

Échanges d'éléments nutritifs dissous entre l'eau et le sédiment dans une lagune tropicale saumâtre

Lionel LEMASSON (1), Jean PAGÈS (2)
et Jean-Louis CRÉMOUX (1)

RÉSUMÉ

Les rapports $C_p/N_p/P_p$ du sédiment de la lagune Ébrié (Côte d'Ivoire) ont été mesurés ainsi que les teneurs en matière organique particulaire qui varient de 0,1 % à plus de 20 %; le rapport C_p/N_p moyen est de 14,3 en zone d'estuaire urbaine et voisin de 10 dans la partie occidentale. Pour l'ensemble de la lagune on a la relation suivante: $C = 12,56.N^{1,01}$.

Les concentrations en éléments nutritifs de l'eau interstitielle sont très variables et dépendent de la concentration en oxygène dissous: les gradients verticaux de concentration au-dessus du sédiment peuvent ainsi être négatifs ou positifs, le sédiment jouant dans ce dernier cas un rôle de piège. Les coefficients de diffusion des éléments nutritifs dissous du sédiment vers l'eau sus-jacente ont été estimés à $1,64.10^{-5} \text{cm}^2.s^{-1}$ pour le sédiment aérobie et à $46,7.10^{-5} \text{cm}^2.s^{-1}$ pour le sédiment anaérobie, les flux moyens étant respectivement de $2,03.10^{-8} \mu\text{atq.cm}^{-2}.s^{-1}$ PO_4-P et de $13,45.10^{-8} \mu\text{atq.cm}^{-2}.s^{-1}$ PO_4-P .

MOTS CLÉS : Échange — Sédiment — Lagune — Éléments nutritifs.

ABSTRACT

DISSOLVED NUTRIENTS EXCHANGE BETWEEN WATER AND SEDIMENT IN A TROPICAL BRACKISH LAGOON

In various sediments of the Ebrie lagoon (Ivory Coast), particulate organic matter is in the range of 0.1 to 20 %. The C/N ratio has an average value of 14.3 (at:at) in the estuarine urban zone and of 10,0 in the western part of the lagoon. For the whole lagoon, particulate C and N show the relation: $C=12.56.N^{1.01}$.

Nutrient concentrations in interstitial waters are highly variable and depend on the dissolved oxygen concentration. Overlying waters show either positive or negative nutrient gradients, following the oxygen concentration; in the latter case, sediment acts as a nutrient trap.

Diffusion coefficients from the sediment into the overlying water have been estimated at $1.64.10^{-5}$ and $46.7.10^{-5} \text{cm}^2.s^{-1}$ respectively for aerobic and anaerobic sediments; PO_4-P fluxes amounted respectively to $2.03.10^{-8}$ and $13.45.10^{-8} \mu\text{mole.cm}^{-2}.s^{-1}$.

KEY-WORDS : Exchange — Sediment — Lagoon — Nutrients.

(1) Centre O.R.S.T.O.M., B.P. A 5, Nouméa Cedex, Nouvelle Calédonie.

(2) Centre de Recherches Océanographiques, B.P. 2241, Dakar, Sénégal.

1. INTRODUCTION

Il a été montré que les échanges d'éléments nutritifs entre les sédiments et l'eau sus-jacente pouvaient influencer la composition nutritive de celle-ci et, dans les eaux peu profondes telles que lacs, estuaires ou eaux côtières, jouer un rôle non négligeable sur leur productivité (POMEROY *et al.*, 1965 ; ROWE *et al.*, 1975). Le sédiment peut en fait avoir deux rôles opposés, soit être une source d'éléments dissous, soit être un piège pour ces éléments, rôles qui dépendent des réactions qui entrent en jeu entre l'eau interstitielle et le sédiment, et qui sont liées à des facteurs physico-chimiques tels que le pH, le potentiel redox, le type de sédiment, etc. L'influence de la régénération des éléments nutritifs sur la production primaire à partir de la matière organique du sédiment dépend de plusieurs facteurs tels que les gradients de concentration des éléments nutritifs entre l'eau interstitielle et l'eau sus-jacente, le taux de diffusion de ceux-ci à travers l'interface eau-sédiment, la profondeur de l'eau, le coefficient de mélange des couches sus-jacentes et le taux d'assimilation des éléments par le phytoplancton.

Le but du présent article est d'établir le sens dans lequel se font les échanges des éléments azotés et phosphorés assimilables entre le sédiment et l'eau, dans une lagune tropicale à forte production primaire et où les températures élevées tout au long de l'année (25 °C à 32 °C) accroissent les vitesses de réaction ; il se propose également de quantifier les taux d'échange

de ces éléments, en particulier du phosphore qui est souvent limitant dans certaines régions de la lagune, et d'en déduire l'influence de ces processus sur la production primaire des couches sus-jacentes.

Les résultats ont été obtenus au cours d'études faites sur la lagune Ébrié (Côte d'Ivoire) entre 1975 et 1977. Une description du milieu, de la distribution et de l'évolution des paramètres hydrologiques et phytoplanctoniques a été faite par TASTET (1974), VARLET (1978) et PAGES *et al.*, (1979). L'étude sédimentologique a été faite par DEBYSER (1955) et TASTET (1979). Rappelons brièvement les principales caractéristiques de ce milieu : la lagune Ébrié est une lagune tropicale (5° N) saumâtre communiquant avec l'Océan Atlantique par un large canal artificiel (canal de Vridi) au niveau d'Abidjan. D'une surface voisine de 566 km² et d'une longueur de 120 km, elle est peu profonde (4,8 m en moyenne). La salinité est proche de zéro aux extrémités orientale et occidentale ; la température oscille entre 25 °C et 32 °C sur toute la colonne d'eau et pendant toute l'année. Les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques ont permis de différencier six régions, répertoriées de I à VI (fig. 1).

NATURE ET RÉPARTITION DES SÉDIMENTS

Les connaissances actuelles proviennent pour leur plus grande partie de TASTET (1979). La granulométrie des sédiments de la lagune est très variable et l'on trouve tous les types de sédiments détritiques,

