

---

# DU BIOTOPE À LA BIOCÉNOSE

Philippe DUFOUR

---

Ce chapitre aborde le régime des paramètres abiotiques qui exercent de fortes interactions avec les activités biologiques : l'azote et le phosphore, le pH et l'oxygène dissous.

## Le régime des éléments nutritifs

### LES DIFFÉRENTES FORMES

Parmi les nombreux éléments constitutifs de la matière organique, l'azote et le phosphore limitent le plus fréquemment la production primaire en lagune Ébrié (*cf. infra*). Toutes les formes, qu'elles soient minérales dissoutes (symboles :  $N_i$  et  $P_i$ ), organiques dissoutes ( $N_o$  et  $P_o$ ) ou organiques particulières ( $N_p$  et  $P_p$ ) de l'ensemble  $N_{tot}$  et  $P_{tot}$  sont susceptibles d'intervenir dans la nutrition du phytoplancton.

### LES ORIGINES

Le relargage d'éléments nutritifs du sédiment vers la couche euphotique est favorisé par la faible profondeur moyenne de la lagune et l'agitation fréquente liée aux vents et aux courants (*cf. I-3 et I-4*). D'après LEMASSON *et al.* (1982), les flux moyens de phosphate du sédiment aérobie vers l'eau susjacent sont de  $2 \cdot 10^8 \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  en conditions aérobies, alors qu'ils sont sept fois plus forts en conditions anaérobies. Les auteurs en déduisent qu'un minimum de 35 t de P quittent annuellement le sédiment de la lagune du fait de la seule diffusion moléculaire. Ce flux est la cause d'une importante production de régénération dans les secteurs les plus confinés, où les apports de sels nutritifs du bassin versant et de l'océan sont limités (*cf. II-2*).

Les eaux qui alimentent la lagune Ébrié ont, selon leur origine, des concentrations en N et P fort différentes. Les eaux urbaines sont bien entendu les plus chargées (*cf. III-1*). Viennent ensuite les eaux de pluie dont les concentrations varient de façon saisonnière, celles de la grande saison des pluies étant les plus faibles (*fig. 1*). Cela est à relier à la corrélation inverse, observée par LEMASSON et PAGES (1982)

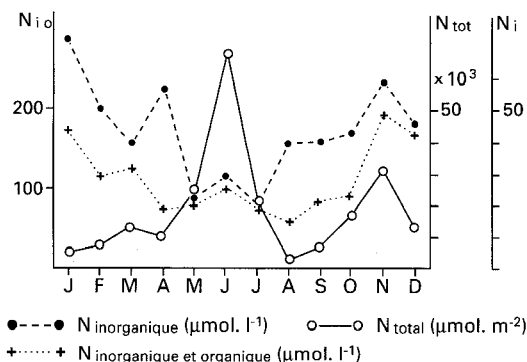


Figure 1

Variations des concentrations en azote total et azote organique et inorganique dans les pluies et de la quantité d'azote total reçue au sol. D'après LEMASSON et PAGES (1982).

entre les concentrations en  $N_{\text{tot}}$  et en  $P_{\text{tot}}$  et la hauteur des précipitations, les premiers centimètres entraînant les particules en suspension dans l'air, comme l'établissent VALIELA *et al.* (1978). Ces précipitations, dont les teneurs moyennes sont portées tableau I, sont à l'origine d'un apport annuel de  $2,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  de  $N_{\text{tot}}$  et de  $0,24 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  de  $P_{\text{tot}}$ . Cet apport, correspondant à  $131 \text{ t} \cdot \text{an}^{-1}$  de  $\text{PO}_4$ , est loin d'être négligeable, puisque au mois de juin il correspond à 8 % de la consommation phytoplanctonique (LEMASSON et PAGES, 1982).

Les eaux les plus chargées en  $N_{\text{tot}}$  sont ensuite, d'après DUFOR et LEMASSON (1985), les eaux continentales de la zone forestière du sud du bassin versant (bassin dit guinéen). Viennent ensuite, dans l'ordre décroissant de richesse, les eaux provenant du nord du bassin versant couvert de savanes (bassin soudanais), puis les eaux océaniques de saison froide et les eaux océaniques de saison chaude (tabl. I).

Contrairement aux concentrations en  $N_{\text{tot}}$ , celles en  $P_{\text{tot}}$  des eaux de différentes origines varient peu autour d'une valeur moyenne de  $2 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  (tabl. I).

TABLEAU I

Concentration en  $N_{\text{tot}}$  et  $P_{\text{tot}}$  des cinq catégories d'eaux principales alimentant la lagune Ébrié entre janvier 77 et mars 78 en  $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  ; rapports  $N_{\text{tot}}/P_{\text{tot}}$  (d'après DUFOR et LEMASSON, 1985)

Catégorie d'eau	$N_{\text{tot}}$	$P_{\text{tot}}$	$N_{\text{tot}}/P_{\text{tot}}$
Océanique de saison chaude	15	1,6	9
Océanique de saison froide	25	1,4	18
Continentale soudanaise	44	2,1	21
Continentale guinéenne	65	1,6	41
De pluie	103	> 3,5	< 29

## LES VARIATIONS RÉGIONALES ET SAISONNIÈRES

La richesse supérieure en azote des eaux douces explique la corrélation inverse, observée en région d'estuaire, entre la salinité et la teneur en  $N_{\text{tot}}$  (fig. 2). Elle explique aussi les variations saisonnières de  $N_{\text{tot}}$ , dont les concentrations sont plus élevées en saison des pluies et des crues (fig. 3). Elle explique enfin les concentrations moyennes régionales qui passent de  $30 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  dans le secteur estuarien à plus de  $50 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  dans le secteur VI, le plus éloigné de l'océan (fig. 4).

Comme celles des eaux affluentes, les concentrations des eaux lagunaires en  $P_{\text{tot}}$  varient peu autour de  $2 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  (fig. 3 et 4). Il en résulte aussi que le rapport  $N_{\text{tot}}/P_{\text{tot}}$ , qui explique bien l'alternance des limitations nutritives du phytoplancton (*cf. infra*), varie dans le même sens que  $N_{\text{tot}}$ .

Les formes organiques dissoutes  $N_o$  et  $P_o$  varient peu, autour de  $20,0$  et  $0,4 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  (fig. 3 et 4). Elles sont vraisemblablement à attribuer à une matière organique réfractaire. Les variations sont plus fortes pour les formes minérales et particulaires,  $N_i$  et  $P_i$ ,  $N_p$  et  $P_p$ , mais elles ont tendance à se compenser,

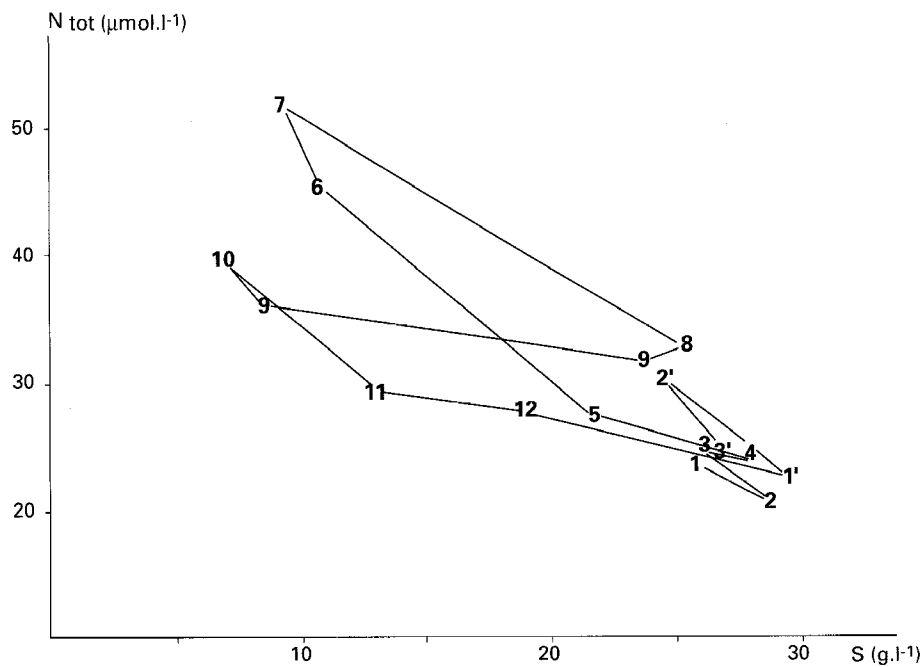


Figure 2

Évolution temporelle de l'azote total en fonction de la salinité des eaux dans le secteur III rural de janvier 1977 à mars 1978. Les numéros correspondent aux observations moyennes mensuelles. D'après DUFOUR et LEMASSON (1985).

