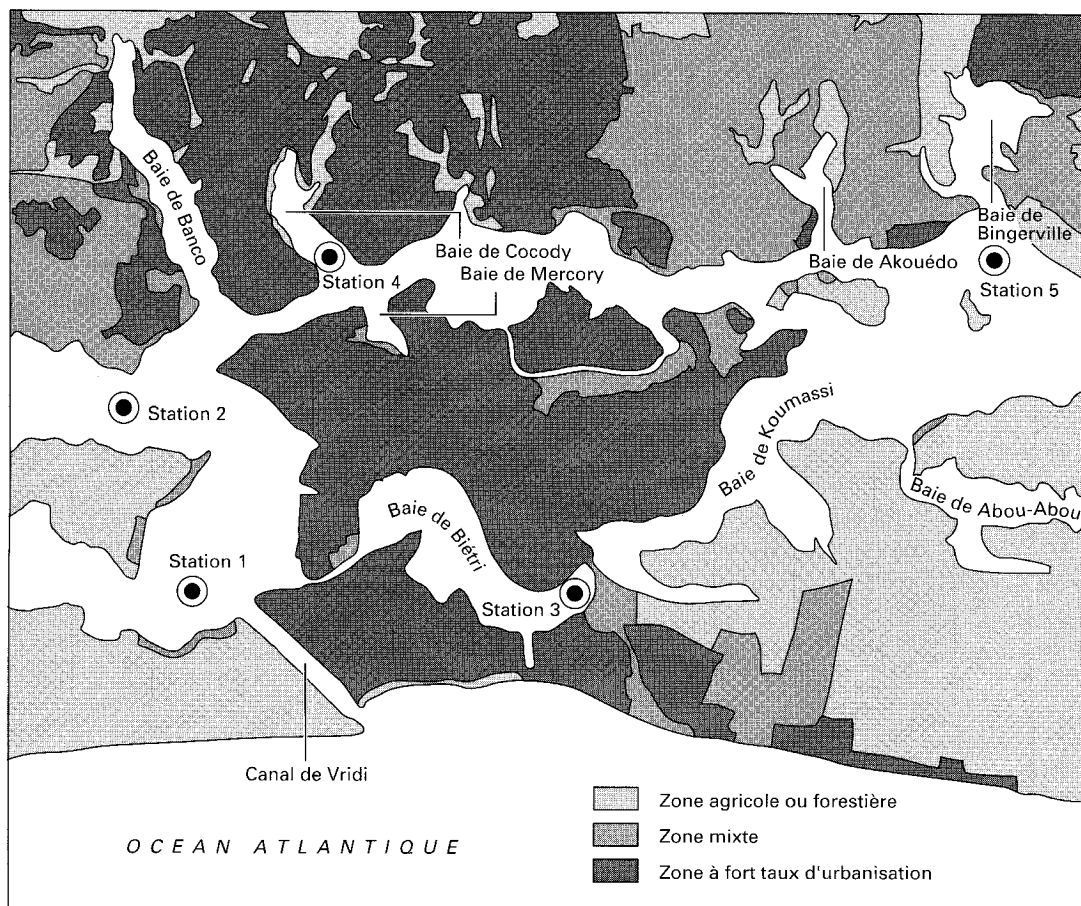


Figure 2

La zone estuarienne de la lagune Ébrié. Échelle des grisés décroissants et proportionnels aux taux d'occupation des sols : zone à fort taux d'urbanisation ; zone mixte (habitats dispersés) ; zone agricole ou forestière (taux d'habitation très faible) ; lagune Ébrié (in KOUASSI *et al.*, 1990).

raccordement au réseau d'assainissement de la ville étant très faible, les bactéries entériques constituent une source de pollution diffuse pour le milieu lagunaire.

Les corrélations avec retard de *E. coli* et des entérocoques en fonction de la salinité montrent que les variations saisonnières des densités de *E. coli* et des entérocoques dans les eaux libres suivent celles de la salinité (fig. 3). Ce rythme est caractérisé par des concentrations plus importantes lors de la saison des pluies (fig. 4). D'après les moyennes géométriques (tabl. II) déterminées graphiquement pour chaque période, cette augmentation serait respectivement de 600 %, 200 % et 185 % pour les dénombrements de *E. coli*, des entérocoques et des *C. perfringens*. Selon LANUSSE et GUIRAL (1988), cet accroissement résulte d'une augmentation des apports par lessivage et débordement des puits perdus lors de la remontée de la nappe phréatique. Consécutivement à cette majoration, l'arrivée des crues fluviales entraîne une diminution significative de la pollution fécale soulignant ainsi son rôle épurateur. D'après les moyennes géométriques (tabl. II), la crue permettrait d'évacuer respectivement 72 %, 68 %, et 77 % du niveau moyen des *E. coli*, des entérocoques et des *C. perfringens* observé pendant la saison des pluies.

Une cartographie de référence des niveaux de pollution bactérienne au niveau des berges lagunaires a été établie à partir d'une analyse hiérarchique ascendante (GUIRAL et KOUASSI, 1992). Cette analyse a été réalisée au cours de trois campagnes correspondant aux trois saisons hydroclimatiques. Les dendrogrammes issus de cette analyse sont représentés sur la figure 5. Pour les trois campagnes, il a été pos-

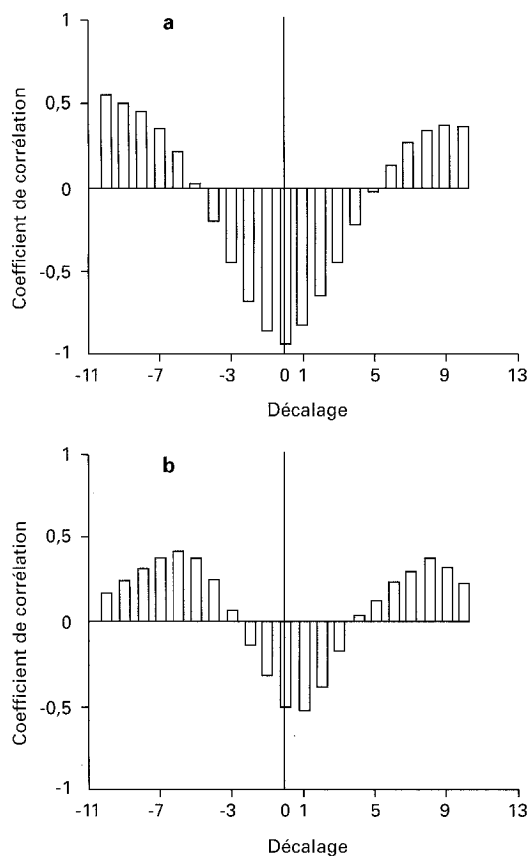
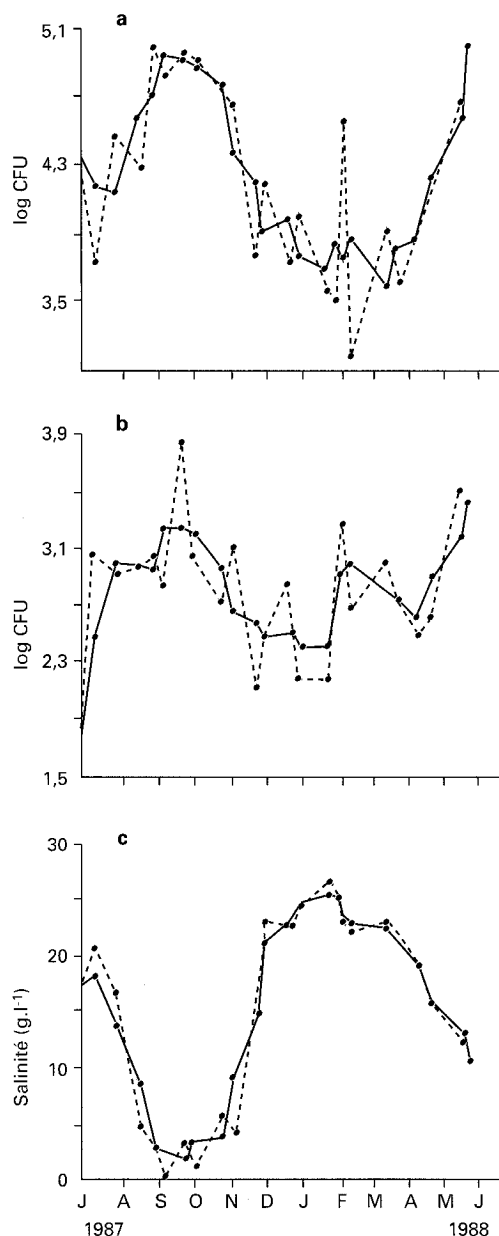


Figure 3
Autocorrélation avec retard de *E. coli* (a) et des entérocoques (b) avec la salinité pour les quatre stations de surface de la zone urbaine de la lagune Ébrié ; pas d'observation de 15 jours (in KOUASSI *et al.*, 1990).

Figure 4
Évolution mensuelle des densités (en log CFU pour 100 ml) de *E. coli* (a), des entérocoques (b) et de la salinité (c) dans les eaux de surface de la zone estuarienne de la lagune Ébrié ; trait discontinu : densité observée, trait continu : moyenne mobile d'ordre 1 (in KOUASSI *et al.*, 1990).



sible d'individualiser plusieurs phénomènes dont les caractéristiques statistiques ont permis une représentation graphique des divers sites échantillonnés selon une échelle de pollution croissante, spécifique pour chacune des campagnes. Quelle que soit la période, cette analyse montre que les eaux soumises à une forte pollution occupent la partie centrale de la zone urbaine de la lagune Ébrié. En saison sèche, on observe par rapport au canal de Vridi une extension plus importante des zones polluées vers l'est de la lagune (fig. 5a), les précipitations locales entraînant une généralisation des zones à forte pollution qui affectent alors l'ensemble des stations situées au nord de la branche ouest de la lagune (fig. 5b). Lors de la seconde saison des pluies et après la crue de la Comoé, le nombre de sites à forte pollution est considérablement réduit en particulier dans le secteur ouest plus directement influencé par le transit des eaux fluviales (fig. 5c).