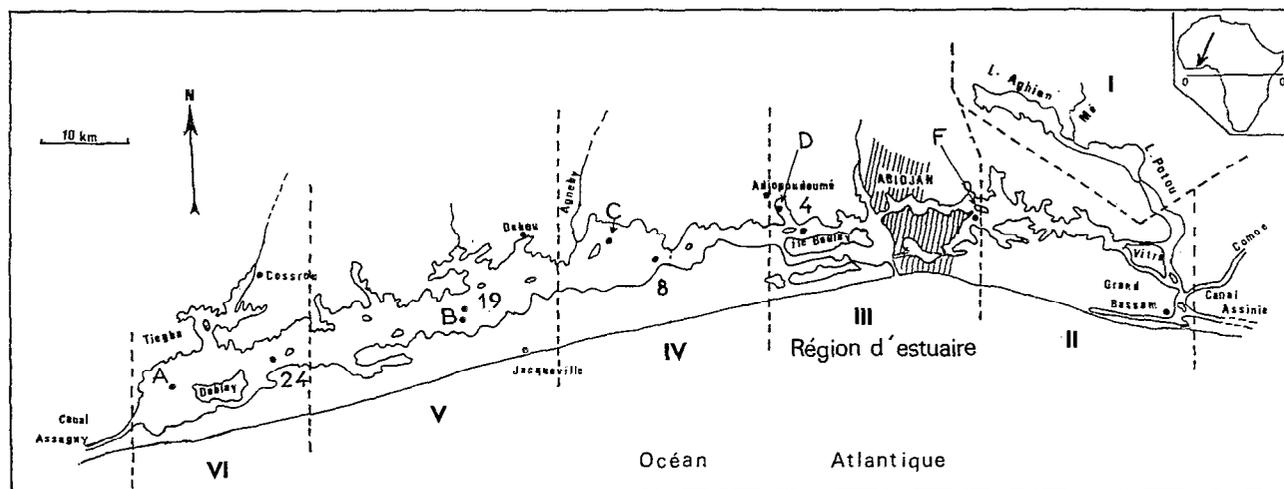


Fig. 1. — Situation de la lagune Ebrié (Côte d'Ivoire) et position des stations hors de la zone urbaine. La lagune a été découpée en six régions différenciées par leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques.

Ebrié lagoon (Ivory Coast) and station locations out of the urban area. The lagoon is divided into six parts according to their physical, chemical and biological characteristics.

allant des vases très fines (2 μm) aux sables grossiers (supérieurs à 1,6 mm de diamètre). Les dépôts les plus grossiers se trouvent sur le pourtour de la lagune et sur les fonds inférieurs à 2,5 m, les vases se déposant dans les chenaux et au fond des baies. Les seuls apports de carbonates proviennent des tests de mollusques qui dans les sédiments de surface présentent de nombreuses traces d'attaque. Des débris végétaux reminéralisés ont été trouvés sous forme de phosphate (apatite) ou de carbonate de fer (sidérite).

L'origine de ces sédiments est double ; ils proviennent des apports terrigènes par les fleuves côtiers et des apports directs en provenance des formations sableuses encaissantes. Les courants lagunaires dus aux marées et aux débits des fleuves remanient ensuite ces sédiments. Les particules fines minérales flocculent rapidement, dès leur arrivée en lagune, et se concentrent dans l'axe des chenaux, en association avec la matière organique qui provient des débris végétaux et de la sédimentation du phytoplancton. Ces sédiments peuvent à l'occasion être remis en suspension et déplacés (vents, courants, etc.) et entraînent, de ce fait, un apport d'éléments nutritifs. La marée dynamique qui joue un rôle important dans le dépôt des sédiments, progresse par le canal de Vridi de part et d'autre de la zone d'estuaire et se fait sentir partout ; par contre, la marée haline dépend des saisons (l'eau de mer ne pénètre pratiquement pas en lagune pendant la saison des crues d'octobre à novembre) et a une extension limitée (zone IV à l'ouest, zone II à l'est).

2. MÉTHODES

La libération, ou le piégeage, de l'élément nutritif par un sédiment peut se faire de plusieurs façons :

(1) par diffusion moléculaire suivie d'un mélange turbulent avec les couches supérieures selon les conditions de stabilité des eaux : vent plus ou moins fort, absence ou présence de courant ;

(2) par remise en suspension de la couche supérieure du sédiment, entraînant le mélange de l'eau interstitielle avec les eaux sus-jacentes ; ce processus pourra intervenir dans les régions à faible profondeur (zone VI et baies, plus particulièrement) lorsque soufflent des vents parfois violents (tornades) et dans les zones où les courants (marées et flux des rivières) peuvent remobiliser le sédiment (chenal central de la zone urbaine et de la partie orientale de la lagune, par exemple) ;

(3) par flocculation de matériel organique (matières humiques) et précipitation du fer, et par adsorption de certains éléments nutritifs sur les particules en suspension (GESSNER, 1960).

Dans le premier cas, pour estimer le flux d'éléments nutritifs nous utiliserons la loi de diffusion de Fick, du premier ordre (BRICKER et TROUP, 1975), par analogie aux lois de conduction de la chaleur (MORTIMER, 1941) :

$$\Phi = -D \cdot \frac{dC}{dz}$$

Φ est le flux de l'élément considéré ($\mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), D est le coefficient de diffusion moléculaire ($\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$), dC/dz est le gradient vertical de concentration de l'élément considéré ($\mu\text{atg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$) au niveau de l'interface eau-sédiment.

Les gradients de concentration dC/dz ont pu être mesurés *in situ*, et les flux Φ ont été déterminés *in vitro*, sur sédiment en milieu aérobie et sur sédiment en milieu anaérobie.

Dans le second cas, il est nécessaire de connaître la composition de l'eau interstitielle en éléments nutritifs, les gradients verticaux de concentration dans l'eau et les quantités de l'élément considéré qui sont échangeables par solubilisation dans l'eau de mélange. On remarque, dans ce cas, que, dans la loi de diffusion, D devient le coefficient de diffusion turbulente, ou constante de mélange (MORTIMER, 1941) appelé communément K_z (PROUDMAN, 1953), lorsque l'on se trouve dans des zones où la marée dynamique se fait sentir et où les courants au voisinage du fond sont forts.

Seuls les 1^{er} et 2^e cas ont été abordés dans cette étude où, après avoir déterminé les teneurs en matière organique du sédiment et sa composition élémentaire, et les concentrations en éléments nutritifs de l'eau interstitielle, nous avons étudié l'échangeabilité de quelques éléments avec les eaux sus-jacentes.

2.1. Échantillonnage et composition chimique

Les sédiments ont été échantillonnés en surface, dans les deux premiers centimètres, sur l'ensemble de la lagune au moyen d'un tube de plastique ; quelques prélèvements ont également été effectués dans la lagune de Grand-Lahou située à l'ouest de la lagune Ébrié.

(a) Matière organique

Après acidification pour éliminer le CO_2 des carbonates et séchage à 105 °C, une partie a été prélevée, pesée et analysée à l'analyseur CHN Hewlett Packard 185 B pour la détermination de l'azote et du carbone. Sur une autre partie du sédiment la matière organique totale (perte au feu) a été déterminée après séchage à 105 °C pendant 24 h, pesée, grillage à 550 °C et nouvelle pesée (KAMP-NIELSEN, 1974).

Une estimation du phosphore total du sédiment (P_p) a été faite par oxydation au persulfate d'une petite quantité de sédiment suivie d'une mesure par colorimétrie (MENZEL et CORWIN, 1965), méthode plus efficace que la digestion acide classique (SANNING, 1967). Le phosphore mesuré représente le phosphore minéral solubilisable et le phosphore organiquement lié régénérable ; il est donc un peu inférieur au phosphore total du sédiment, mais représente le phosphore qui peut éventuellement repasser en solution et être utilisé.