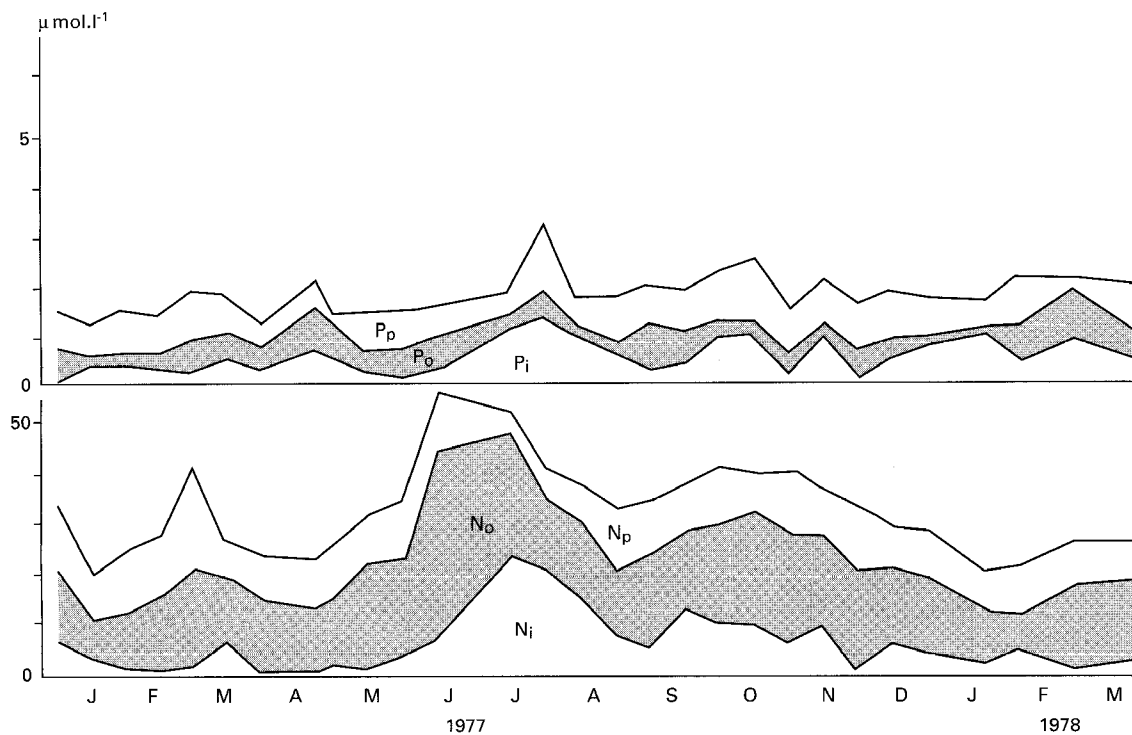


Figure 3

Variations saisonnières des différentes formes de phosphore et d'azote en secteur III rural de janvier 1977 à mars 1978. D'après DUFOUR et LEMASSON (1985).

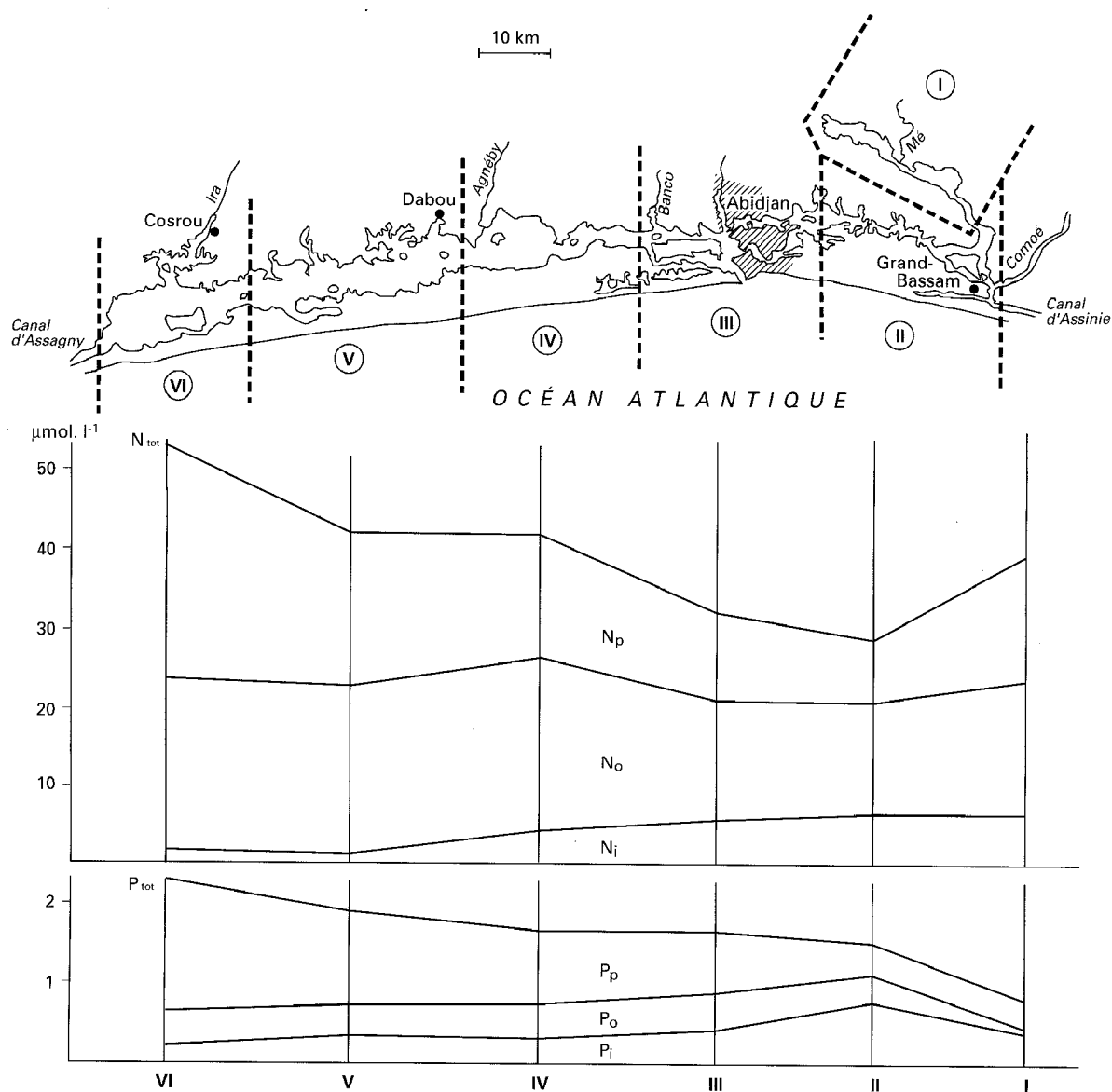


Figure 4

Distribution géographique des différentes formes d'azote et de phosphore en 1976-77.

D'après DUFOR et LEMASSON (1985).

traduisant les variations de sens inverse provoquées par l'assimilation des autotrophes et la reminéralisation des hétérotrophes. Les formes particulières augmentent de l'est vers l'ouest tandis que les formes minérales diminuent (fig. 4). Les concentrations en nitrates et nitrites, souvent à la limite de la détection en secteur confiné occidental (PAGES *et al.*, 1979), ont pu faire penser à une limitation de la production primaire par le N. L'abondance des autres formes de N (fig. 4) montre qu'il n'en est rien, comme cela a d'ailleurs été prouvé expérimentalement par la suite. Si les nitrates dominent dans les eaux de surface du secteur d'estuaire rural, particulièrement en saison des pluies (DUFOR et LEMASSON, 1985), ainsi qu'à proximité des embouchures des rivières, il semble bien que l'ion ammonium soit la forme la plus abondante en surface partout ailleurs : dans le chenal central des secteurs confinés V et VI, ainsi qu'en lagune Aghien (LEMASSON, comm. pers.), dans les baies de ces régions (CARMOUZE et CAUMETTE, 1985) et dans les baies urbaines (DUFOR et LEMASSON, 1985 ; GUIRAL *et al.*, 1990).