TABLEAU II
Paramètres statistiques des distributions des *E. coli*, des entérocoques et de *C. perfringens* aux 3 saisons hydroclimatiques (in LANUSSE, 1987)

Périodes	Saison sèche (22/01-17/05)	Saison des pluies (30/05-01/08)	Saison des crues (23/08-27/12)
N	96	66	55
<i>E. coli</i>			
EC 50	3,55	4,40	3,85
σ	0,70	0,85	0,65
IC	3,41-3,69	4,19-4,61	3,67-4,03
Entérocoques			
ENT 50	2,70	3,20	2,70
σ	0,95	0,95	0,70
IC	2,51-2,89	2,97-3,43	2,51-2,89
<i>C. perfringens</i>			
CP 50	2,75	3,20	2,55
σ	0,60	0,80	0,55
IC	2,63-2,87	3,00-3,40	2,40-2,70

N : nombre d'analyses effectuées durant la période considérée ; σ : écart-type ; EC 50, ENT 50 et CP 50 : moyennes respectives des *E. coli*, entérocoques et *C. perfringens* (log CFU pour 100 ml) ; IC : intervalle de confiance (5 %).

Dispersion et autoépuration

HYDRODYNAMISME ET POLLUTION

Les charges polluantes n'ont pas grande signification si elles ne sont pas rapportées aux flux d'eau naturels qui les diluent. Le secteur d'Abidjan, le plus pollué, est aussi par chance celui soumis aux plus fortes circulations d'eaux que ce soit quotidiennement grâce à la marée ou saisonnièrement grâce au passage des crues fluviales (cf. I-4).

Ces caractéristiques générales ne doivent pas nous faire oublier l'hétérogénéité morphologique et hydrodynamique du secteur d'Abidjan. Dans les chenaux centraux, les courants sont de type laminaire et atteignent $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (GALLARDO, 1978 ; TASTET, 1979). Il en résulte des mélanges et dilutions plus importants que dans les baies où les courants sont faibles et de type circulaire ; ils ne dépassaient pas $10 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ en baie de Biétri en 1977 (LEMASSON *et al.*, 1982).

Le programme annuel de surveillance de la salubrité des eaux a permis de souligner le rôle épurateur des crues fluviales qui entraînent une diminution significative de la pollution fécale au niveau d'Abidjan (cf. *supra* et fig. 5c). Le canal de Vridi permet l'intrusion d'eaux marines qui diluent les eaux lagunaires polluées mais contribue aussi à l'évacuation des déchets urbains vers l'océan. La libre circulation des eaux doit donc être favorisée et l'effet naturel de « chasse d'eau » des crues apparaît primordial pour la salubrité des eaux lagunaires.

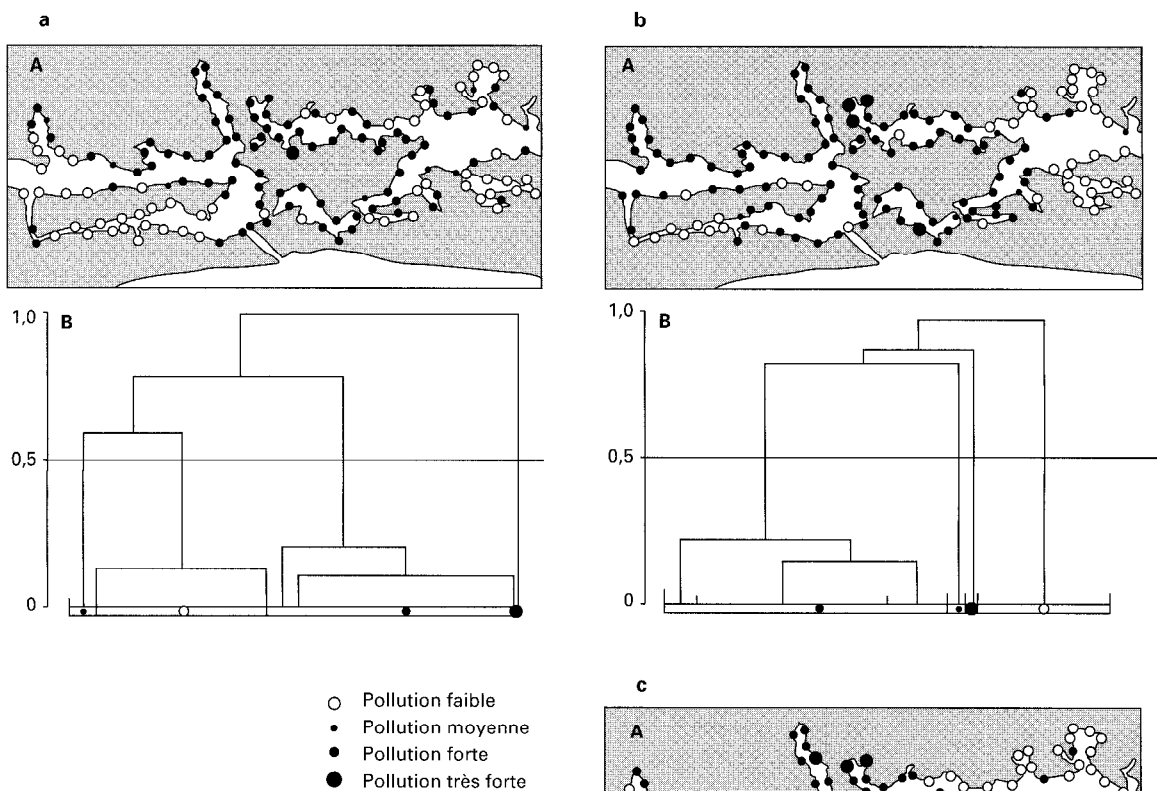


Figure 5
Cartographie des niveaux de pollution des berges lagunaires établie à partir du dendrogramme représentant la matrice de similitude des divers paramètres estimateurs des pollutions organique et bactérienne ; a) mars 1989, b) juin-juillet 1989 ; c) novembre 1989 (in GUIRAL et KOUASSI, 1992).

BIODÉGRADATION OU AUTOÉPURATION DES MATIÈRES ORGANIQUES DÉTRITIQUES

Malgré les apports et la production secondaire de matière organique détritique, la proportion de carbone particulaire inerte n'était guère, dans les années 1975-1977, plus abondante dans les secteurs pollués (29 ou 38 % selon la méthode d'estimation) que dans les secteurs proches indemnes de pollution (LEMASSON *et al.*, 1981). De même, les concentrations en carbone organique dissous n'étaient que 1,5 fois plus élevées dans les secteurs pollués (PAGES et LEMASSON, 1981). Cette faible accumulation de la matière organique détritique dans l'eau des secteurs pollués présume sa sédimentation ou son évacuation vers l'aval ainsi que sa biodégradation par les bactéries hétérotrophes.

Cette biodégradation correspond en milieu aérobie à une oxydation qui peut être évaluée par la mesure de la DBO. DUFOUR (1982a) a mis en évidence l'influence des conditions du milieu sur la DBO des eaux lagunaires contaminées par différents types d'effluents. La biodégradation est inhibée d'autant plus que la salinité des eaux réceptrices est élevée. Une inhibition initiale est également notée à 20 °C, température de la norme de mesure de la DBO ; elle ne se produit pas à 30 °C, température plus naturelle des eaux d'égout et de dilution à Abidjan (fig. 6 et 7). Pour éliminer cette phase d'inhibition peu réaliste, l'auteur propose de mesurer la DBO à 30 °C. Hélas, à cette température, une consommation parasite d'oxygène liée à la nitrification est significative au-delà du 3^e jour. Pour en annuler l'effet il est conseillé de limiter la durée des incubations à 3 jours. Dans ces conditions (DBO 3 j à 30 °C), la valeur obtenue est comprise entre 110 et 120 % de la norme habituelle (DBO 5 j à 20 °C).

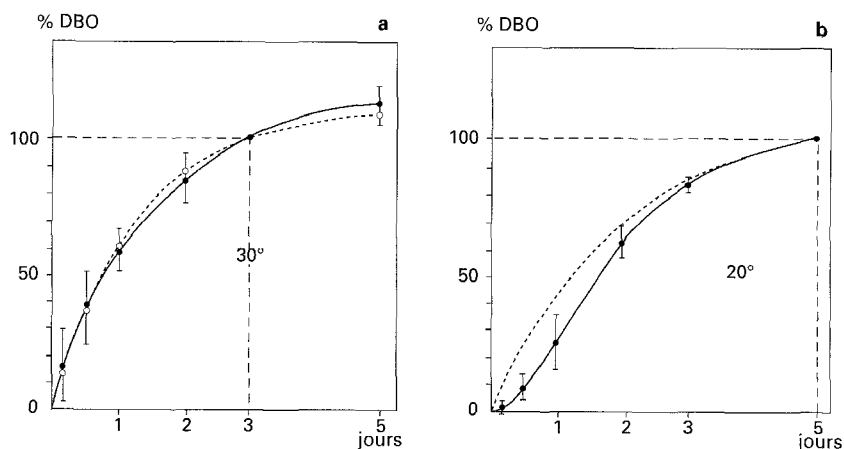


Figure 6

Cinétique de la DBO mesurée à 30 °C (a) et à 20 °C (b).

Trait continu : moyenne et écart-type des observations, exprimés en % de la DBO au bout de 3 jours (a), de 5 jours (b) ; trait discontinu : courbe théorique pour une cinétique du premier ordre et un coefficient de dégradation biochimique k de $0,35 \text{ j}^{-1}$ (a) et de $0,223 \text{ j}^{-1}$ (b) (in DUFOUR, 1982a).

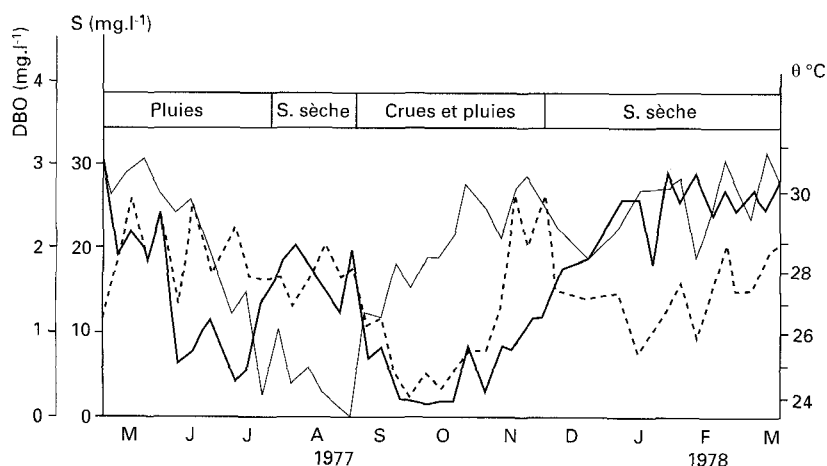


Figure 7

Évolutions saisonnières en 1977-78 de la température (trait fin), de la salinité (trait fort) et de la DBO à 3 j (tiretés) en région d'estuaire rural, en surface de la station 2 (cf. fig. 8) (in DUFOUR, 1982a).