(b) Eau interstitielle

A un certain nombre de stations le sédiment, dès qu'il est prélevé, a été tout de suite centrifugé (6000 g) et l'eau interstitielle recueillie et conservée à $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour analyse ultérieure du phosphate minéral ($\text{PO}_4\text{-P}$), du phosphore organique dissous (POD), du nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$), du nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$), de l'ammoniaque ($\text{NH}_4\text{-N}$), de l'azote organique dissous (NOD) par les méthodes classiques (STRICKLAND et PARSONS, 1968) ; le carbone organique dissous (COD) a été déterminé au CHN (LEMASSON et PAGES, 1980).

2.2. Étude de la diffusion des éléments nutritifs :

(a) Échangeabilité des éléments dissous

La méthode utilisée a été adaptée de celle de KAMP-NIELSEN (1974). Des carottes de sédiment ont été prélevées à l'aide de tubes de matière plastique transparente (Plexiglas ; diamètre : 10 cm ; longueur : 80 cm) en deux endroits : une station à fond sableux pauvre en matière organique, où l'eau de fond est oxygénée (Station Z située en zone d'estuaire, fig. 2) et une station à fond sablo-vaseux très riche en matière organique, où l'eau de fond est désoxygénée (Station V en baie de Biétri, fig. 2). Le prélèvement est exécuté sans que le sédiment, non remué, ne vienne en contact avec l'atmosphère. L'eau surnageante, dont le volume est de 1,080 litre pour le milieu aérobie et de 1,030 litre pour le milieu anaérobie, est enlevée par siphonage, au laboratoire, filtrée et analysée, et remplacée par une eau de lagune filtrée de caractéristiques chimiques voisines ; le remplissage se fait par siphonage lent sous pression d'azote en évitant la remise en suspension du sédiment. Pour le milieu anaérobie, l'eau de remplacement est, avant remplissage, désoxygénée par barbotage d'azote pendant une heure. Pour le milieu aérobie, un petit compresseur et un diffuseur d'aquarium permettent d'oxygéner l'eau en permanence.

Les tubes sont ensuite fermés et mis à l'obscurité. Pendant l'incubation on agite l'eau très doucement avec un agitateur suspendu dans la colonne d'eau

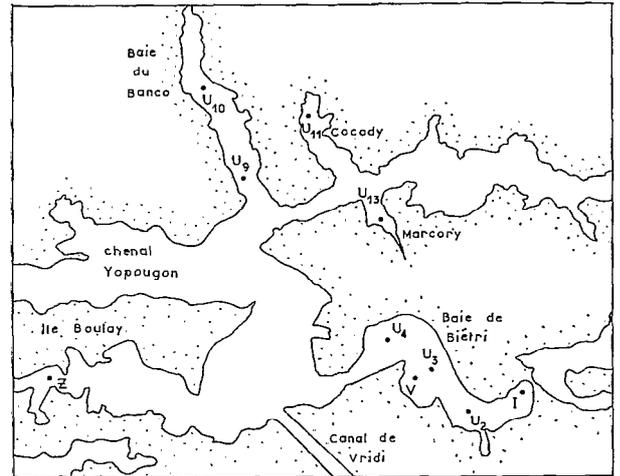


Fig. 2. — Positions des stations en zone urbaine.
Station locations in urban area.

par un fil de nylon et entraîné par un moteur très lent. Les tubes sont laissés à la température du laboratoire, voisine de celle observée en lagune. Chaque semaine l'eau est le plus complètement possible siphonnée et analysée pour détermination, après mesure du pH, des concentrations en éléments nutritifs dissous ($\text{PO}_4\text{-P}$, POD, NOD, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, COD) et en phosphore particulaire. Elle est remplacée par une eau de lagune filtrée de caractéristiques chimiques connues. L'expérience a duré 13 semaines pour la station Z et 16 semaines pour la station V.

L'eau interstitielle a été extraite de prélèvements faits simultanément avec les carottages et à proximité de ceux-ci et les concentrations en éléments nutritifs déterminés. Le carbone particulaire (C_p), l'azote particulaire (N_p), le phosphore particulaire (P_p) et la matière organique ont été également mesurés.

(b) Mesure des gradients d'éléments nutritifs de la colonne d'eau

Les gradients des éléments dissous ont été déterminés *in situ* en utilisant une pompe et un tuyau fin lesté (diamètre intérieur : 1 cm). Les prélèvements, effectués à des distances précises au-dessus du fond, étaient ensuite filtrés sur filtre de fibre de verre Whatman GF/C, conservés à $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ et analysés.

(c) Solubilité des phosphates

Le caractère « assimilable » du phosphate dépendant en partie de sa solubilisation, celle-ci a été évaluée de la façon suivante :

— Phosphates réactifs solubles dans l'eau :

Ce sont les phosphates monométalliques et alcalins. On considère généralement que ce sont les phosphates assimilables. On met une quantité connue (environ un gramme) de sédiment séché (105 °C pendant 24 h) dans 100 ml d'eau distillée ; on agite pendant dix minutes et on filtre. Le filtrat est analysé ensuite. L'opération est répétée jusqu'à ce que le phosphate libéré soit pratiquement nul. On appellera P_t la totalité du phosphore libéré.

— Phosphates solubles dans l'acide :

Ce sont les phosphates bi-métalliques et neutres. Le sédiment, pesé et séché à 105 °C, est mis dans 100 ml d'eau distillée et agité pendant dix minutes. Il est ensuite filtré et mis dans une solution d'acide nitrique à 2 % (pH = 0,5), agité pendant dix minutes et filtré de nouveau. Les filtrats sont analysés.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Matière organique du sédiment

Les teneurs en matière organique totale des sédiments varient très largement (0,1 % à plus de 20 % du poids sec) sur l'ensemble de la lagune, les teneurs en carbone organique allant de 0,1 % à 15 % (tabl. I et II). Ces chiffres sont voisins de ceux de TASTET (1979) qui a observé des teneurs pouvant atteindre 30 % en lagune Aghien (zone I) et dans les vases de la fosse d'Abou-Abou, et de ceux de DEBYSER (1955) (0,9 à 12,8 % pour le carbone organique). On observe des valeurs très proches des précédentes dans les sédiments de la lagune de Grand-Lahou (0,1 à 14,2 % sur 11 stations). Ces valeurs sont élevées comparées à celles de la littérature (0 à 3 % dans le Golfe du Saint-Laurent (POCKLINGTON, 1976) ; 1 à 5,2 % dans le bassin

TABLEAU I

Moyennes des teneurs en carbone et en azote du sédiment en zone urbaine (en $\mu\text{atg.g}^{-1}$) et pourcentage de matière organique (voir fig. 2)