## VARIATIONS AUX PETITES ÉCHELLES

Les données collectées par PAGES *et al.* (1979) montrent qu'à la périphérie du chenal central chaque baie a une individualité propre. Certaines (Cosrou et Adiopoudoumé) sont largement influencées par les apports des rivières qui y aboutissent. D'autres (Mopoyem et Attoutou), largement ouvertes sur le chenal central, suivent son évolution, mais avec retard et amortissement. D'autres encore, influencées par l'activité humaine, sont soumises à des variations autonomes et de grande amplitude (Toupah et baies urbaines). D'autres enfin, isolées du chenal central par un seuil, sont des pièges à éléments nutritifs (Abou-Abou).

À ces variations horizontales en surface se superpose presque partout, malgré la faible profondeur moyenne (4,8 m), une stratification verticale des concentrations. DUFOUR et LEMASSON (1985) ont donné des exemples de cette stratification sous l'effet de ses facteurs principaux : apports profonds d'eau marine et superficiels d'eau de pluie, de ruissellement, des rivières et des égouts, production primaire en surface et reminéralisation en profondeur, sédimentation et remise en suspension du sédiment, diffusion à l'interface eau-sédiment. Bien que des situations de gradients verticaux décroissants de  $N_{\text{tot}}$  et de  $P_{\text{tot}}$  aient pu être notées dans la zone d'estuaire, où les eaux marines qui pénètrent en profondeur sont plus pauvres que les eaux saumâtres de surface, le gradient généralement observé est inverse. Les distributions verticales des sels nutritifs ont été particulièrement bien étudiées dans les baies de Biétri, Abou-Abou, Toupah et Tiegba par CARMOUZE et CAUMETTE (1985), GUIRAL *et al.* (1990) et VARLET (1978). Ainsi, les excavations des baies d'Abou-Abou (rurale) et de Biétri (urbaine) piègent jusqu'à 300 et 1 000  $\mu\text{mol}$  de  $\text{NH}_4^+$  et jusqu'à 50 et 80  $\mu\text{mol}$  de  $\text{PO}_4^{3-}$  dans leurs eaux anaérobies profondes. Ces fortes concentrations peuvent atteindre la surface lors de brèves périodes de déstratification de la colonne d'eau (*cf.* III-2).

À petite échelle de temps, les évolutions observées dans le chenal central sont reliées aux échanges d'eaux affluentes et sont assez régulières, comme dans le cas montré en figure 5 où l'augmentation des concentrations en  $N_i$  est corrélée aux précipitations. Cette figure montre que ces évolutions peuvent être rapides, particulièrement aux intersaisons. Les variations sont plus rapides et anarchiques à proximité des berges et des embouchures de rivières ou d'égouts, où elles traduisent les déplacements de cellules ou langues d'eau hétérogènes (*cf.* III-1, par ex.).

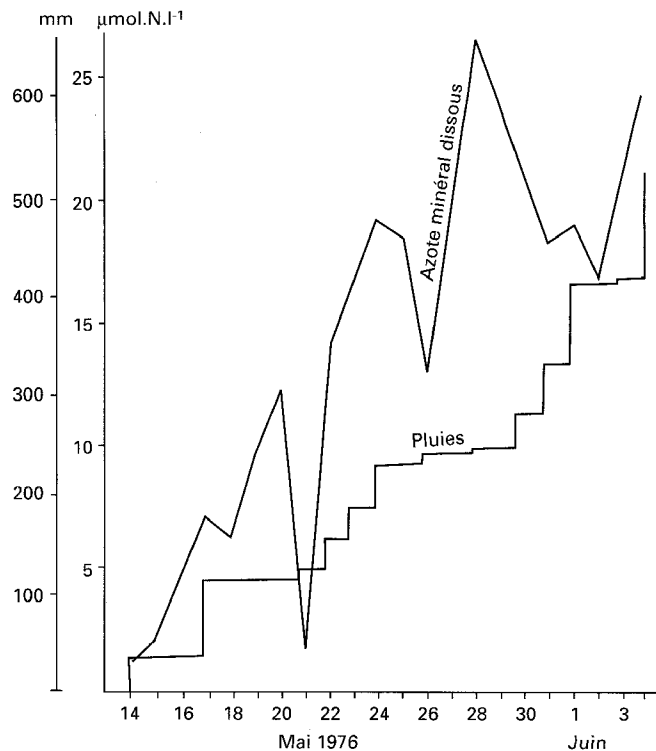


Figure 5  
Comparaison entre la hauteur cumulée des précipitations et la concentration en azote minéral dissous au début de la saison des pluies 1976, dans la zone estuarienne du secteur III. D'après DUFOUR et DURAND (1982).

Un aspect de ces variations temporelles à petite échelle est celui des rythmes nyctéméraux imposés par les rythmes de l'activité phytoplanctonique principalement, par ceux du zooplancton et des bactéries secondairement ; cet aspect est rapporté, en ce qui concerne l'assimilation du phosphore, par LEMASSON *et al.* (1980).

## TENDANCES

Les concentrations en sels nutritifs sont aussi soumises à des variations annuelles dépendant toujours des apports. On constate, par exemple, sur la figure 6, que les concentrations en phosphate des années 1970 sont supérieures à celles des années 1950 mesurées par VARLET (1978). Cette augmentation peut avoir des causes naturelles, les années 1970 étant moins pluvieuses que les années 1950 et les concentrations nutritives des eaux de lessivage et ruissellement diminuant avec leur volume (MATHIEU, 1971). Elle a certainement aussi des causes anthropiques : défrichement des forêts, baisse des taux d'humus consécutive et, de ce fait, rétention moindre des sels nutritifs par les sols, usage croissant des engrais, pollution domestique et industrielle en extension.

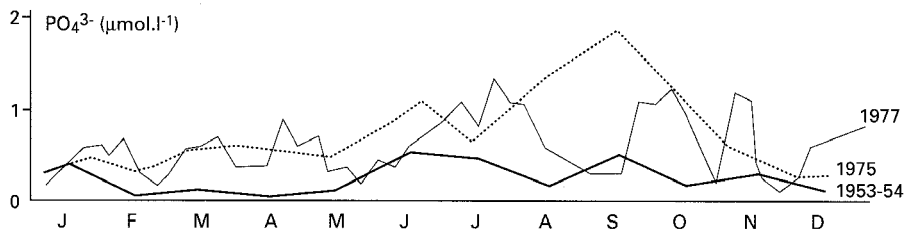


Figure 6

Évolution mensuelle des concentrations en phosphate dans le secteur III en 1953-54 (VARLET, 1978), en 1975 et 1977 (DUFOUR et LEMASSON, 1985).

## Impact de la lagune sur la fertilité océanique

DANDONNEAU (1973) a observé un effet stimulant des apports d'eaux continentales sur la production phytoplanctonique des eaux océaniques côtières ivoiriennes. DUFOUR et LEMASSON (1985) ont évalué à 3 500 t la quantité de  $N_{\text{tot}}$  qui, en provenance de la lagune, a abouti en 1977 à l'océan. Ces apports sont susceptibles de produire 35 000 t de carbone phytoplanctonique, ce qui correspond à 8,6 % de la production primaire moyenne du plateau continental ivoirien face à la lagune. On saisit là le rôle essentiel que peut avoir la lagune Ébrié, et les lagunes en général, sur la fertilité océanique et les modifications que peut lui imposer l'homme par les grands travaux publics qui contribuent au piégeage ou au contraire à la libération des éléments nutritifs.

Un tel impact des lagunes sur la fertilité océanique, quoique fréquemment signalé dans la littérature, n'a, d'après DUFOUR et LEMASSON (1985), été chiffré que dans un autre cas, par NIXON et LEE (1981).