TABLEAU III
 Bilans des apports d'eaux et de la DBO dans le secteur d'Abidjan (in DUFOUR, 1982a)

Origine	Volume annuel (10^6 m^3)	DBO ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	DBO totale (t)	% DBO totale
Océan	38 000	0,78	29 640	55,6
Comoé en crue	3 500	0,39	1 365	2,6
Autres eaux continentales	1 800	1,82	3 276	6,2
Précipitations	700			
Homme	57	333	18 981	35,6
Total	44 057		53 262	100

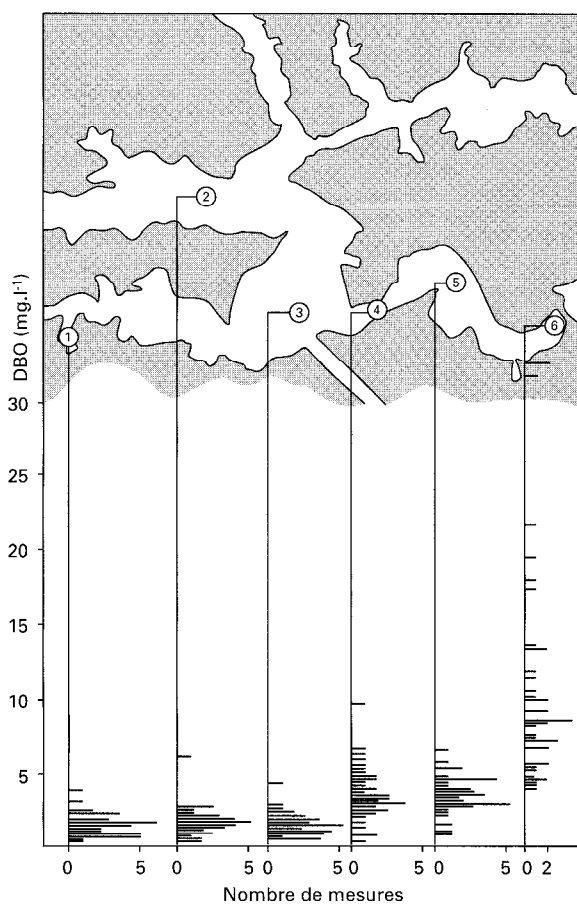


Figure 8
 Gradient de la DBO à 3 j de la zone d'estuaire rural (st. 1), à gauche, à la zone d'estuaire urbain (st.6) ;
 mesures hebdomadaires de mars 1977 à mars 1978 (in DUFOUR, 1982a).

DUFOUR (*ibid.*) observe que l'impact des variations naturelles de température et de salinité sur la DBO du milieu Ébrié est finalement masqué par les variations supérieures imposées par des échanges d'eaux à charges organiques contrastées (fig. 7). La DBO moyenne des eaux d'origine océanique est de $0,8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Celle des eaux continentales varie entre $0,4$ et $1,8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ selon leur provenance : savane ou forêt. Les effluents de l'agglomération d'Abidjan ont une DBO moyenne de $330 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Malgré leur faible volume, comparé à celui des autres catégories d'eau, ils sont responsables du tiers de la DBO de la région d'estuaire (tabl. III). La moyenne annuelle de celle-ci a varié en 1977 de $1,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ dans le chenal central aux eaux bien renouvelées à plus de $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ au fond des baies urbaines abritées (fig. 8).

ESTIMATION DE LA SURVIE DES BACTÉRIES PATHOGÈNES

Une juste évaluation de la salubrité des eaux passe par la détermination des caractéristiques de survie des bactéries témoins de contamination fécale et des bactéries pathogènes. La survie de *E. coli*, *Streptococcus faecalis*, *Salmonella typhi*, *Shigella dysenteriae*, *Pseudomonas aeruginosa* et *Clostridium perfringens* dans les eaux lagunaires baignant la ville d'Abidjan a été estimée (LANUSSE, 1987). Les incubations réalisées *in vitro* montrent qu'aucune croissance significative n'a lieu que ce soit dans les échantillons d'eau de surface ou prélevés en profondeur. Soumises à d'importants rejets eutrophisants, les eaux lagunaires abritent un ensemble de populations bactériennes phyto- et zooplanctoniques qui, par leurs activités bactéricide et prédatrice, sont susceptibles d'entraîner la disparition des bactéries entériques. La présence de myxobactéries, micro-organismes prédateurs de *E. coli*, est signalée pour la première fois dans les eaux lagunaires (LANUSSE, 1987). Cela va à l'encontre de différentes études signalant une forte multiplication des bactéries fécales et plus particulièrement *E. coli* en milieu tropical (EVISON et JAMES, 1973 ; CARILLO *et al.*, 1985).

Les variations hydroclimatiques de la qualité des eaux lagunaires se répercutent au niveau des aptitudes de survie des bactéries incubées *in vitro*. En effet, c'est au cours de la saison sèche (lorsque l'intrusion marine est maximale) que sont observées les durées de survie les plus courtes des entérobactéries. Par contre, avec la baisse de la salinité pendant les périodes pluvieuses et de crues, ces bactéries vivent plus longtemps ; cette période est donc propice à des épidémies d'infections. La diminution de la survie en fonction de la salinité avait été déjà interprétée comme la résultante d'un ensemble de facteurs environnementaux (CARLUCCI *et al.*, 1961 ; GAMESON et SAXON, 1967 ; JONES, 1963, 1964 ; GREENSBURG, 1956 ; SIEBURTH, 1984 ; MITCHELL et MORRIS, 1969). Actuellement, ces interprétations sont fortement remises en cause à l'issue des travaux réalisés à partir de nouvelles méthodes de dénombrement direct (épi-fluorescence, immunofluorescence, comptage des cellules viables par l'utilisation des sérums anti-*E. coli* par XU *et al.*, 1982). Ces recherches ont ainsi démontré que la disparition des entérobactéries en milieu marin ne venait en réalité que d'une inaptitude des cellules bactériennes à se développer sur les milieux de culture spécifique utilisés pour leur numération sélective : leur incapacité à croître sur ces milieux résultait de leur mise en dormance consécutive à leur transit en un milieu hostile. Ainsi, le rythme saisonnier observé dans la zone urbaine de la lagune Ébrié induit par les apports (et donc indirectement par les précipitations) peut se trouver artificiellement renforcé.

Comparativement aux entérobactéries, les Vibrionaceae et plus particulièrement le genre *Vibrio* seraient favorablement influencés par la température et l'eutrophisation élevées d'un écosystème aquatique (SINGLETON *et al.*, 1982 ; WATKINS et CABELL, 1985). Ces conditions du milieu favorables à ces bactéries leur confèrent des caractéristiques auto-écologiques leur permettant une utilisation efficace des nutriments également exploités par la microflore autochtone. Ainsi, de nombreux Vibrionaceae ont été identifiés en lagune, dont *Vibrio cholerae*, *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus*, *Aeromonas hydrophila*, *A. caviae*, *A. sobria*.

La distribution spatiotemporelle de ces organismes est également influencée par la salinité (tabl. IV). Ainsi, *V. cholerae* est exclusivement, et *V. alginolyticus* plus fréquemment, isolé dans des eaux de salinité supérieure à 22 mg . l⁻¹. Le caractère mésohalophile de *V. parahaemolyticus* et de *A. hydrophila* se manifeste par des fréquences d'isolement plus élevées dans des eaux de salinité comprise entre 11 et 22 mg . l⁻¹. Par contre, la salinité ne semble pas affecter la distribution de *A. caviae* et *A. sobria* (LANUSSE, 1987).

TABLEAU IV

Fréquence d'isolement (en %) et nombre de souches positives isolées (Ni) des différentes espèces de Vibrionaceae dans les eaux de surface et de fond regroupées en fonction de la salinité en mg . l⁻¹ (X) (in LANUSSE, 1987)

Plage de salinité	X < 11	11 < X < 22	X > 22	Ni
Surface				
Nombre total d'échantillons	76	24	89	
<i>Vibrio cholerae</i> NAG	0	0	3,7	3
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	7,9	20,8	9,0	19
<i>Vibrio alginolyticus</i>	5,3	12,5	12,4	18
<i>Aeromonas hydrophila</i>	5,3	12,5	2,2	9
<i>Aeromonas caviae</i>	7,9	8,3	8,9	16
<i>Aeromonas sobria</i>	5,3	12,5	5,6	12
Fond				
Nombre total d'échantillons	29	21	139	
<i>Vibrio cholerae</i> NAG	0	0	2,8	4
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	3,4	28,6	15,8	39
<i>Vibrio alginolyticus</i>	0	0	10,1	14
<i>Aeromonas hydrophila</i>	24,1	0	2,1	10
<i>Aeromonas caviae</i>	3,4	4,8	4,3	8
<i>Aeromonas sobria</i>	3,4	0	1,4	3

Impacts sur l'écosystème

EFFETS DES POLLUTIONS SUR LE RÉGIME DES SELS NUTRITIFS

Les eaux usées provoquent un accroissement des concentrations en sels nutritifs des eaux réceptrices. L'impact des rejets de la ville d'Abidjan est clairement mis en évidence par les concentrations croissantes en N et P le long d'une radiale conduisant d'une baie non polluée à la baie très polluée de Biétri (fig. 9).

Les effluents urbains modifient la composition relative des eaux lagunaires en les enrichissant plus en P qu'en N. Parmi les formes de N minéral, NH₄ domine dans les secteurs pollués, qu'ils soient urbains (DUFOR et LEMASSON, 1985) ou ruraux (CARMOUZE et CAUMETTE, 1985).