Sediment carbon and nitrogen average amounts in urban area ($\mu\text{atg.g}^{-1}$) and organic matter percentage (see fig. 2)

Zone d'estuaire (zone III)		Sable	Vase
	Mat. orga.	2,1 $\sigma = 1,2$	9,2 $\sigma = 4,1$
	C_p	204	21,60
Urbaine n = 18...	N_p	16,1	157,7
	P_p	3,7	19,3
Chenal Yopougon..	Mat. orga.		14,3
Baie du Banco...	Mat. orga.		10,3
Baie de Marcory..	Mat. orga.		7,6
Baie de Biétri....	Mat. orga.	0,3	13,2 17,8 (max.)

d'Arcachon (DEBYSER, 1959)) ; elles dépendent de plusieurs facteurs souvent difficiles à évaluer qui sont :

- l'importance de la biomasse des eaux sus-jacentes (phytoplancton, zooplancton),
- les apports organiques détritiques d'origine continentale,
- l'activité microbienne,
- les conditions euxiniques,
- la vitesse de sédimentation,
- l'importance des courants.

Dans les zones où l'eau est peu renouvelée au-dessus du sédiment et où l'on est dans des conditions anoxiques, la matière organique qui n'est plus oxydée

TABLEAU II

Composition chimique élémentaire de la matière organique du sédiment ($\mu\text{atg.g}^{-1}$) à quelques stations (voir fig. 1)

Elementary chemical composition of sediment organic matter ($\mu\text{atg.g}^{-1}$) at some stations (see fig. 1)

Station	D	4	8	C	19	B	24	A
Mat. org. (%).....	15	—	2,8	—	—	4,9	17,8	17,2
C_p	12 730	2 881	3 480	3 600	12 960	697	21 360	10 320
N_p	569	219	152	252	575	70	1 362	681
P_p	22,0	10,7	6,7	16,4	38,6	—	66,5	23,7
C/N.....	15,3	13,2	15,7	12,8	15,6	9,9	10,9	10,5 à 13,4
C/P.....	400	269	356	140	232		223	325
Obs.....	vase n = 5		sable			sable		

s'accumule dans le sédiment et les sulfures apparaissent par réduction des sulfates.

Les concentrations en azote total (N_p) et en phosphore total (P_p) dépendent très largement de la nature du sédiment (tabl. II) et des conditions d'oxygénation du milieu (l'échelle des valeurs pour le phosphore, très étalée, s'étend de 1,2 à plus de 60 $\mu\text{atg.g}^{-1}$).

3.2. Rapports C_p/N_p (at : at) du sédiment :

Pour l'ensemble de la lagune la relation entre C et N est approximativement linéaire :

$$C_p = 12,56.N^{1,01}$$

avec un coefficient de corrélation $r = 0,99^{***}$ pour $n = 70$ mesures. On peut donc considérer que C_p/N_p est constant et égal à 12,6. ARRHENIUS (1950) a montré que les coefficients-puissances de N sont

voisins de 1 pour un sédiment donné ; C/N est donc une constante caractéristique d'un environnement donné. Dans le Golfe du Saint-Laurent POCKLINGTON (1976) a obtenu, par exemple, un rapport voisin de 10. En lagune Ébrié, où la nature des sédiments varie largement selon la zone considérée, le rapport moyen C_p/N_p en zone d'estuaire urbaine est de $14,3 \pm 4,2$ (au niveau de confiance 95 % pour 36 mesures) ; il est plus faible dans la partie ouest (9,9 à la st. B, 10,9 à la st. 24 et 11,3 à la st. A dans les zones V et VI) ; ces valeurs paraissent élevées par rapport à celles de DEBYSER (1955) qui a observé un C_p/N_p moyen de 8,3 (observations comprises entre 7 et 9,6). Par contre VARLET (1979) a obtenu des C_p/N_p beaucoup plus élevés de l'ordre de 18,9 avec quelques valeurs voisines de 14 sur des échantillons répartis sur toute la lagune (tabl. III). L'explication la plus vraisemblable de ces écarts est que ceux-ci proviennent des différences dans les méthodes d'analyse des divers auteurs.

TABLEAU III

Rapports C_p/N_p de la matière organique du sédiment en lagune Ébrié (at : at)
Organic matter C_p/N_p ratio in the Ebrie lagoon sediment (at : at)

Zone	VI	V	IV	III b rurale	III a urbaine	II
Lemasson <i>et al.</i> (1980)....	10,7	9,9	15,7	13,2 14,7 (st D)	11,5 (Biétri) 11,9 (Estuaire)	
Debyser (1955).....				← 8,3 → (de 7,0 à 9,6)		
Varlet (1978).....				← 18,9 →		

L'origine de la matière organique du sédiment, qui conditionne la valeur du rapport C_p/N_p , est multiple. La matière organique peut provenir de la sédimentation de particules inertes, de la sédimentation de débris d'origine animale (plancton, poissons...) ou être exogène (débris des végétaux supérieurs, déchets domestiques). Les deux sources principales sont en

fait le seston et les végétaux supérieurs, si l'on exclue la matière animale dont l'importance quantitative est moindre et dont les C/N sont plus faibles (4,2 pour le zooplancton, LE BORGNE et DUFOUR, 1979). Les rapports C/N du seston sont compris entre 7,2 et 10,0 avec une moyenne de 8,2 en zone d'estuaire urbaine et de 7,9 pour l'ensemble de la

N.B. — Pour simplifier l'écriture nous utiliserons les notations suivantes :

** hautement significatif (0,01).

*** très hautement significatif (0,001).

r : coefficient de corrélation de Bravais-Pearson.

rs : coefficient de corrélation de rang de Spearman.

Ln : logarithme népérien.

lagune (LEMASSON *et al.*, 1980) ; ils sont plus faibles que ceux du sédiment : il faut donc supposer qu'il y a une reminéralisation plus rapide des composés azotés par rapport aux composés carbonés, ce qui aurait pour effet d'accroître les rapports C/N. Cette augmentation de C/N avec le temps a effectivement été observée par DUURSMA (1961) en Mer du Nord, GORDON (1971) dans le Pacifique et LEMASSON *et al.* (1977) dans le Golfe de Guinée.

Par contre les rapports C/N des végétaux supérieurs sont supérieurs à 10 (feuilles vertes : 11,4 ; feuilles brunes : 34,9 (WAKSMAN, 1933 ; POCKLINGTON, 1976) ; la lignine, de C/N voisin de 1500 (GREAVES et SCHWARTZ, 1952) contribue, bien sûr, à élever ce rapport.

L'apport de débris végétaux peut être important à proximité des berges ; la teneur en matière organique du sédiment est, en effet, toujours élevée près des rives recouvertes d'une abondante végétation (TASTER, 1979) ; en lagune Aghien elle peut même dépasser 45 % au voisinage de la couverture très dense de palétuviers.