## Le contrôle nutritif du seston

### LA MÉTHODE UTILISÉE

Les concentrations en sels nutritifs *in situ*, utilisées isolément, sont incapables de nous renseigner sur le contrôle nutritif du phytoplancton et, au-delà, de l'ensemble du réseau trophique. DUFOUR et SIEPOUKHA (1981) et DUFOUR *et al.* (1981a) ont élaboré une méthodologie originale, qui a permis, pour la première fois en Afrique de l'Ouest, d'établir le rôle des éléments nutritifs dans le contrôle de la biomasse du seston des eaux continentales guinéennes (forestières), soudanaises (de savane), urbaines et océaniques

et de leur mélange en lagune Ébrié. La première étape de la méthode a consisté à pratiquer des tests biologiques utilisant le phytoplancton naturel lui-même comme moyen d'estimation de la capacité des eaux à supporter une biomasse donnée. Ils ont montré que le N et le P étaient, parmi tous les éléments nutritifs, les seuls susceptibles de limiter la biomasse exprimée en C (seston) ou en chlorophylle *a* (phytoplancton) en lagune Ébrié. Les autres éléments : le carbone organique, les éléments majeurs Na, Ca, K, Mg, Si, les vitamines, les oligoéléments métalliques et les substances complexantes ne contrôlent jamais le seston ou le phytoplancton de la lagune Ébrié ou de ses eaux affluentes.

La suite de la méthode est basée sur les deux principes suivants :

- La croissance d'un individu est arrêtée lorsque la concentration interne d'un de ses éléments constitutifs est inférieure à sa concentration interne minimale (le  $k_{QN}$  de DROOP, 1973).
- Dans un prélèvement d'eau naturelle, il faut, pour déterminer la concentration d'un élément nutritif, tenir compte de toutes ses formes.

Les concentrations internes minimales sont, malgré la diversité des populations et des conditions environnementales, peu variables en lagune Ébrié. Si la biomasse sestonique  $C_p$  est exprimée en atome, les moyennes de ces concentrations intracellulaires minimales sont :

$$k_{QN} = N_p/C_p = 0,089 \quad (1)$$

$$k_{QP} = P_p/C_p = 0,0055 \quad (2)$$

et leurs écarts-types sont de 0,012 et 0,0005.

Si la biomasse est exprimée en chlorophylle *a* active (en mg), les moyennes des concentrations intracellulaires minimales sont :

$$P_p/\text{chl} = 2,50 \quad (3)$$

$$N_p/\text{chl} = 16,78 \quad (4)$$

$$C_p/\text{chl} = 132 \quad (5)$$

et leurs écarts-types respectivement : 0,63, 4,65, 34,20.

DUFOUR *et al.* (1981b) ont vérifié, sur 43 prélèvements provenant de toutes régions et saisons de la lagune Ébrié, que les formes utiles d'azote et de phosphore sont bien représentées par la somme de leurs formes minérales dissoutes et particulaires. Ce qui signifie que les formes organiques dissoutes, observées *in situ*, soit ne sont pas, pour l'essentiel, assimilables (matière organique réfractaire), soit sont le résultat de flux permanents, opposés et sensiblement égaux entre les phases sestoniques (particulaires) et dissoutes. Ce dernier résultat ainsi que les relations (1) à (5) permettent de calculer la biomasse sestonique ( $C_{pot}$ ) ou phytoplanctonique ( $\text{chl}_{pot}$ ) autorisée par les éléments nutritifs du milieu (DUFOUR *et al.*, 1981a).

Le passage d'une limitation par le N à une limitation par le P se fait pour un rapport  $N_i + N_p/P_i + P_p$  de 16,2 at . at<sup>-1</sup> lorsque la biomasse est exprimée en C, de 15,3 at . at<sup>-1</sup> lorsque la biomasse est exprimée en chl *a* active. Les valeurs optimales de la composition N/P du seston lagunaire sont donc très proches de celles de 16 à 17 at . at<sup>-1</sup> observées sur les populations naturelles d'autres milieux marins ou océaniques (par ex. : MENZEL et RYTHER, 1974 ; FUHS *et al.*, 1972). Ce qui amène DUFOUR *et al.* (1981b) à se demander si, en dehors des conditions artificielles de cultures monospécifiques en laboratoire, où des rapports optimaux de 5,6 à 45 at . at<sup>-1</sup> ont été relevés, il n'y aurait pas une constance générale du rapport optimal dans la nature.

Dans le milieu, les éléments nutritifs ne sont pas toujours limitants. Dans ce cas, la biomasse potentielle ( $C_{p,pot}$  ou  $\text{chl}_{pot}$ ) est supérieure à la biomasse *in situ*  $C_{p,obs}$  (ou  $\text{chl}_{obs}$ ). Les rapports  $C_{p,pot}/C_{p,obs}$  et  $\text{chl}_{pot}/\text{chl}_{obs}$  sont donc des indices de limitation nutritive.

## RÉSULTATS

DUFOUR *et al.* (1981b) ont appliqué cette méthode en lagune Ébrié. Dans les secteurs confinés, qui sont aussi les plus éloignés de l'océan (V, VI et la lagune Aghien), le P est la plupart du temps limitant avant le N. Dans les secteurs ouverts (Potou, II, III et IV), plus influencés par l'océan, le N est généralement limitant avant le P (fig. 7). Cet ordre des limitations a été confirmé par une autre méthode qui utilise le sens d'évolution des compositions intracellulaires en N et en P du seston cultivé dans son eau

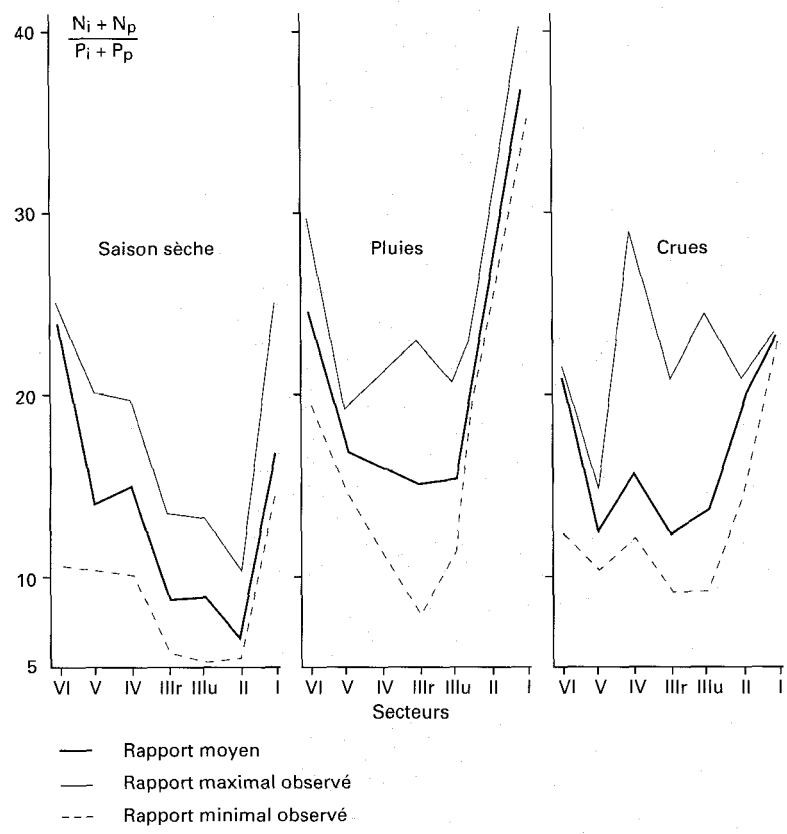


Figure 7  
Variations saisonnières et régionales du rapport  $N_i + N_p / P_i + P_p$ . D'après DUFOR *et al.* (1981b).