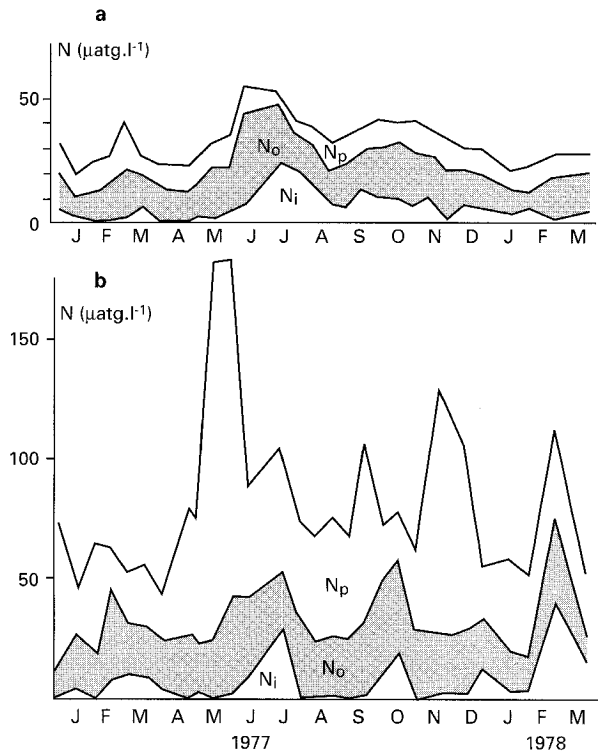
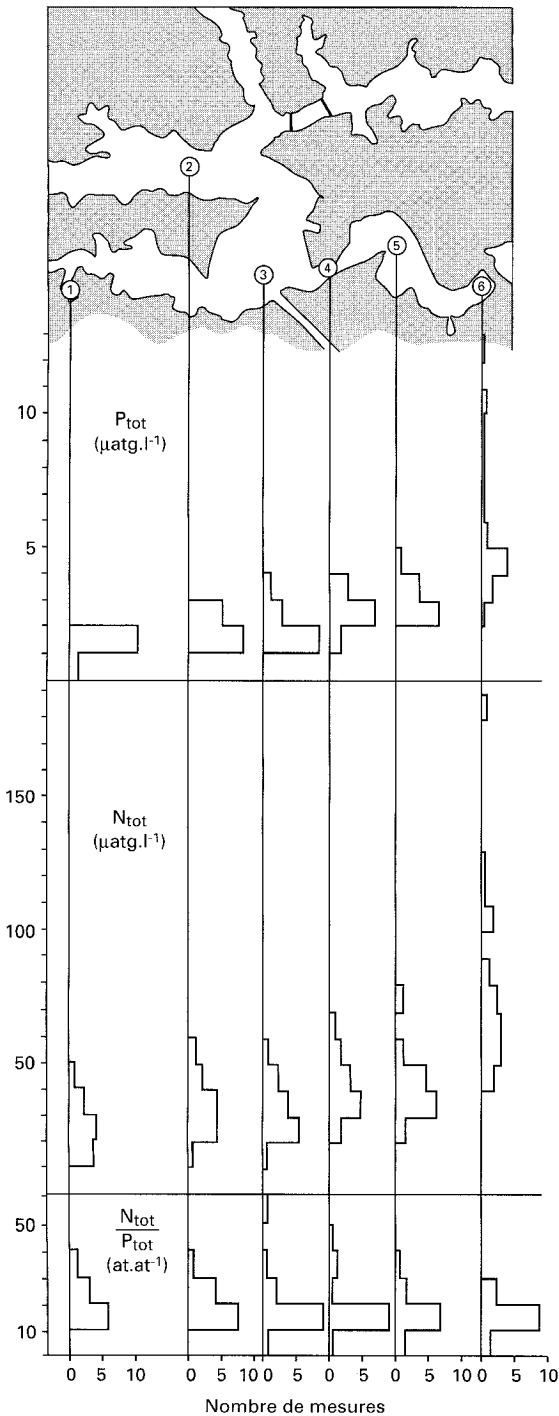


Figure 10
Variations mensuelles des différentes formes d'azote
(a) en région d'estuaire rural (st.2) et (b) urbain (st. 6) ;
Np : azote particulaire, No : azote organique
dissous, Ni : azote minéral dissous
(in DUFOR et LEMASSON, 1985).

Figure 9
Concentrations en N_{tot} , P_{tot} et valeurs du rapport N_{tot}/P_{tot}
le long d'une radiale conduisant du secteur d'estuaire
rural (st. 1, 2 et 3) vers le secteur d'estuaire
urbain (st. 4, 5 et 6) en 1977 (in DUFOR et LEMASSON, 1985).

L'hétérogénéité spatiale des concentrations en sels nutritifs est considérable dans les secteurs pollués. En effet, les eaux usées parviennent en lagune par de multiples émissaires d'où elles se répartissent et se mélangent en fonction des courants. De ce fait, les concentrations sont généralement plus fortes aux extrémités continentales des baies où les eaux sont peu renouvelées.

Dans les secteurs pollués les concentrations en N et P présentent des variations temporelles de forte amplitude, apparemment anarchiques, qui masquent les variations saisonnières liées à l'hydroclimat et observées en secteurs peu pollués (fig. 10).

EFFETS DES POLLUTIONS SUR LES BIOMASSES ET LES PRODUCTIONS VÉGÉTALES

Les effluents urbains influencent la biomasse phytoplanctonique avec deux effets contraires. À proximité immédiate des plus grands émissaires, il y a dilution et (ou) destruction du phytoplancton (fig. 11a). Entre cette zone dystrophe limitée en surface et la zone eutrophe s'étend souvent une zone hypereutrophe où les concentrations en chlorophylle *a* active peuvent atteindre $100 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Selon les émissaires, la surface concernée par l'effet stimulant est 20 à 1 000 fois supérieure à celle concernée par l'effet inhibiteur (PAGES *et al.*, 1980). Il en résulte que l'effet des effluents est globalement eutrophisant.

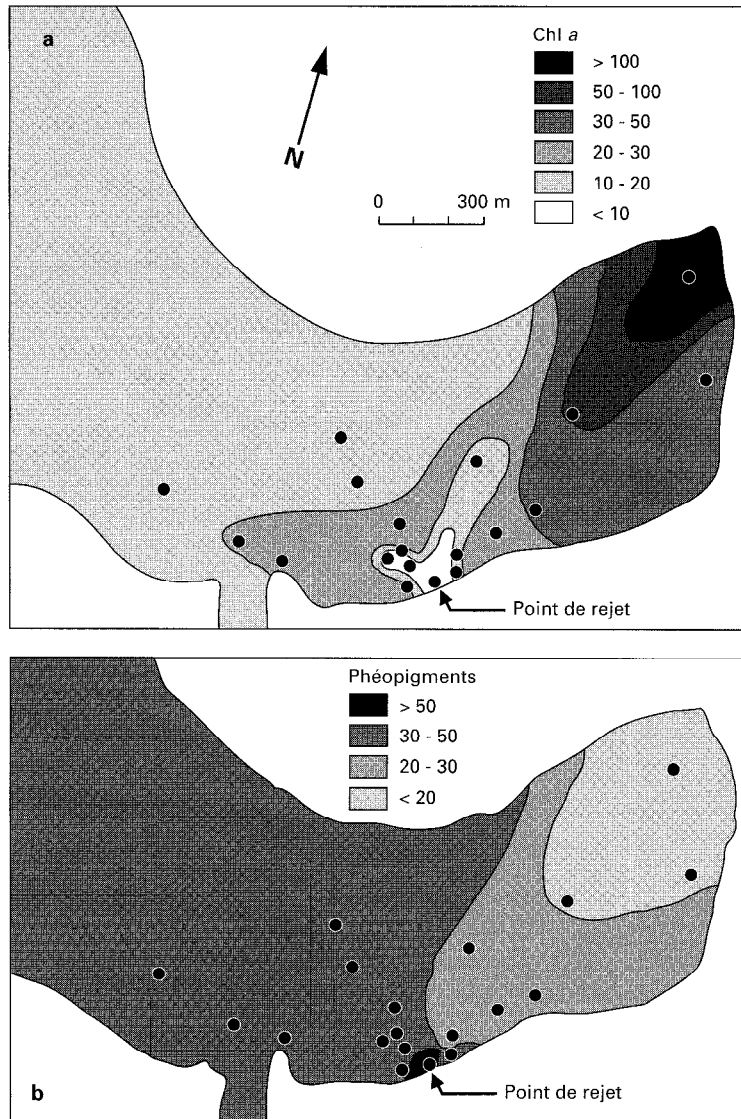


Figure 11

Concentrations en surface, en octobre 1976, des pigments a) actifs (chl *a* en $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$), b) dégradés (phéopigments en % des pigments totaux), dans un secteur urbain (l'extrémité orientale de la baie de Biéri) pollué par les effluents des abattoirs municipaux d'Abidjan (*in* DUFOR, 1984a).

Cette influence eutrophisante de la ville est confirmée par l'augmentation des concentrations en chlorophylle *a* active le long d'une radiale du secteur rural au secteur pollué (fig. 12). La concentration médiane annuelle fut, en 1977, 16 fois plus élevée à l'extrémité amont de la baie de Biétri que dans une baie de la même région à bassin versant non urbanisé. Cette proportion a augmenté depuis corrélativement au volume croissant lui aussi des effluents urbains (cf. 1-4).

Cette eutrophisation n'est pas propre à la région d'Abidjan, quoique ce soit là qu'elle est la plus flagrante. En région continentale, CARMOUZE et CAUMETTE (1985) observent des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle *a* de $22 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ dans la baie de Toupah, polluée, deux fois plus élevées que dans la baie de Tiegba, proche mais moins polluée.