Bien qu'il n'ait pas été possible d'évaluer l'importance relative du seston et des végétaux en tant que source de matière organique, on peut cependant estimer, d'après les taux de production de détritus en zone tropicale donnés dans la littérature (MAHEUT

et DOMMERGUES, 1960 ; LAUDELOUT et MEYER, 1955 ; NYE, 1961 ; KLINGE et RODRIGUES, 1968) que les apports exogènes sont relativement faibles pour la lagune.

3.4. Eau interstitielle et gradients verticaux de concentration des éléments nutritifs :

Les concentrations d'éléments nutritifs dans l'eau interstitielle sont très variables et dépendent de la nature du sédiment, de la richesse en matière organique et des taux de reminéralisation, et de la turbulence des couches supérieures qui provoque une remise en suspension du sédiment ; une des caractéristiques de ces milieux fortement réducteurs est la concentration en $\text{NH}_4\text{-N}$ toujours très forte dans les vases où elle peut dépasser $1400 \mu\text{atg.l}^{-1}$ (tabl. IV). Les teneurs en nitrate et en nitrite seront, du fait de cette réduction des éléments azotés, relativement faibles ; les concentrations en carbone organique dissous (1300 à $4200 \mu\text{atg.l}^{-1}$) sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans les eaux interstitielles de sédiments de mangrove où, en Floride, HILDEBRAND (1977) a obtenu des valeurs comprises entre 3300 et $7250 \mu\text{atg.l}^{-1}$ C.

Les gradients verticaux d'éléments nutritifs pour les couches voisines du fond sont données au

TABLEAU IV

Caractéristiques des eaux interstitielles (éléments nutritifs en $\mu\text{atg.l}^{-1}$) et teneurs en C_p , N_p et P_p du sédiment ($\mu\text{atg.g}^{-1}$) en quelques stations (voir fig. 1 et 2)

Pore water characteristics (nutrients in $\mu\text{atg.l}^{-1}$) and C_p , N_p and P_p contents in sediment ($\mu\text{atg.g}^{-1}$) at some stations (see fig. 1 and 2)

Station	Zone	Date	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	P_{orga}	N_{orga}	C_{orga}	S %	pH	C_p	N_p	P_p	C/N	Nature du sédiment
B	V	12/5/77	8,25	1,3	0,40	20,8	0,16	247,3	3 272	8	8,35	82,6	9,7		8,5	Sable + vase
Z	Estuaire	12/5/77	6,09	0,6	0,49	20,6	0	97,0	3 238	34	7,92	40,3	3,7	8,8	10,9	Sable
	n = 4	29/4/77	9,32	1,3	0,74											
I	Baie de Biétri	12/5/77	15,8	0,3	0,05	271,0	0	510,0	2 803	38	8,82	1 087,5	94,5	17,6	11,5	Sable + vase
		27/4/77	142,0	0	0,05	232,0			1 281							
U_1 à U_{11}	Urbaine	28/7/76	0,25	1,7	0,20	480										
	n = 7		à	à	à	à										
			11,80	6,9	4,32	1 450										
V	Baie de Biétri	27/4/77	6,72	4,2	0,73	15,0	2,36	87,0								Vase + sable
A	VI	28/4/77	0,83	2,0	0,15	879			4 164							Vase
	n = 2															

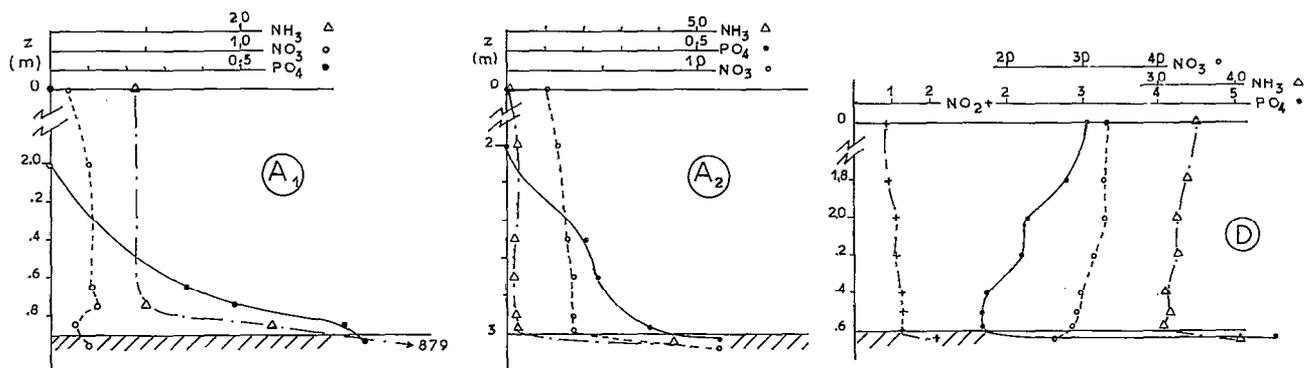


Fig. 3. — Distribution verticale des éléments nutritifs à quelques stations.
Nutrient vertical distributions at some stations.

TABEAU V

Gradients de concentration des éléments nutritifs dissous à quelques stations en $\mu\text{atg.l}^{-1}.\text{cm}^{-1}$. Le sens positif est celui des profondeurs croissantes. (1) : le gradient au niveau de l'interface a été évalué en prenant la différence des concentrations de l'eau interstitielle et de l'eau prélevée à 5 cm du fond (on considère alors arbitrairement que $dz = 5$ cm)

Variations of nutrient concentrations at some stations ($\mu\text{atg.l}^{-1}.\text{cm}^{-1}$). Positive values for increasing depths. (1) : variation at interface level is calculated by difference between pore water concentration and that of water sampled near the bottom (5 cm, arbitrarily chosen as dz)

Stations	dz	Interface (1)			+5 cm à +10 cm		
		$\frac{d\text{PO}_4}{dz}$	$\frac{d\text{NO}_3}{dz}$	$\frac{d\text{NH}_3}{dz}$	$\frac{d\text{PO}_4}{dz}$	$\frac{d\text{NO}_3}{dz}$	$\frac{d\text{NH}_3}{dz}$
A ₁ (zone VI).....		0,070	—	174,0	0,029	—	0,031
A ₂ (zone VI).....		0,038	1,54	8,85	0,065	0	0,14
D (zone III).....		0,748	—0,38	1,96	0	0	—0,04
E (zone III).....		—0,105	—0,48	4,38	—0,039	—0,20	0,12
Zone urbaine :							
U ₂		—0,67	—0,38	—	—0,364	0,24	—
U ₃		1,652	—1,82	—	0,282	—0,58	—
U ₉		1,356	2,2	—	0,092	0,26	—
U ₁₃		—0,034	—1,78	—	—0,008	—0,42	—

tableau 5 pour quelques stations. La diffusion se faisant des couches les plus riches vers les couches les plus pauvres en élément nutritif, un gradient positif de concentration (compté positivement vers les profondeurs croissantes) indique un enrichissement des couches supérieures par diffusion (st. A₁ et A₂, fig. 3). Des gradients négatifs au voisinage du fond correspondent au contraire au piégeage (st. U₂, tabl. V). La distribution verticale des éléments nutritifs dans l'eau est représentée à la fig. 3 ; à la station D les gradients verticaux sont faibles et négatifs, indiquant un mélange turbulent dû, dans ce cas, au flot de la marée dans les couches inférieures.