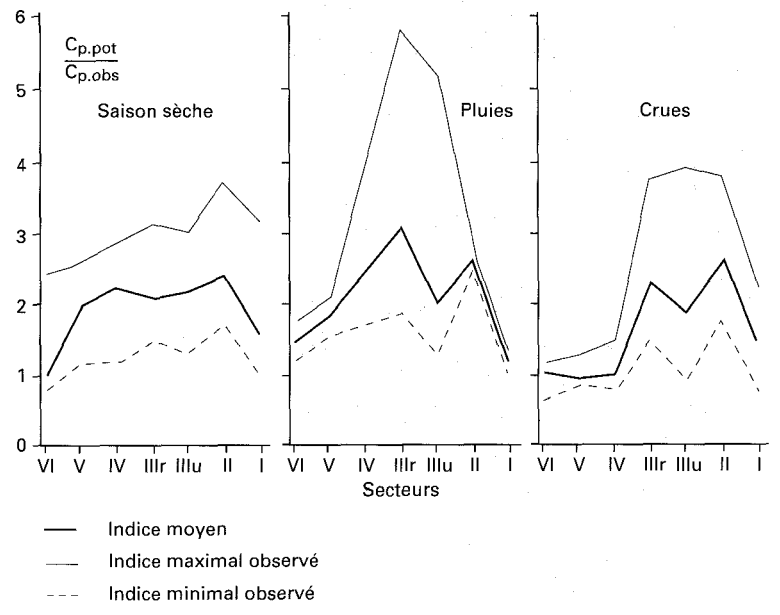


Figure 8  
Variations saisonnières et régionales de l'indice de limitation nutritive  $C_{p.pot} / C_{p.obs}$  : plus l'indice est faible, plus la limitation nutritive est probable. D'après DUFOR *et al.* (1981b).



de prélèvement (DUFOUR *et al.*, 1981a). En secteurs estuariens, l'indice de limitation nutritive est généralement supérieur à 2 (fig. 8). La limitation de la biomasse sestonique et de la biomasse phytoplanctonique y est donc le fait de facteurs généralement non nutritifs (énergie lumineuse, exportations latérales et sédimentation principalement d'après le chapitre II-2, mais aussi broutage, mortalité, d'après le chapitre V-1). COLCANAP et DUFOUR (1982) en déduisent qu'il serait inefficace de lutter contre l'eutrophisation excessive de la lagune « urbaine » par l'élimination du P des effluents, comme cela a été envisagé par un plan d'assainissement d'Abidjan. Non seulement le N y est le facteur nutritif de contrôle principal, mais, en outre, ce contrôle est généralement le fait de facteurs non nutritifs. Attention, cela ne signifie pas que les rejets anthropiques ne soient pas à l'origine de l'eutrophisation observée dans l'ensemble de la lagune urbaine (cf. III-1). Cela signifie plutôt que les apports nutritifs sont en quantité excessive pour être exploités dans leur totalité par les autotrophes. L'excédent est exploité par des détritivores (cf. II-4 à II-7), les bactéries auto- ou hétérotrophes (cf. II-8), stocké dans les sédiments (cf. I-3) ou encore exporté vers l'océan (cf. *supra*).

En secteurs confinés, l'indice de limitation nutritive est généralement proche de 1 (fig. 8). La biomasse y est donc le plus souvent limitée par les sels nutritifs, le P en l'occurrence (cf. *supra*). DUFOUR *et al.* (1981b) en déduisent que non seulement les secteurs confinés occidentaux sont plus riches en éléments nutritifs (cf. fig. 4), mais qu'en outre leur utilisation biologique y est plus efficace. Cela est lié à la stabilité hydrochimique et à la fraction plus importante de l'énergie lumineuse incidente absorbée par le phytoplancton (cf. II-2). Cette utilisation plus efficace explique en partie que les biomasses planctoniques végétales y soient les plus élevées de la lagune, à l'exclusion de celles des baies urbaines polluées (cf. II-2 et III-1).

En toutes régions, la limitation par le N est la plus fréquente en saison d'étiage et la moins fréquente en saison des pluies locales.

L'origine de ces limitations nutritives régionales et saisonnières est à rechercher dans la composition chimique des eaux affluentes. Les eaux océaniques sont, relativement aux besoins du phytoplancton, déficitaires en N. Il en est de même des eaux urbaines et continentales soudanaises, tandis que les eaux continentales guinéennes sont plutôt déficitaires en P.

## Le régime du pH

Les eaux d'origine marine étant basiques et celles d'origine continentale plutôt acides, il n'est pas surprenant de constater que les variations spatiotemporelles du pH sont en grande partie liées à l'importance relative des eaux de l'une ou l'autre origine. C'est ainsi que dans la région d'estuaire le cycle annuel du pH est étroitement lié à celui de la salinité, comme le montre la figure 9. Pour les mêmes raisons, les gradients verticaux de pH sont notables dans la région d'estuaire où la salinité croît plus qu'ailleurs avec la profondeur (VARLET, 1978). Des gradients verticaux inverses sont toutefois notés dans les fosses de la baie de Biétri où les pH des eaux profondes, proches de la neutralité, sont plus faibles que ceux des eaux de surface, pourtant moins salées. Pour ces eaux profondes très réduites, les fortes concentrations en sulfures (diacide faible) semblent jouer un rôle de tampon (cf. III-2).

Les variations spatiales du pH s'expliquent aussi par la plus ou moins grande avancée des eaux marines entre décembre et avril et la

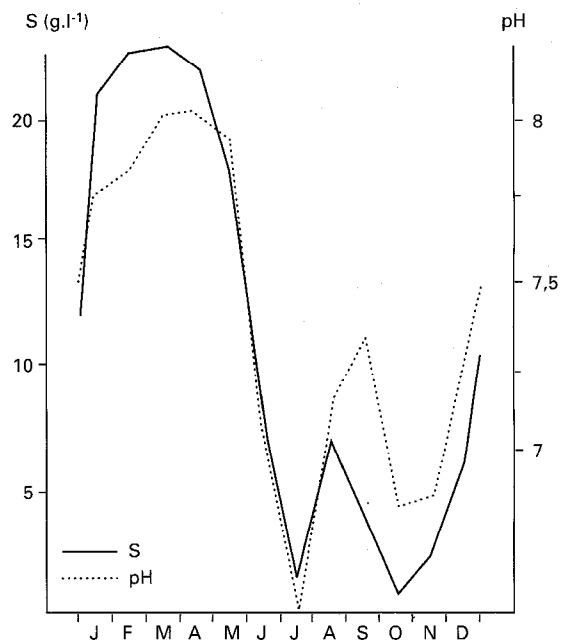


Figure 9

Relation entre le pH et la salinité au cours d'un cycle annuel en baie de Cocody (secteur III) en 1962.

D'après DAGET et DURAND (1968).

prépondérance des eaux fluviales entre septembre et décembre (TASTET, 1974 ; VARLET, 1978). Cependant, dans les régions oligohalines, les valeurs peuvent descendre notablement en dessous des pH habituels des eaux fluviales. C'est ainsi que VARLET (*ibid.*) a fréquemment mesuré des pH des eaux de surface inférieurs à 6 dans la région de Dabou, le minimum ayant été de 5,1, valeur également mesurée par GUIRAL et FERHI (1988), en lagune Ono.

Les innombrables réactions qui interviennent sur l'activité des ions hydrogène font que la relation pH-salinité n'est pas linéaire. En particulier, l'activité biologique provoque des variations nyctémérales, rapportées par VARLET (*ibid.*), d'autant plus nettes que les eaux sont douces, donc moins tamponnées.

## Le régime de l'oxygène dissous

La concentration des eaux en oxygène dissous est le résultat de multiples processus qui peuvent être classés sous deux grandes rubriques : échanges aux frontières et production-consommation *in situ*.

### ÉCHANGES AUX FRONTIÈRES

Les eaux des rivières apparaissent nettement sous-saturées en oxygène (VARLET, 1978). Leur grande turbidité, alliée à une forte épaisseur de leur couche de mélange, ne permet pas à la photosynthèse de compenser les pertes dues à la respiration des organismes et à l'oxydation des matières organiques détritiques qu'elles charrient. L'Agnéby, par exemple, dont le bassin versant supporte de grandes plantations industrielles et plusieurs huileries, transporte de ce fait d'importantes quantités de matières organiques et ses eaux dépassent à peine 50 % de la saturation en moyenne (PAGES *et al.*, 1979). Cela provoque une diminution de la concentration en oxygène dans le secteur de dilution des eaux de cette rivière en lagune, sur quelques kilomètres en saison d'étiage et une dizaine de kilomètres en saison des crues (fig. 10).