Comme pour les sels nutritifs, il faut aussi noter une variabilité spatiale et temporelle des concentrations phytoplanctoniques plus élevées en zone polluée (fig. 11 et 12). À proximité immédiate des émis-

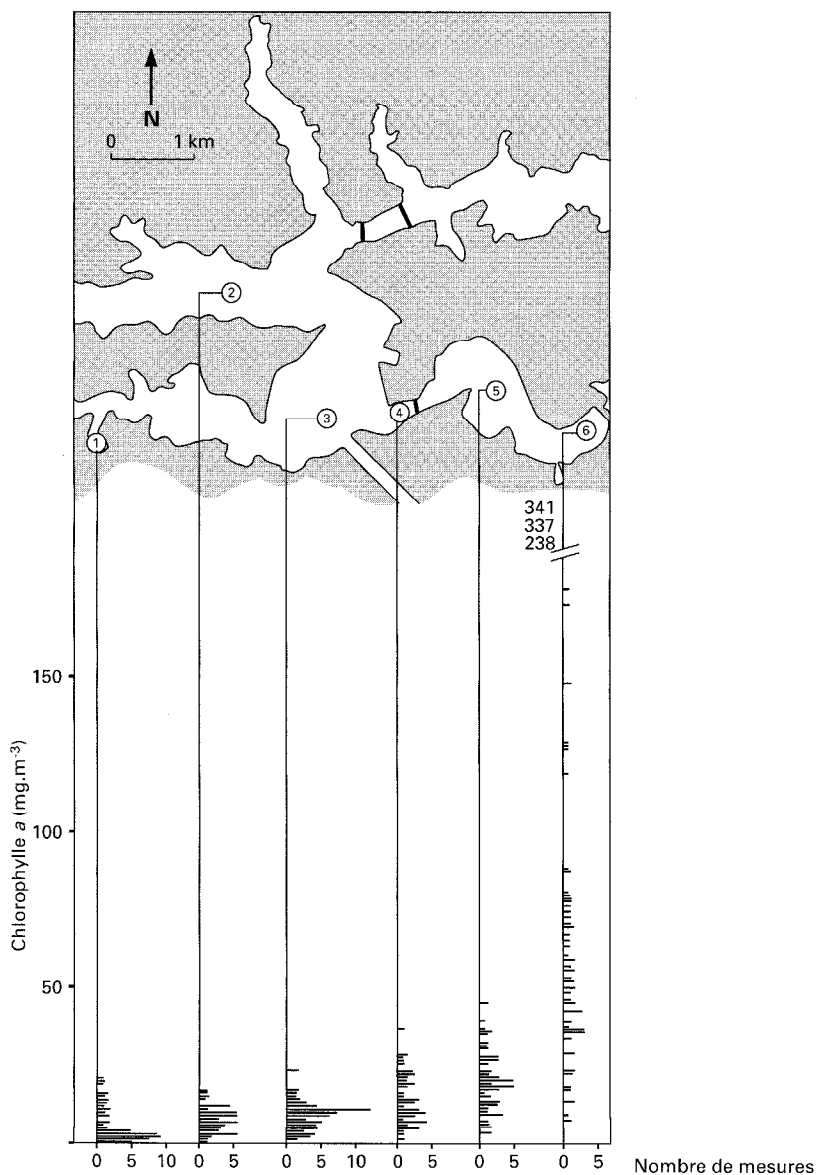


Figure 12

Concentrations en chlorophylle *a* active en surface le long d'une radiale allant du secteur rural (st. 1, 2, 3) au secteur urbain (st. 4, 5, 6) de la zone d'estuaire ; mesures hebdomadaires en 1977 (in DUFOUR, 1984a).

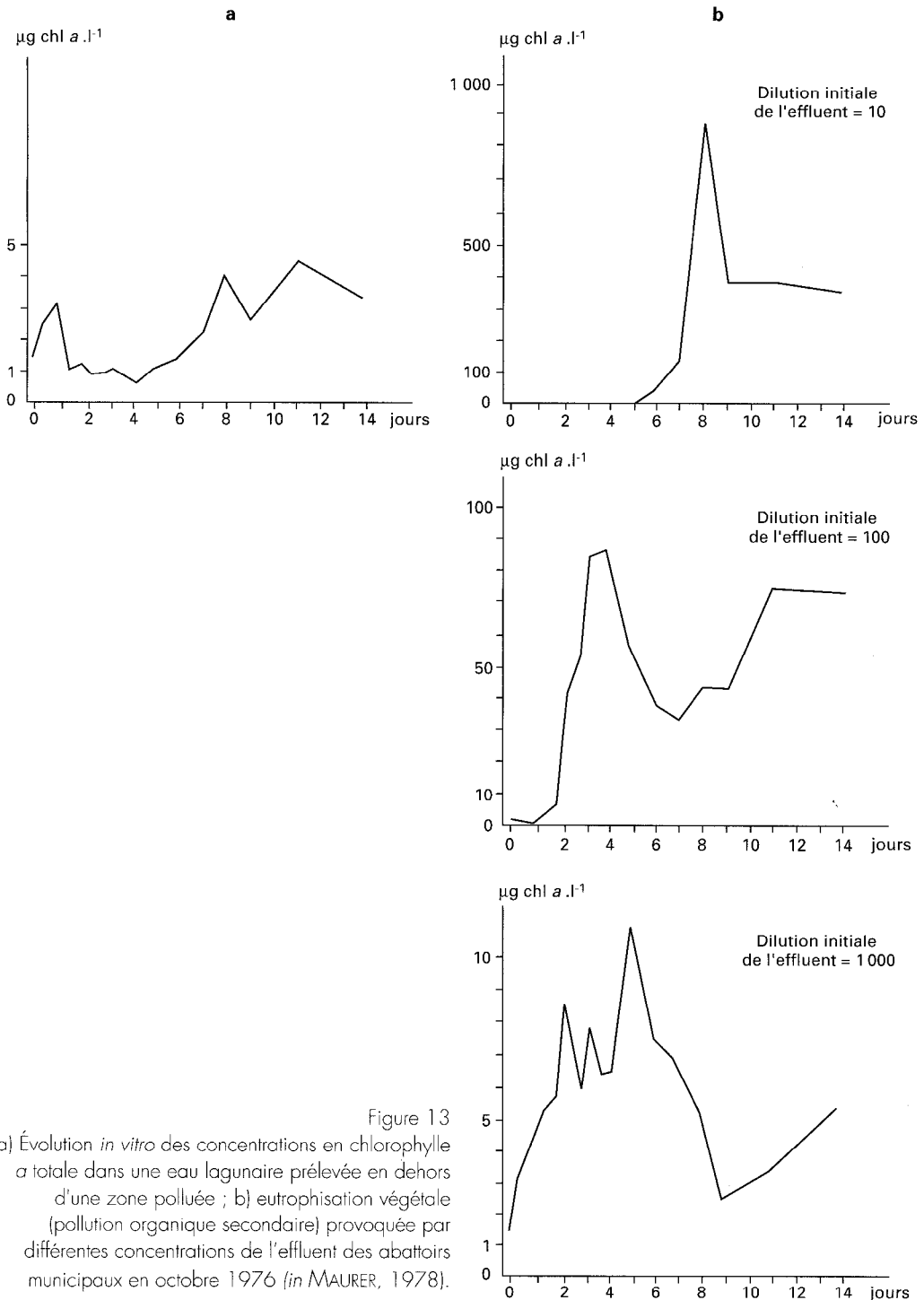


Figure 13
 a) Évolution *in vitro* des concentrations en chlorophylle *a* totale dans une eau lagunaire prélevée en dehors d'une zone polluée ; b) eutrophisation végétale (pollution organique secondaire) provoquée par différentes concentrations de l'effluent des abattoirs municipaux en octobre 1976 (in MAURER, 1978).

saies, dans la zone dystrophe dont il est question précédemment, les taux de phéopigments sont élevés, dépassant toujours 40 % (fig. 11b). Mais dans la zone eutrophe plus éloignée des émissaires, au contraire, le taux de phéopigments est plus faible que dans les secteurs naturels. Ces distributions des taux de phéopigments permettent d'envisager que les effluents, même domestiques et organiques, soient toxiques vis-à-vis du phytoplancton lorsqu'ils sont concentrés et fraîchement rejetés. Dilués et quelque

temps après leur rejet, ils sont au contraire stimulants. Des tests *in vitro* sur des cultures de phytoplancton en présence de différentes concentrations d'effluents domestiques ou d'industries agro-alimentaires ont permis de confirmer cette hypothèse (MAURER, 1978 ; DUFOUR et MAURER, 1979). L'inhibition initiale de la production végétale et la reprise ultérieure de l'activité photosynthétique sont d'autant plus fortes et durables que la concentration de départ des effluents est élevée (fig. 13). La séquence observée *in vitro* dans le temps reproduit celle observée *in situ* autour de l'émissaire.

Plusieurs campagnes de mesures en baie de Biétri ont permis d'appréhender l'impact des pollutions sur la composition spécifique des peuplements phytoplanctoniques (ARFI *et al.*, 1981 ; MAURER, 1978 ; DUFOUR et MAURER, 1979). Les effectifs des secteurs pollués sont de plusieurs millions de cellules par litre (jusqu'à 200 millions). Les plus élevés concernent des cellules de petites tailles, souvent d'un diamètre inférieur à 5 μm . Les indices de diversité de Shannon sont le plus souvent faibles, ne dépassant qu'exceptionnellement 2. Un certain nombre d'espèces se développant dans la baie de Biétri se révèlent caractéristiques de l'intense pollution observée : les dinoflagellés *Peridinium trochoideum* et *Prorocentrum micans*, l'euglénophycée *Eutreptiella braarudi*, des cryptophycées des genres *Cryptomonas* et *Hemiselmis* et des chlorophycées des genres *Chlamydomonas* et *Tetraselmis*.

Les productions phytoplanctoniques sont stimulées en zones polluées. Ainsi, en 1975, la production brute de la zone urbaine du secteur III a été de 1 051 $\text{g O}_2 \cdot \text{m}^2$, soit 1,8 fois celle de la zone rurale de la même région. Mais les productions des secteurs les plus eutrophes tel le fond de la baie de Biétri peuvent largement excéder cette valeur : 4 500 $\text{g O}_2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{an}^{-1}$ en 1977 (DUFOUR et DURAND, 1982).

Si la production primaire des secteurs pollués est toute l'année supérieure à celle des secteurs naturels, la différence est encore plus importante en saison des pluies et des crues (fig. 14). Cette particularité est liée au contrôle de cette production à un double niveau (DUFOUR, 1984b). D'abord les sels nutritifs sont plus abondants toute l'année dans les secteurs pollués où ils autorisent une biomasse plus concentrée. Ensuite, l'énergie lumineuse est absorbée en plus forte proportion par cette biomasse plus concentrée. Ce dernier facteur joue un rôle accru en période de forte charge en particules détritiques des eaux (soit en saison des pluies et des crues), celles-ci se déposant plus facilement dans les secteurs pollués, généralement situés dans les baies à l'abri des forts courants. C'est ainsi qu'en 1977, le pourcentage d'absorption moyen de la lumière incidente par le phytoplancton a dépassé 50 % au fond de la baie de Biétri alors qu'il n'atteignait pas 20 % dans le chenal central (fig. 15).