3.4. Échangeabilité des phosphates entre l'eau et le sédiment

Cet échange se fera soit par l'intermédiaire de l'eau interstitielle, le phosphate soluble du sédiment passant à l'état dissous, puis diffusant (par diffusion moléculaire) dans les couches d'eau du fond, soit par dissolution directe du phosphate dans l'eau à l'occasion d'une remise en suspension du sédiment, entraînant également un mélange de l'eau interstitielle avec les eaux susjacentes.

Le phosphore minéral libérable (P_t) dans l'eau a été évalué à quelques stations urbaines (tabl. VI,

TABLEAU VI

Phosphore libéré par le sédiment dans l'eau et dans l'acide (P en $\mu\text{atg.g}^{-1}$ sédiment)
Sediment phosphorus released in the water and the acid (P in $\mu\text{atg.g}^{-1}$ sediment)

Station	U 37	U 34	U 4	U 32
Nature du sédiment.....	Sable coquillier	Sable fin	Sable fin	Sable grossier
P _p	2,53	1,18	2,43	1,66
P libéré (P _l).....	0,95	0,10	0,35	0,19
% du P _p	37,6	8,6	14,4	11,6
P soluble dans l'acide (pH = 0,5).....	0,46		0,93	0,47

TABLEAU VII

Apport de phosphate par le sédiment par diffusion moléculaire et absorption de phosphate par le phytoplancton (LEMASSON *et al.*, 1980)

Phosphate released by sediment by mean of molecular diffusion and phytoplankton phosphate uptake (LEMASSON et al., 1980)

Stations (m)	z (m)	$\frac{d\text{PO}_4\text{-P}}{dz}$ ($\mu\text{atg.l}^{-1}\text{.cm}^{-1}$)	P libéré ($\mu\text{atg.cm}^{-2}\text{.h}^{-1}$)	Apport PO ₄ -P ($\mu\text{atg.l}^{-1}\text{.h}^{-1}$)	Absorption PO ₄ -P ($\mu\text{atg.l}^{-1}\text{.h}^{-1}$)
A....	3,0	0,070	4.10^{-3}	0,014	0,020
I....	2,3	0	0	0	0,11
D....	2,6	0,748	44.10^{-3}	0,17	0,06
U ₃	3,0	1,652	98.10^{-3}	3,30	0,11
U ₉	10	1,356	80.10^{-3}	0,80	0,12

fig. 4), les expériences étant faites en double. Les valeurs obtenues représentent un maximum puisque, la concentration en phosphate de l'eau dans laquelle le sédiment est agité étant nulle au début de chaque expérience, la solubilisation est alors maximum. Ces phosphates solubles plus ou moins facilement dans l'eau, représentent la part maximum de phosphate minéral qui pourra éventuellement être utilisée par les organismes. Sur 12 échantillons provenant de l'ensemble de la lagune, le pourcentage de phosphore solubilisable dans l'eau par rapport au phosphore total du sédiment (P_p), soit P_l/P_p, est voisin de 10 %. La part de phosphate libérable hydrosoluble est donc faible et est difficilement mise en solution dans des conditions d'oxygénation normales. Ce phosphate pourra être libéré dans les deux conditions particulières suivantes :

(1) *En eau peu profonde stratifiée, en période de calme*, où l'apport d'éléments nutritifs en provenance du fond ne se fera que par diffusion moléculaire, la forte production primaire généralement observée (PAGES et LEMASSON, 1980) épuise rapidement les éléments nutritifs de la couche euphotique ; les

gradients verticaux d'éléments nutritifs seront maximums et la diffusion de ces éléments à partir de l'eau interstitielle sera importante, permettant à la production primaire de se poursuivre. A la station A₁ (fig. 3), on observe ainsi des gradients de phosphate et d'ammoniaque très forts au voisinage du fond, la diffusion du phosphate représentant 70 % de l'assimilation par le phytoplancton (tabl. VII). Si la stratification dure plusieurs jours (cas fréquent en fin de saison sèche lorsque les vents sont insuffisants pour engendrer un mélange vertical des eaux) l'oxydation de la matière organique abondante qui sédimente désoxygène les couches inférieures et l'on trouve des conditions anoxiques avec un pH plus faible que précédemment. Il s'ensuit une solubilisation accrue des phosphates libérables, en milieu acide ; les phosphates solubles dans l'acide sont en effet beaucoup plus abondants que les phosphates seulement hydrosolubles et représentent 28 % en moyenne du phosphore total du sédiment. Si une homogénéisation de la colonne se produit, il y aura un brusque apport d'éléments nutritifs et eutrophisation du milieu. Au contraire la présence d'eau suffisamment oxygénée dans les couches du fond