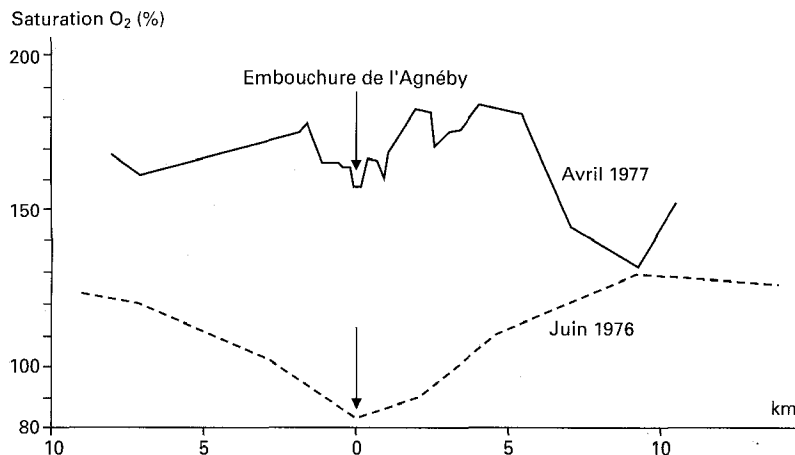


Figure 10

Saturation en oxygène des eaux lagunaires de surface, de part et d'autre de l'embouchure de l'Agnéby. D'après DUFOR et DURAND (1982).

Les eaux de pluie sont toujours saturées. Les eaux de mer, quant à elles, peuvent présenter des variations notables. Elles sont sursaturées d'octobre à juin. Par contre, de juillet à septembre, les eaux profondes à faible teneur en oxygène remontent à la surface (VERSTRAETE, 1970) et pénètrent en lagune. Les quantités d'oxygène dissous dans l'eau dépendent par ailleurs des échanges avec l'atmosphère, échanges qui sont favorisés par l'agitation des eaux, elle-même fonction du vent, de la marée et des courants. Enfin, les eaux d'égouts sont une importante source de désoxygénation dans la zone d'Abidjan (cf. III-1 et III-2). Malgré leur faible volume, à peine 1 % de celui des eaux qui circulent dans cette zone, elles sont responsables de plus du tiers de la demande biochimique en oxygène (cf. III-1).

## PRODUCTION ET CONSOMMATION *IN SITU* : LA STRATIFICATION VERTICALE

La consommation d'oxygène *in situ* est le fait de la respiration des organismes vivants et de l'oxydation des matières organiques. La consommation d'oxygène par la respiration du phytoplancton est abordée au chapitre II-2, par le zooplancton au chapitre II-4 ; celle par les bactéries et par l'oxydation des matières organiques issues des activités humaines aux chapitres II-8, III-1 et III-2. La production d'oxygène *in situ* par la photosynthèse est étudiée au chapitre II-2.

Tandis que l'oxygénation par échange avec l'atmosphère et par photosynthèse intéresse la couche de surface, la désoxygénation par les respirations et les oxydations affecte toute la colonne d'eau. Il en résulte une stratification verticale, quasi générale, des concentrations en oxygène dissous. Cette stratification verticale est particulièrement accentuée dans la zone d'estuaire profonde où se superpose à une couche salée froide et sous-saturée en oxygène une couche moins salée, plus chaude et proche de la saturation. On note sur la figure 11 l'influence positive de la marée sur l'épaisseur de la couche d'eau sous-saturée.

La stratification verticale des eaux et ses conséquences sur l'oxygénation ont été intensivement étudiées dans la baie urbaine de Biétri (cf. III-2). Dans cette baie, l'accumulation de matière organique autochtone et surtout allochtone provoque une consommation d'oxygène dans les eaux profondes isolées de la surface, entre mars et décembre, par une stratification de densité accentuée (fig. 12). Des conditions réductrices s'y installent dès que la profondeur dépasse 4 à 5 m (ARFI *et al.*, 1988). Les processus de fermentation accompagnés de sulfatoréduction y dominent. Des concentrations en sulfures supérieures à  $10\ 000\ \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  sont alors mesurées (CARMOUZE et CAUMETTE, 1985), limitées cependant par des précipitations de mono- et disulfures de fer (CARMOUZE, 1984). D'après les rapports stœchiométriques des produits mis en jeu, la minéralisation apparaît complète (CARMOUZE, 1984). À partir de fin novembre, avec le ralentissement des crues, la stratification de densité s'atténue jusqu'à être totalement détruite pendant quelques semaines en janvier et (ou) février, sous l'effet des marées de vives-eaux qui amènent dans la baie les eaux salées et froides de l'upwelling océanique de petite saison froide. La plongée de ces eaux denses provoque alors une réoxygénation, plus ou moins complète selon les années, des eaux du fond (ARFI *et al.*, 1988, CARMOUZE et CAUMETTE, 1985 ; GUIRAL *et al.*, 1990). Une telle déstratification, bénéfique pour l'aération des eaux profondes dans les baies polluées, a aussi été notée, quoique à une seule occasion, en octobre 1974, en période de violentes crues de la Comoé (DUFOUR et SLEPOUKHA, 1975). La colonne d'eau était alors quasi totalement dessalée sous l'effet de chasse des eaux de la Comoé.

Ailleurs, dans le chenal central, aussi bien dans les secteurs d'estuaire que confinés, la stratification verticale est toujours atténuée par les brassages liés aux courants et aux vents. À l'exception de situations exceptionnelles, telle celle relatée au chapitre III-1, les saturations en oxygène au niveau du fond y dépassent généralement 40 ou 50 % (DUFOUR et SLEPOUKHA, 1975, PAGES *et al.*, 1979). Cette situation ne prévaut pas dans les baies urbaines où les saturations en oxygène au niveau du sédiment étaient déjà en mars 1974 presque partout inférieures à 20 %. La stratification verticale est particulièrement accentuée dans la baie à seuil non urbaine d'Abou-Abou où les eaux profondes sont anoxiques, l'homogénéisation verticale observée à Biétri (cf. *supra*) y étant probablement impossible (VARLET, 1978). Les concentrations en sulfure dans cette baie non polluée ne dépassent cependant pas  $1\ 500\ \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$  d'après CARMOUZE et CAUMETTE (1985). Ces auteurs ont aussi observé un gradient vertical accentué, toute l'année, dans deux baies des secteurs confinés. Le gradient est moins fort dans la baie de Tiegba, peu polluée, que dans celle de Toupah soumise aux rejets d'une usine de traitement du latex. Dans cette baie, le sédiment de surface est passagèrement anoxique.

## PRODUCTION *IN SITU* : RYTHMES NYCHTÉMÉRAUX EN SURFACE

La production d'oxygène photosynthétique provoque un cycle nyctéméral des concentrations en oxygène dans les eaux de surface. Les amplitudes de variations sont d'autant plus accentuées que le milieu est eutrophe :  $14\ \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  en moyenne dans la baie de Tiegba, 62 dans celle de Toupah, 100 à 150 et jusqu'à 285 dans celle de Biétri (CARMOUZE et CAUMETTE, 1985).