Comme pour les sels nutritifs et la biomasse phytoplanctonique, les valeurs de la production primaire dans les secteurs pollués présentent des fortes variations spatiales et temporelles (fig. 14 et 16). Globalement les effluents de la ville ont pour effet de stimuler la production du phytoplancton (PAGES *et al.*, 1980).

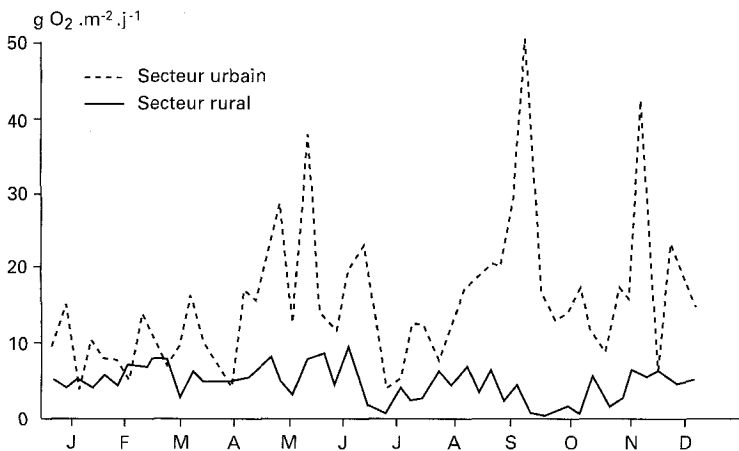


Figure 14

Évolution comparée de la production brute du phytoplancton en 1977, dans un secteur rural peu pollué (st. 6) et urbain très pollué (st. 1, fig. 8) de la zone d'estuaire (*in* DUFOUR et DURAND, 1982).

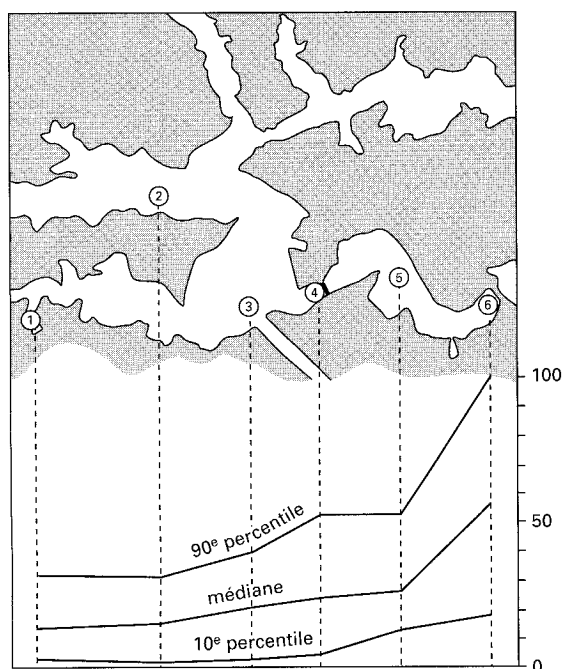


Figure 15
Pourcentage de la lumière incidente absorbée par le phytoplancton du secteur rural au secteur urbain de la zone d'estuaire ; mesures hebdomadaires en 1977 (in DUFOR, 1984b).

Un autre facteur contribue aux fortes biomasses et productions phytoplanctoniques dans les zones polluées : le faible broyage du phytoplancton par le zooplancton, attesté par le déséquilibre de leurs biomasses observé par LEBORGNE et DUFOR (1979). En effet, tandis que les rapports moyens entre les biomasses phytoplanctoniques et zooplanctoniques en lagune non polluée sont supérieurs à 2,5 %, il sont cent fois inférieurs en baie de Biétri. Plusieurs hypothèses susceptibles d'expliquer ce déséquilibre sont avancées au chapitre V-1.

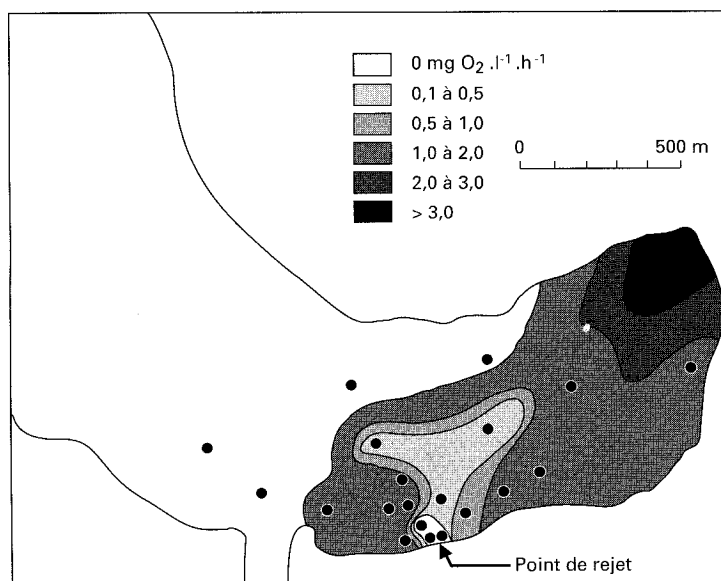


Figure 16
Inhibition et stimulation de la production phytoplanctonique brute dans la zone de rejet de l'effluent des abattoirs en octobre 1976 (d'après DUFOR et MAURER, 1979).

EFFETS DES POLLUTIONS SUR LE BILAN EN OXYGÈNE

Les effluents agro-industriels et domestiques, en stimulant la production primaire, induisent des sursaturations d'oxygène très importantes dans la couche de surface en fin de journée (DUFOUR et SLÉPOUKHA, 1975). Plus forte est cette sursaturation le soir, liée à l'accroissement de la biomasse phytoplanctonique, plus intense sera la respiration nocturne et donc la sous-saturation en fin de nuit. CARMOUZE et CAUMETTE (1985) notent des variations nyctémérales de $4,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ en janvier 1982 en baie de Biétri. Ces fortes oscillations sont préjudiciables à la vie animale, zooplanctonique en particulier (cf. II-4) et pourraient à elles seules expliquer les déséquilibres entre les faibles biomasses de zooplancton et les fortes biomasses de phytoplancton notés précédemment. La matière végétale synthétisée en excès par rapport aux capacités d'ingestion des brouteurs meurt, sédimente et rejoint en profondeur les matières organiques directement issues des égouts. L'ensemble consomme de l'oxygène pour sa dégradation. De nouveaux équilibres tendent à s'établir qui approchent, voire atteignent, le seuil de passage de l'aérobiose à l'anaérobiose.

Dans certaines situations, cette anoxie gagne la colonne d'eau. Au niveau d'une excavation de 8 m en baie de Biétri, CARMOUZE et CAUMETTE (*ibid.*) observent d'avril 1981 à mai 1982 une couche d'eau désoxygénée sous la couche euphotique. En période de stratification haline (mai à décembre), l'épaisseur moyenne de la couche d'eau aérée est de 4,5 m tandis que la couche sous-jacente stocke d'énormes quantités de composés réduits (concentrations supérieures à $400 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ de S^{2-} et à $300 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ de N-NH_4^+ à l'interface eau-sédiment). En début de déstratification, le mélange des eaux profondes anoxiques avec celles de surface provoque de brèves mais importantes modifications, dont les mécanismes sont étudiés par GUIRAL *et al.*, 1990 (cf. III-2). La demande biologique et chimique en oxygène est alors supérieure aux apports par pénétration d'oxygène atmosphérique et par photosynthèse. En moins de quinze jours, en janvier 1982, l'épaisseur de la couche aérée passe alors de 4 à 2 m. C'est une période de stress maximal pour les organismes supérieurs qui ont leur espace vital réduit en plus des variations nyctémérales des concentrations en oxygène très importantes qu'ils doivent subir.

En région rurale polluée la situation est moins alarmante qu'en région urbaine. Dans la baie polluée de Toupah, les variations nyctémérales moyennes d'oxygène en surface ne sont que de $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Elles sont quand même cinq fois moins fortes dans la baie peu polluée de Tiegba. Dans les deux baies, la teneur en oxygène chute assez brutalement entre 2 et 3 m de profondeur. Au niveau du fond, des valeurs proches de zéro sont observées dans les deux baies, mais plus fréquemment dans celle qui est polluée où les premiers stades de fonctionnement en anaérobiose sont observés. CARMOUZE et CAUMETTE en concluent « qu'une légère augmentation de la charge organique, ou encore une remise en suspension plus conséquente des sédiments anoxiques consécutivement à une période fortement ventée, suffirait certainement pour y provoquer l'état de dystrophie ». Un tel état dystrophe a d'ailleurs été observé en 1979 sur les régions pseudolacustres occidentales de la lagune (cf. *infra*).

LES MORTALITÉS MASSIVES

L'état passagèrement dystrophe dans les régions pseudolacustres dont CARMOUZE et CAUMETTE (1985) observent une première étape dans la baie de Toupah (cf. *supra*) est à l'origine de mortalités massives, qui en 1979 ont concerné les crustacés, poissons et mollusques d'un tiers de la superficie de lagune. Les conséquences sur les ressources vivantes exploitables ont été significatives. La prise par unité d'effort a chuté de 43 %. Leur étendue ont fait d'emblée exclure l'hypothèse d'un empoisonnement accidentel (par des rejets industriels) ou volontaire (utilisation de produits toxiques pour la pêche).

Ces mortalités sont survenues après les événements climatologiques particuliers de la saison sèche 1979. Pourtant, l'examen des moyennes mensuelles ne fait pas apparaître de différence notable entre la saison sèche 1979 et la moyenne de celles des années précédentes où aucune mortalité massive n'a été

observée. Par contre, l'analyse des données quotidiennes d'avril 1979 a permis à GUIRAL et CHANTRAINE (1982) de mettre en évidence une situation originale où des journées de grand vent, de pluviométrie nulle et d'insolation élevée encadrent des journées calmes, de pluviométrie forte et d'insolation nulle. La chronologie supposée des événements est la suivante.