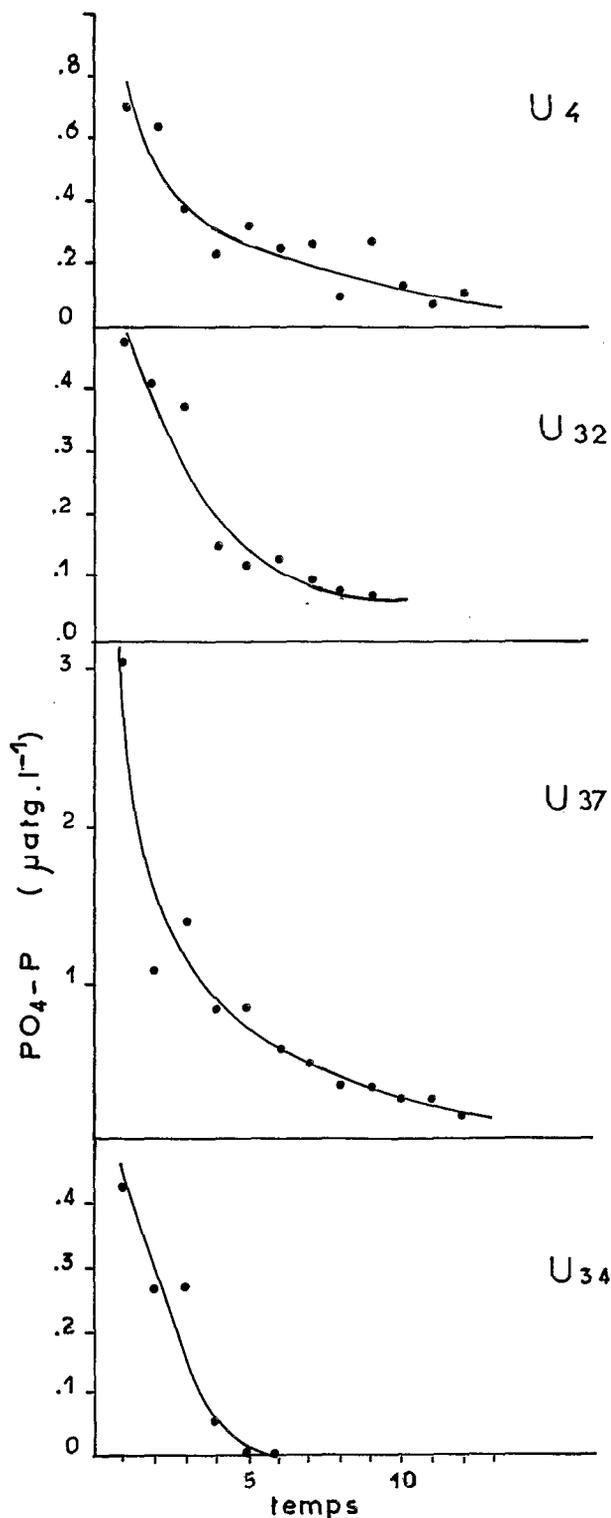


Fig. 4. — Phosphate hydrosoluble (moyenne de deux mesures) à quelques stations (cf. tableau VI). Chaque unité de temps représente un intervalle de 10 minutes.

Hydrosoluble phosphate (two measurements averaged) at some stations (see table VI). Time unit: 10 minutes.

empêche la libération du phosphate (MORTIMER, 1941 et 1942). Ce processus ne peut en fait jouer pleinement que dans les eaux dont le pH peut décroître de façon notable c'est-à-dire où la proportion d'eau de mer est insuffisante pour tamponner le milieu, soit dans les parties occidentales et orientales (zones I, V et VI) où la salinité est faible.

(2) *En eau peu profonde mais avec turbulence due aux vents et aux courants*, il y a remise en suspension de la couche superficielle du sédiment d'où mélange des éléments de l'eau interstitielle et mise en solution d'une partie du phosphate hydrosoluble des particules. La remobilisation des sédiments est probable, comme le montre TASTER (1979). Elle se produit dans les chenaux pour des courants dont les vitesses sont supérieures à 0,15 à 0,70 cm.s^{-1} (selon les caractéristiques du sédiment) à 1 mètre du fond, vitesses qui sont fréquemment observées. Cette remise en suspension demanderait à être étudiée plus particulièrement.

3.5. Détermination des coefficients de diffusion

(a) Sédiment sableux en milieu aérobie (station Z)

Le pH des eaux recueillies par siphonage a peu varié au cours de l'expérience (voisin de 8,3). Les quantités de phosphore minéral libéré en fonction du temps ne montrent pas un sens de variation bien défini. Par contre si l'on considère le phosphore total libéré (P organique dissous + P minéral dissous + P particulaire) on obtient une courbe décroissante en fonction du temps (fig. 5).

Il est possible que le phosphate minéral libéré ait été absorbé, soit par les hétérotrophes, soit par le phytoplancton benthique, malgré les précautions prises : eau filtrée sur filtre de 0,45 μm et tubes à incubation à l'abri de la lumière.

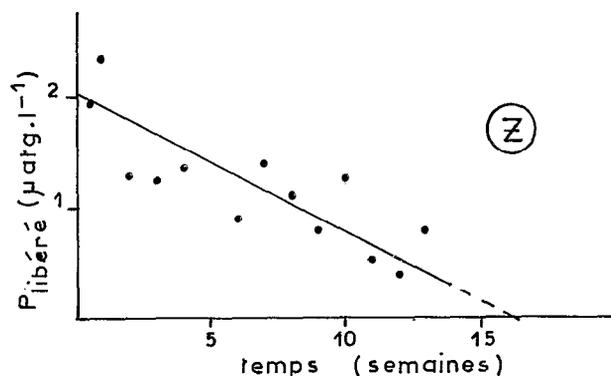


Fig. 5. — Phosphore libéré par le sédiment, en milieu aérobie. Deux siphonnages et deux remplissages étaient effectués chaque semaine.

Phosphorus released by sediment, in aerobic environment. Two emptyings and two fillings completed each week.

Il existe une corrélation hautement significative entre le phosphore total libéré et le temps : $r_s = -0,784^{**}$ ($P > 1\%$ pour $n = 13$). La courbe de régression peut être assimilée à une droite et l'équation de l'axe majeur réduit est :

$$\begin{aligned} \text{P total libéré} &= -0,128.t + 2,05 \quad (1) \\ t &: \text{en semaines} \\ \text{P total libéré} &: \text{en } \mu\text{atg.l}^{-1} \end{aligned}$$

Le flux moyen est de $2,03 \cdot 10^{-8} \mu\text{atg.cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. En extrapolant la courbe on peut estimer le phosphore total libérable à $0,20 \mu\text{atg.cm}^{-2}$, valeur du même ordre de grandeur que celles obtenues sur d'autres sédiments (tabl. VI).

Pour le calcul du coefficient de diffusion moléculaire, D , on considère que les gradients horizontaux sont négligeables à l'échelle considérée. Après 101 h d'incubation, en prenant la concentration moyenne de l'eau susjacente entre le premier remplissage ($\text{PO}_4 - \text{P} = \mu\text{atg.l}^{-1}$) et le soutirage consécutif ($\text{P total libéré} = 2,81 \mu\text{atg.l}^{-1}$), et en prenant la concentration de l'eau interstitielle au début de l'expérience on obtient :

$$D = 1,64 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$$

(b) *Sédiment sablo-vaseux en milieu anaérobie (station V)*

Le pH décroît au cours de l'incubation et devient voisin de 7,4. Les quantités de $\text{PO}_4 - \text{P}$ libéré en fonction du temps suivent une loi logarithmique. Pour le phosphore total, dissous et particulaire, on a une régression linéaire (fig. 6). Par extrapolation on peut estimer que le phosphore hydrosoluble est totalement libéré en 16,6 semaines, soit une durée voisine de celle obtenue pour le sédiment aérobie ;

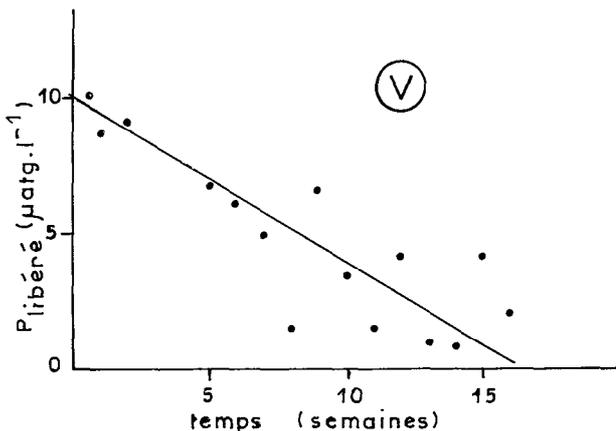


Fig. 6. — Phosphore libéré par le sédiment, en milieu anaérobie (mêmes conditions que pour la fig. 5).