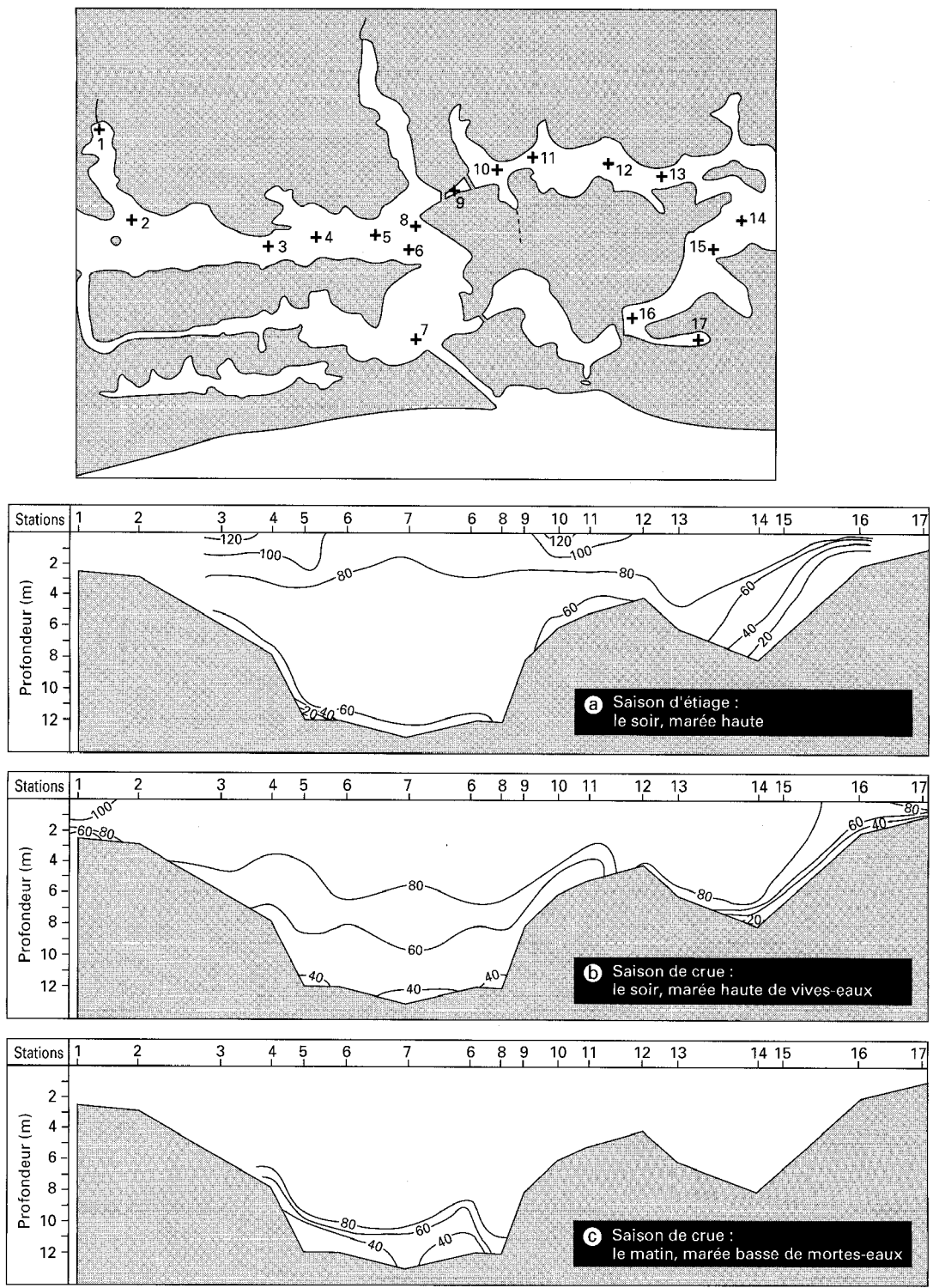


Figure 11

Saturation en oxygène de la surface au fond dans le secteur III lors de différents régimes de marée en 1974, de la station 1 (baie d'Adiopodoumé) à la station 17 (baie de Koumassi). D'après DUFOUR et SLEPOUKHA (1975).

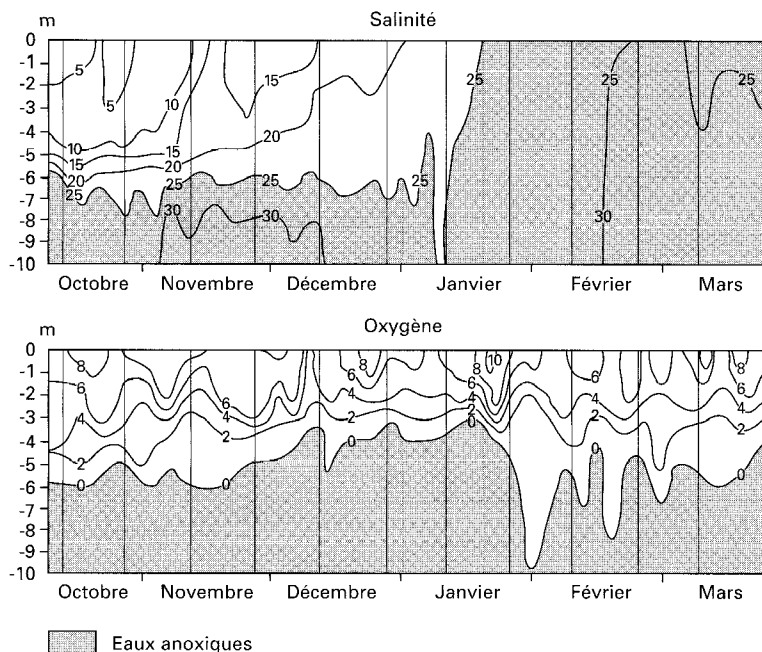


Figure 12

Évolution spatiotemporelle de la salinité et de l'oxygène dissous de novembre 1985 à mars 1986, en baie de Biétri. Les marées de vives-eaux sont indiquées par les traits verticaux. D'après GUIRAL *et al.* (1990).

## VARIATIONS SAISONNIÈRES ET GÉOGRAPHIQUES EN SURFACE

Dans le secteur d'estuaire, l'oxygénation en surface est maximale en saisons d'étiages. Vers 10 heures, elle y oscille autour de la saturation, tandis qu'elle décroît nettement en saison des pluies et des crues, sous le double effet des apports d'eaux continentales sous-saturées et d'une baisse de la production d'oxygène photosynthétique dans des eaux turbides (fig. 13).

Les grandes variations géographiques sont plus délicates à mettre en évidence, du fait de l'impossibilité d'échantillonner sur de larges surfaces à heure fixe. La difficulté a été partiellement tournée en effectuant des mesures le long de radiales à l'aller et au retour où la moyenne des valeurs représente approximativement celle relevée à l'heure fixe médiane. Sur la figure 14, par exemple, la distribution géographique des concentrations en oxygène apparaît nettement avec des sursaturations dépassant 150 % en secteur confiné occidental. On note ensuite que, mises à part des anomalies négatives dues à la

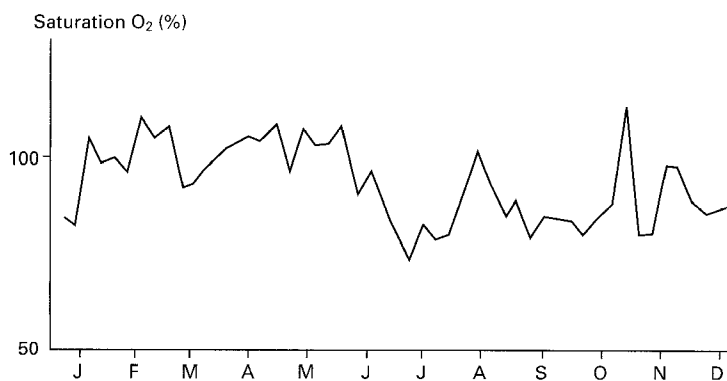


Figure 13  
Variations saisonnières du pourcentage de saturation en oxygène des eaux de surface en 1977 vers 10 heures dans le secteur III rural. D'après DUFOUR et DURAND (1982).

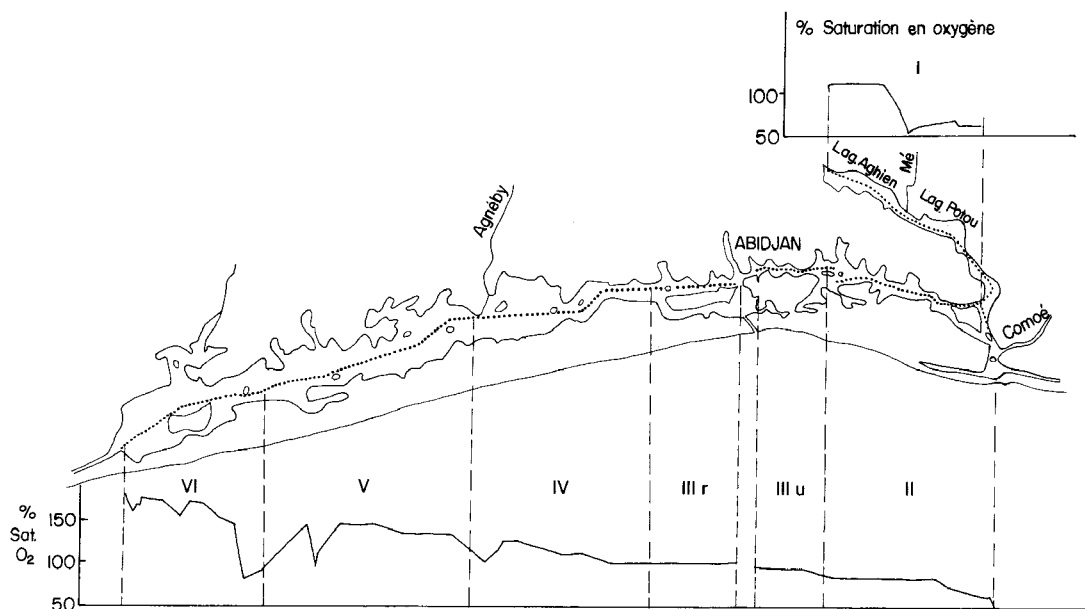


Figure 14

Pourcentages de saturation en oxygène vers 13 heures le long d'une radiale translagunaire en avril 1976.