En liaison avec une période initiale peu ventée et chaude, il se forme une stratification verticale de la colonne d'eau. Le sédiment puis la couche d'eau susjacente deviennent anoxiques permettant la libération des phosphates de leurs complexes organométalliques. Lors de la période de grand vent suivant, la colonne d'eau est homogénéisée et les phosphates qui limitent la production primaire dans ces régions (cf. II-1 et II-2) parviennent en surface ; ce qui, couplé au fort ensoleillement, provoque une explosion phytoplanctonique. Au cours des journées suivantes d'éclairement et de vent faibles, la production d'oxygène photosynthétique n'équilibre plus la consommation d'oxygène par la respiration du phytoplancton et la dégradation des matières organiques sédimentaires. En outre, la couche superficielle pourvue en oxygène est isolée de la couche sous-jacente par la stratification qui se reforme. L'épaisseur de la couche désoxygénée et enrichie en composés réduits augmente et se rapproche de la surface. Les jours suivants, le vent qui souffle à nouveau en tornade remet en suspension sur toute la colonne d'eau les composés réduits et le sédiment. La production d'oxygène est localisée dans une pellicule de surface d'autant moins épaisse que la turbidité est accrue. Le reste de la colonne d'eau est le siège d'intenses respirations et minéralisations et le bilan global en oxygène y est nettement négatif. La désoxygénation atteint son paroxysme en fin de nuit. Le necton est alors asphyxié ou (et) intoxiqué par les produits réduits, H_2S , NH_3 , CH_4 , issus de la minéralisation des matières organiques.

Ces hypothèses sont confirmées par des informations recueillies auprès des pêcheurs qui affirment avoir ressenti des irritations oculaires supposées être liées à l'acidité de l'eau lors de leurs plongées à cette époque. En outre, quelques jours après ces événements, des densités phytoplanctoniques 3 à 4 fois supérieures à la normale (jusqu'à $223 \text{ mg chl a} \cdot \text{m}^{-3}$) composées exclusivement de cyanophycées non toxiques et d'un pyrrophyte flagellé attestent des conditions hypereutrophes anormales (ILTIS, comm. pers.).

GUIRAL et CHANTRAINE (1982) mettent en évidence l'importance que revêt la largeur de la maille de temps d'observation. Alors que les conditions climatiques moyennes de la saison sèche 1979 n'apparaissent pas particulièrement anormales, seul l'examen des situations quotidiennes a permis de mettre en évidence l'existence de phénomènes climatiques exceptionnels et transitoires et d'émettre des hypothèses sur l'origine des mortalités observées.

Néanmoins, le degré d'eutrophisation lié à la pollution organique auquel sont soumises la baie de Toupoh et la région d'Abidjan ne peut qu'accroître la probabilité et la fréquence d'apparition de ces situations de crise.

EFFET DES POLLUTIONS SUR LA SANTÉ HUMAINE

Parmi l'ensemble des pollutions subies par le milieu lagunaire, la pollution microbienne constitue une des plus préoccupantes, compte tenu des risques épidémiologiques qui lui sont associés.

La validité des normes sanitaires OMS/PNUE pour les milieux tropicaux et, en particulier, pour cette lagune tropicale reste sujette à caution. La recherche des micro-organismes pathogènes impliqués dans les endémies locales peut se révéler de ce fait plus instructive. Quelques données épidémiologiques laissent présager une implication possible du milieu lagunaire et de ses variations hydroclimatiques dans le maintien endémique de certaines maladies. KOUAMÉ *et al.* (1979) recensent à Abidjan une nette recrudescence de la fièvre typhoïde chez les enfants au début des saisons de pluies. IWUJI (1976) a montré la prédominance en zone lagunaire des salmonelloses de mars à juin, soit au début de la grande saison des pluies. Depuis 1970, les Vibrionaceae sont principalement mis en cause dans les épidémies de choléra qui affectent les populations riveraines de la lagune Ébrié (DUCHASSIN *et al.*, 1973 ; DOSSO *et al.*, 1984).

Malgré ces suspicions, il n'a pu être mis en évidence une implication des eaux lagunaires dans la transmission de salmonelloses et de shigelles. Selon LANUSSE (1987), l'isolement de ces micro-organismes dans des eaux si turbides devra faire l'objet d'une optimisation des techniques de recherche. Par contre, la recherche des *Pseudomonas aeruginosa* dans les eaux de la lagune Ébrié s'est avérée positive pour la quasi-totalité des échantillons analysés. De plus, les eaux lagunaires sont fortement contaminées par des Vibrionaceae. Malgré l'endémospadicité du *Vibrio cholerae* O:1 biotype El Tor, celui-ci n'est cependant pas retrouvé ; seuls des vibrions NAG sont isolés du milieu. Cette constatation rejoint celle de DUCHASSIN *et al.* (1973) qui, pendant la période endémique ivoirienne, n'avaient pu isoler que des vibrions NAG dans les eaux lagunaires.

Cependant, contrairement à la dernière décennie, *Vibrio cholerae* ne constitue plus l'agent pathogène le plus fréquemment isolé dans les selles de patients diarrhéiques (DOSSO, comm. pers.). Parmi les Vibrionaceae, les espèces les plus fréquemment responsables furent *Aeromonas caviae* en 1982 et 1983 et *Vibrio parahaemolyticus* en 1985, également isolés en lagune et donc vecteurs potentiels des maladies.

On doit donc être conscient que dans une communauté où il existe un réservoir important de maladies, l'évacuation des selles contaminées dans le milieu lagunaire fait peser une menace grave sur la santé des populations riveraines. Deux grands modes de contamination sont suspectés : soit par contact direct du corps lors des activités de toilette ou de baignade, soit par consommation de poissons, crustacés ou mollusques contaminés.

Effet global des pollutions et conclusions

Quelques signes de pollution organique ou chimique sont apparus dans les secteurs continentaux de la lagune. Ils sont d'autant plus inquiétants que les faibles taux de renouvellement des eaux de ces secteurs ne permettent pas une bonne dilution et évacuation des polluants. Mais c'est à Abidjan, en secteur d'estuaire, que les activités ménagères et industrielles provoquent les effets les plus manifestes. Les rejets polluants sont essentiellement formés de matières organiques dont les produits de minéralisation sont à l'origine d'une production phytoplanctonique doublée ou triplée. L'effet eutrophisant des polluants est accéléré par la conjonction de plusieurs facteurs. Du fait d'un rapport N/C de certaines eaux usées supérieur à celui du phytoplancton, la biomasse carbonée phytoplanctonique issue de la dégradation des matières organiques (pollution organique secondaire) est supérieure à la biomasse carbonée détritique (pollution organique primaire) qui lui a donné naissance. En outre, la majeure partie des polluants aboutissent dans des baies où la circulation et les mélanges verticaux sont ralentis, permettant ainsi le maintien du phytoplancton en surface et donc une meilleure exploitation de la lumière. De plus, tandis que dans le chenal central la pollution et la biomasse phytoplanctonique sont en permanence évacuées vers l'océan par les courants fluviaux et de marée, elles s'accumulent dans les baies moins bien renouvelées, d'où la nécessité de favoriser cette circulation. Enfin, la biomasse végétale est, dans les secteurs pollués, moins bien exploitée par les herbivores. L'excédent sédimente et rejoint en profondeur la matière organique non encore dégradée des égouts. L'ensemble consomme l'oxygène d'une façon telle que l'hypolimnion de certaines baies, les plus confinées, est devenu anoxique avec production d'hydrogène sulfuré (cf. III-2). Dans de telles conditions, il a pu être observé une meilleure aptitude de culture de *E. coli* ainsi que la persistance de *C. perfringens* sous la forme végétative (LANUSSE, 1987).

Ces observations soulignent par conséquent les risques liés à une eutrophisation excessive des eaux. Les caractéristiques aphotiques et anoxiques limitant l'expression de phénomènes autoépuration, ces zones hypereutrophes peuvent constituer des réservoirs de bactéries pathogènes. Ces suspicions sont d'autant plus graves que la déstratification saisonnière de la colonne d'eau permet le brassage des eaux, ce qui pourrait favoriser la dissémination de ces bactéries.

De même, il est important de s'inquiéter de l'accroissement de la pollution chimique dans les eaux lagunaires, dans la mesure où celle-ci peut intoxiquer les agents biologiques qui interviennent dans l'auto-épuration des eaux.

Outre son impact sur la santé publique, la pollution influence les ressources halieutiques. Des perturbations se manifestent dans les baies urbaines où il n'est plus observé que des peuplements quasi monospécifiques d'ethmaloses, abondants mais de petite taille, et développant des adaptations particulières, comme une taille à la première maturité sexuelle réduite (cf. II-7). En outre, depuis le percement du canal de Vridi, la région d'Abidjan joue un rôle clef dans la production de poissons et crustacés. Elle est propice au frai et à la reproduction de nombreuses espèces, non seulement lagunaires mais aussi littorales (ethmaloses, carpes, gerres, mulets, etc.). De nombreuses baies servent de « nurseries », aux crevettes et mâchoirons par exemple. Elle est le passage obligé de nombreuses espèces amphydromiques. Notons que, dans certains cas, la migration s'effectue aux stades larvaire ou juvénile, plus particulièrement vulnérables. La pollution par l'agglomération d'Abidjan risque donc de diminuer les revenus de la pêche, non seulement en lagune, mais aussi en mer.

L'aquaculture lagunaire voit son développement s'accélérer. Les sites favorables sont nombreux et certains sont très proches d'Abidjan (des stations fonctionnent déjà à Jacquerville, Bingerville, Dabou). Ces sites peuvent être hypothéqués par l'extension de la pollution.

Enfin, l'esthétique de la lagune, cadre de vie agréable pour trois millions d'habitants, risque d'être atteinte et avec elle les ressources liées aux séjours de loisirs et d'affaires.

Ces différentes constatations permettent de souligner l'urgence qu'il y a à trouver des solutions diminuant les rejets polluants en lagune, ce qui semble admis, mais aussi la nécessité d'une approche globale de l'assainissement prenant aussi en compte toutes les composantes écologiques du milieu récepteur.