D'après DUFOUR et DURAND (1982).

présence de hauts-fonds sur le passage du navire, les concentrations décroissent régulièrement de l'ouest vers l'est. L'influence marine en secteur d'estuaire maintient la saturation, tandis que celle du fleuve Comoé, à l'est, est nettement appauvrissante. On note également les anomalies négatives face aux embouchures de l'Agnéby et de la Mé. Les concentrations sont minimales en lagune de Potou et ne remontent au-dessus de 100 % qu'en amont de la Mé, dans la lagune Aghien eutrophe.

## Hydro- et biodépendance de la chimie lagunaire

Les concentrations en éléments chimiques majeurs, qui sont peu influencées par l'activité biologique, sont à quelques nuances près corrélées à la salinité et donc aux proportions d'eaux marine et douce (cf. 1-4). Les valeurs du pH ont pour base celles des eaux affluentes, tandis que les variations autour de cette base, généralement faibles dans les eaux saumâtres qui sont bien tamponnées, ont pour origine l'activité biologique. Différemment, l'activité biologique soumet l'oxygène à des variations de concentrations de fortes amplitudes qui masquent rapidement les concentrations d'origine des eaux affluentes.

La quantité d'éléments nutritifs en lagune dépend en premier lieu de l'hydrologie lagunaire et de la richesse des eaux affluentes. L'activité biologique intervient dans un deuxième temps en modifiant les formes sous lesquelles existent ces éléments nutritifs. Elle conduit à accroître les formes particulières au détriment des formes dissoutes et les formes sédimentées aux dépens des formes en suspension. Il en résulte pour les éléments nutritifs un temps de résidence accru par rapport à celui des eaux affluentes, avec pour conséquence une richesse biologique globalement accrue. Ce piégeage des éléments nutritifs se manifeste avec plus d'intensité aux époques et dans les zones à plus faible hydrodynamisme : saisons d'étiages, marée de mortes eaux, secteurs confinés, baies, zones profondes. Il semble à l'origine de bien des variations géographiques et saisonnières des communautés étudiées aux chapitres suivants. Il explique en partie que l'activité des biocénoses de la lagune Ébrié, et des lagunes en général, soit plus élevée que celle des milieux aquatiques qui les alimentent.

- ARFI (R.), GUIRAL (D.) et TORRETON (J.P.), 1988.— Cycle hydrologique annuel d'une baie lagunaire eutrophe : la baie de Biétri (lagune Ébrié, Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 22 (4) : 263-274.
- CARMOUZE (J.P.), 1984.— Généralisation d'une méthode de détermination du carbone minéral total par pH-métrie dans les eaux. Son application à l'étude du métabolisme aérobie et anaérobie d'une lagune tropicale. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 17 (4) : 175-190.
- 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. Ministère de l'Environnement, Paris, 299 p.
- DAGET (J.) et DURAND (J.R.), 1968.— Étude du peuplement de poissons d'un milieu saumâtre tropical poikilohalin : la baie de Cocody en Côte-d'Ivoire. *Cah. Orstom, sér. Océanogr.*, 2 (2) : 91-111.
- DANDONNEAU (Y.), 1973.— Étude du phytoplancton sur le plateau continental de Côte-d'Ivoire. III : facteurs dynamiques et variations spatiotemporelles. *Cah. Orstom, sér. Océanogr.*, 11 (4) : 431-454.
- DROOP (M.R.), 1973.— Some thoughts on nutrient limitation in algae. *J. Phycol.*, 9 : 264-272.
- DUFOUR (P.), CREMOUX (J.L.) et SLEPOUKHA (M.), 1981a.— Contrôle nutritif de la biomasse du seston dans une lagune tropicale de la Côte-d'Ivoire. I. Étude méthodologique et premiers résultats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 51 : 247-257.
- DUFOUR (P.) et DURAND (J.R.), 1982.— La production végétale des lagunes de Côte-d'Ivoire. *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.), LEMASSON (L.) et CREMOUX (J.L.), 1981b.— Contrôle nutritif de la biomasse du seston dans une lagune tropicale de la Côte-d'Ivoire. II. Variations géographiques et saisonnières. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 51 : 269-284.
- DUFOUR (P.) et SLEPOUKHA (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.
- DUFOUR (P.) et SLEPOUKHA (M.), 1981.— Étude de la fertilité d'une lagune tropicale de Côte-d'Ivoire au moyen de tests biologiques sur populations phytoplanctoniques naturelles. *Rev. Hydrobiol. trop.*, 14 (2) : 101-119.
- FUHS (G.W.), DEMERLE (S.E.), CANELLI (E.) et CHEN (M.), 1972.— Characterization of phosphorus-limited plankton algae. In : G.E. Likens (Ed.), *Nutrients and eutrophication. Limnol. Oceanogr. special symposia* 1 : 113-133.
- 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 (1) : 11-26.
- GUIRAL (D.) et FERHI (A.), 1988.— Caractérisation ionique et isotopique d'un système hydrologique tropical : la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire.) *Oceanol. Acta*, 12 (1) : 47-55.
- LEMASSON (L.) et PAGES (J.), 1982.— Apports de phosphore et d'azote par la pluie en zone tropicale (Côte-d'Ivoire.) *Rev. Hydrobiol. trop.*, 15 (1) : 9-14.
- LEMASSON (L.), PAGES (J.) et CREMOUX (J.L.), 1980.— Inorganic phosphate uptake in a brackish tropical lagoon. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 11 : 547-561.
- LEMASSON (L.), PAGES (J.) et CREMOUX (J.L.), 1982.— Échanges d'éléments nutritifs dissous entre l'eau et le sédiment dans une lagune tropicale saumâtre. *Océanogr. Trop.*, 17 (1) : 1-98.

- MATHIEU (P.), 1971.— Apports chimiques par les eaux de pluie et action des eaux de ruissellement en milieu forestier tropical (Côte-d'Ivoire.) *C.R. Hebd. Séances Acad. Sci. Paris*, 273 : 45-67.
- MENZEL (D.W.) et RYTHER (J.H.), 1964.— The composition of particulate organic matter in the western north atlantic. *Limnol. Oceanogr.*, 9 : 179-186.
- NIXON (S.W.) et LEE (V.), 1981.— The flux of carbon, nitrogen and phosphorus between coastal lagoons and offshore waters. In : P. Lasserre (Ed.), *Unesco Tech. pap. Mar. Sci.*, 33 : 325-348.
- PAGES (J.), LEMASSON (L.) et DUFOUR (P.), 1979.— Éléments nutritifs et production primaire dans les lagunes de Côte-d'Ivoire. Cycle annuel. *Arch. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 5 (1) : 1-60.
- TASTET (J.P.), 1974.— L'environnement physique du système lagunaire Ébrié. Univ. Abidjan, Fac. Sci., Dept. Sci. Terre, sér. Doc., 11, 28 p.
- VALIELA (I.), TEAL (J.M.), SHAFER (D.) et CARPENTER (E.J.), 1978.— Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem : tidal exchanges and input by precipitation and groundwater. *Limnol. Oceanogr.*, 23 (4) : 798-812.
- VARIET (F.), 1978.— Le régime de la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire) : traits physiques essentiels. *Trav. Doc. Orstom*, 83, 164 p.
- VERSTRAETE (J.M.), 1970.— L'oxygène au large de Grand-Bassam. *Doc. Scient. Cent. Rech. Océanogr. Abidjan*, 1 (3) : 13-35.