- ARFI (R.), DUFOUR (P.) et MAURER (D.), 1981.— Phytoplankton et pollution : premières études en baie de Biétri. *Oceanol. Acta*, 4 (3) : 319-330.
- BROCHE (J.) et PESCHET (J.L.), 1983.— Enquête sur les pollutions actuelles et potentielles en Côte-d'Ivoire. In : P. Dufour et J.M. Chantraine (Eds), Réseau national d'observation de la qualité des eaux marines et lagunaires en Côte-d'Ivoire. Paris, Orstom et ministère de l'Environnement, 451 p.
- CARILLO (M.), ESTRADA (E.) et HAZEN (T.), 1985.— Survival and enumeration of the fecal indicators *Bifidobacterium adescens* and *E. coli* in tropical rain forest watershed. *Appl. Environ. Microbiol.* 50 : 468-476.
- CARLUCCI (A.), SCARPINO (P.V.) et PRAMER (D.), 1961.— Evaluation of factors affecting the survival of *E. coli* in seawater. Studies with heat and filter-sterilized seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 9 : 400-404.
- CARMOUZE (J.P.) et CAUMETTE (P.), 1985.— Les effets de la pollution organique sur les biomasses et activités du phytoplancton et des bactéries hétérotrophes dans la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.* 18 (3) : 183-212.
- COLCANAP (M.) et DUFOUR (P.), 1982.— L'assainissement de la ville d'Abidjan. Évaluation, recommandations, propositions d'alternatives. Paris, Ministère de l'Environnement, 299 p.
- DOSSO (M.), DUCHASSIN (M.), LOMBARDO (A.), KONE (M.) et EDOH (V.), 1983.— Cas sporadiques ou début d'une nouvelle épidémie de choléra. *Bull. Soc. Path. Exot.*, 76 : 121-125.
- DUCHASSIN (M.), CLERC (C.), BOURGEADE (A.) et HOSOTTE (M.T.), 1973.— Survie du vibron cholérique El Tor dans les eaux de la lagune d'Abidjan. *Bull. Soc. Path. Exot.*, 66 : 679-684.
- DUFOUR (P.), 1982a.— Influence des conditions du milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale (lagune Ébrié, Côte-d'Ivoire). *Oceanol. Acta*, 5 (3) : 355-363.
- DUFOUR (P.), 1982b.— Les frontières naturelles et humaines du système lagunaire Ébrié. Incidences sur l'hydroclimat. *Hydrobiologia*, 94 : 105-120.
- DUFOUR (P.), 1984a.— La biomasse des lagunes côtières. Exemple de la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 27 (3) : 207-233.
- DUFOUR (P.), 1984b.— Production primaire d'une lagune tropicale (Ébrié, Côte-d'Ivoire). Facteurs naturels et anthropiques. Thèse Doct. es-sci., Paris, Univ. Pierre et Marie Curie, 164 p.
- DUFOUR (P.) et DURAND (J.R.), 1982.— Production végétale des lagunes ivoiriennes. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 15 (3) : 209-230.
- DUFOUR (P.) et LEMASSON (L.), 1985.— Le régime nutritif de la lagune tropicale Ébrié (Côte-d'Ivoire). *Océanogr. Trop.* 20 (1) : 41-69.
- DUFOUR (P.) et MAURER (D.), 1979.— Pollution organique et eutrophisation en milieu tropical saumâtre. *Biologie-écologie méditerranéenne*, 6 (3/4) : 252.
- DUFOUR (P.) et SLÉPOUKHA (M.), 1975.— L'oxygène dissous en lagune Ébrié : influence de l'hydroclimat et des pollutions. *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 6 (2) : 75-118.
- EVISON (L.) et JAMES (A.), 1973.— *Bifidobacterium* as an indicator of fecal pollution in water. *Progress in Wat. Technol.*, 7 : 57-66.
- GALLARDO (Y.), 1978.— Assymetry and anomalies of circulation and vertical mixing in the branching of a lagoon estuary. In : J.C.J. Nihoul (Ed.), Hydrodynamics of estuaries and fjords. Amsterdam, Elsevier, *Oceanographic series*, 23 : 197-206.
- GAMESON (A.H.L.) et SAXON (J.R.), 1967.— Field study on effect of daylight on mortality of coliform bacteria. *Water Res.*, 1 : 591-599.

- GREENSBURG (A.E.), 1956.— Survival of enteric organisms in seawater. *Public Health Rep.*, 71 : 77-86.
- GUIRAL (D.), ARFI (R.) et TORRETON (J.P.), 1990.— Conséquences biogéochimiques de l'atténuation de stratification dans une baie eutrophe : la baie de Biétri en lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 23 : 11-26.
- GUIRAL (D.) et CHANTRAINE (J.M.), 1982.— Hypothèses sur l'origine des mortalités observées en lagune Ébrié en 1979. *Doc. Sc. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 14 (2) : 61-96.
- GUIRAL (D.) et KOUASSI (A.M.), 1992.— Estimation à proximité des berges des niveaux de pollutions organique et bactérienne des eaux lagunaires de la ville d'Abidjan (lagune Ébrié, Côte-d'Ivoire). *Journal Ivoirien Oceanol. Limnol.*, 2 (1) : 18-41.
- GUIRAL (D.) et LANUSSE (A.), 1984.— Contribution à l'étude hydrodynamique de la baie de Biétri (lagune Ébrié). *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 15 (1) : 1-18.
- IWUJI (S.), 1976.— Les infections intestinales à salmonelloses en zone lagunaire rurale. Thèse de médecine, Abidjan, n°79.
- JONES (G.E.), 1963.— Suppression of bacterial growth by seawater. In : C.H. Oppenheimer (Ed.), Symposium on marine ecology. U.S.A, Springfields, C.C.Thomas Publisher : 572-579.
- JONES (G.E.), 1963.— Effect of chelating agents on the growth of *E. coli* in seawater. *J. Bacteriol.*, 87 : 484-499.
- KOUASSI (A.M.) et GUIRAL (D.), 1990.— Variations saisonnières de la contamination microbienne de la zone urbaine d'une lagune tropicale estuarienne. Cas de la ville d'Abidjan (Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 23 : 181-194.
- KOUAMÉ (K.), MOREAU (J.), TIMITE (K.), DIEKOUADIO (K.) et ASSI ADOU (J.), 1979.— La fièvre typhoïde de l'enfant à Abidjan. *Rev. Méd. de Côte d'Ivoire*, 48 : 2-15.
- LANUSSE (A.), 1987.— La contamination microbienne d'une lagune tropicale (lagune Ébrié, Côte-d'Ivoire). Influences de l'hydroclimat. Thèse Univ. Provence, Aix-Marseille-I, 147 p.
- LANUSSE (A.) et GUIRAL (D.), 1988.— Suivi annuel de la contamination bactérienne et virale des eaux et des sédiments lagunaires au niveau d'Abidjan. *Océanis*, 14 : 71-87.
- LEMASSON (L.), PAGES (J.) et DUFOUR (P.) 1982.— Lagune de Biétri : bathymétrie, courants et taux de renouvellement des eaux. *Arch. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan.*, 17 (3) : 13-24.
- LEMASSON (L.), PAGES (J.), DUFOUR (P.) et CREMOUX (J.L.); 1981.— Matière organique particulaire et biomasse dans une lagune tropicale. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 14 (3) : 191-212.
- LE BORGNE (R.) et DUFOUR (P.) , 1979.— Premiers résultats sur l'excrétion et la production du mésozooplancton de la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire). *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 10 (1) : 1-39.
- MARCHAND (M.) et MARTIN (J.L.), 1985.— Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés et métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte-d'Ivoire) par l'étude des sédiments. *Océanogr. trop.*, 20 : 1-90.
- MARCHAND (M.), MARTIN (J.L.) et CHANTRAINE (J.M.), 1983.— Détermination de la pollution chimique dans la lagune d' Abidjan par l'étude des sédiments. *Doc. COB/CNEXO, Brest*, 70 p.
- MAURER (D.), 1978.— Phytoplancton et pollution : lagune Ébrié (Abidjan) ; secteur de Cortiou (Marseille). Thèse Doct. 3^e cycle, Univ. Aix-Marseille-II, 121 p.
- MITCHELL (R.) et MORRIS (J.C.), 1969.— The fate of intestinal bacteria in the sea : 811-821. In : Proceedings of the 4th International Conference on Water Pollution Research, Prague.
- Nedeco, 1981.— Assainissement et drainage de la ville d'Abidjan. Côte-d'Ivoire, Setu, *multigr.*
- OMS - PNUE, 1977.— Directives applicables à la surveillance sanitaire de la qualité des eaux littorales. Copenhague, Bureau régional de l'Europe, 177 p.

- PAGES (J.) et CITEAU (J.), 1978.— La pollution bactérienne de la lagune et de la mer autour d'Abidjan. *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 9 : 43-50.
- PAGES (J.), 1975.— Étude de la pollution bactérienne en lagune Ébrié. *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 6 : 97-101.
- PAGES (J.), DUFOUR (P.) et LEMASSON (L.), 1980.— Pollution de la zone urbaine de la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire). *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 11 (2) : 79-107.
- PAGES (J.) et LEMASSON (L.), 1981.— Production et utilisation du carbone organique dissous dans une lagune tropicale. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 14 (2) : 83-101.
- SIEBURTH (J. Mc N.), 1984.— Protozoan bacterivory in pelagic marine waters. *In* : J.E. Hobbie, P.J. le B. Williams (Eds), *Heterotrophic activity in the sea*. New York, Plenum Press : 405-444.
- SINGLETON (F.), ATWELL (R.), JANQI (M.) et COLWELL (R.), 1982.— Effects of temperature and salinity on *Vibrio cholerae* growth. *Appl. Environ. Microbiol.*, 44 : 1047-1058.
- TASTET (J.P.), 1979.— Environnements sédimentaires et structuraux quaternaires du littoral du golfe de Guinée (Côte-d'Ivoire, Togo, Bénin). Thèse Univ. Bordeaux-I ; 2 vol., 212 p.
- WATKINS (D.) et CABELLI (V.), 1985.— Effect of fecal pollution on *Vibrio parahaemolyticus* densities in an estuarine environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 32 : 679-684.
- XU (H.S.), ROBERTS (N.), SINGLETON (F.), ATWELL (R.), GRIMES (D.) et COLWELL (R.), 1982.— Survival and viability of non-culturable *E. coli* and *V. cholerae* in the estuarine and marine environment. *Microbiol. Ecol.*, 8 : 313-323.