Phosphorus released by sediment, in anaerobius environment (conditions as for fig. 5).

par contre la quantité de phosphore libérable est plus grande : $1,35 \mu\text{atg.cm}^{-2}$ contre $0,20 \mu\text{atg.cm}^{-2}$ dans le cas précédent. En coordonnées semi-log qui normalise la distribution, la corrélation est très hautement significative :

$$r = -0,85^{***} \text{ pour } n = 15 \quad (0,1\% < P)$$

L'équation de la courbe d'ajustement est :

$$\text{P total libéré} = -3,13 \cdot \text{Ln } t + 11,62 \quad (2)$$

Le flux moyen est de $13,45 \cdot 10^{-8} \mu\text{atg.cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Comme précédemment on peut calculer le coefficient de diffusion D :

$$D = 46,7 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$$

Ces coefficients de diffusion sont de l'ordre de grandeur de ceux calculés par BRICKER & TROUP (1975) dans un sédiment vaseux (pour Cl^- : $3,0 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$). Avec un coefficient de diffusion de $4,0 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, McCaffrey (1980) obtient des flux de $20,8 \mu\text{mol.cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ pour PO_4^{-3} et de $220 \cdot 10^{-6} \mu\text{mol.cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ pour NH_4 . KAMP-NIELSEN (1974) a mesuré un coefficient de diffusion plus faible ($0,06 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ dans des conditions anaérobies) qui est du même ordre de grandeur que celui trouvé par STUMM & LECKIE (1970), avec $D < 10^{-6}$; TESSENOW (1972) obtient un coefficient, dans un sédiment très organique d'un lac de la Forêt Noire, de $0,44 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (échange anaérobie de phosphate). Nous constatons que la gamme de valeurs de ces coefficients est très large ; comme le fait remarquer KAMP-NIELSEN (1974), la valeur de D dépend beaucoup de la détermination du gradient de concentration : il est effectivement difficile d'évaluer ces gradients au niveau de l'interface et il n'existe aucune normalisation de la méthode.

ÉVALUATION DE L'ÉPAISSEUR DE LA COUCHE DIFFUSANTE

On peut évaluer l'épaisseur de la couche de sédiment qui a libéré le phosphate à partir des résultats précédents. D'une part connaissant la quantité totale de phosphore libéré dans l'eau surnageante et la quantité totale de phosphore libérable (hydrosoluble) par gramme de sédiment (tabl. VIII), d'autre part en prenant une densité moyenne de 1,6 pour le sédiment et une teneur en eau de 70 %, on obtient une épaisseur de la couche de diffusion qui est voisine de 2,7 cm pour le sédiment anaérobie et de 0,2 cm pour le sédiment aérobie. Ces chiffres sont des valeurs minimums, car dans le calcul on admet que la couche dont on a calculé l'épaisseur est épuisée en phosphore, ce qui est faux puisqu'il s'établit en fait une diffusion des couches profondes vers les couches supérieures ; par

TABLEAU VIII

Phosphore libéré dans l'eau au cours des expériences au laboratoire (P en $\mu\text{atg}\cdot\text{g}^{-1}$). P total : concentration en phosphore du sédiment obtenu par la méthode au persulfate; P_t : phosphate hydrosoluble; ΣP : phosphore libéré (en μatg) au cours de l'expérience en incubation au laboratoire. Surface du sédiment : $78,5 \text{ cm}^2$

Phosphorus released in the water during laboratory experiments (P in $\mu\text{atg}\cdot\text{g}^{-1}$). P total: sediment phosphorus concentration measured by persulfate method; P_t : hydrosoluble phosphate; ΣP : released phosphorus (μatg) during laboratory incubation experiment. Sediment area: $78,5 \text{ cm}^2$

Station	$P_{\text{total}}\cdot\text{g}^{-1}$	$P_t\cdot\text{g}^{-1}$	ΣP libéré
V.....	7,94	1,03	105,77
Z.....	8,84	1,15	14,00

ailleurs, ces chiffres peuvent être également sous-estimés car la teneur en eau du sédiment est souvent beaucoup plus importante et peut atteindre 2000 % pour certaines vases organiques (TASTET, 1979).

On peut également évaluer l'épaisseur de la couche de sédiment où se produit un transport par diffusion en utilisant la relation suivante (BRICKER et TROUP, 1975) :

$$e = \sqrt{D \cdot t}$$

e : épaisseur de la couche de diffusion, en centimètres.

t : temps, en secondes.

D : coefficient de diffusion, en $\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$.

On obtient ainsi, dans le cas du sédiment sableux en milieu aérobie, sur une période d'un mois, une épaisseur de 6,5 cm, et pour le sédiment vase-sableux en milieu anaérobie, une épaisseur de 35 cm, valeurs très voisines de celles obtenues dans la baie de Chesapeake (BRICKER et TROUP, 1975).

L'épaisseur du sédiment qui participe à la diffusion est plus faible dans les eaux aérobies, les phosphates étant fixés sur les sels de fer abondants en lagune Ébrié (TASTET, 1979) et difficilement libérés; l'existence d'une couche oxydée à l'interface inhibe en effet l'échange eau-sédiment à cause des réactions de coprécipitation (MORTIMER, 1941).

3.6. Évaluation de la diffusion sur l'ensemble de la lagune

Il est hasardeux d'essayer d'évaluer la diffusion sur l'ensemble de la lagune où, nous l'avons vu, la nature du sédiment est très variable puisque l'on trouve aussi bien des vases très fines que des sables grossiers. Faute d'avoir une carte précise de la

répartition du sédiment en fonction de sa granulométrie et de la nature des milieux (aérobies ou non) au niveau de l'interface, et ignorant les coefficients de diffusion pour tous les types de sédiments associés à diverses conditions d'oxygénation, nous ferons une évaluation de la diffusion dans le cas où elle est minimum (sédiment sableux aérobie).

La plus grande partie des eaux au voisinage du fond de la lagune étant aérobies, on choisira un coefficient de diffusion moyen D de $1,64 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$ pour l'ensemble de la lagune permettant de calculer la quantité de phosphate diffusé à quelques stations (tabl. VIII). Par contre, dans certaines dépressions où l'on trouve des conditions anoxiques on utilisera le coefficient le plus fort; les apports de $\text{PO}_4\text{-P}$ seront dans ces conditions plus de 25 fois plus importants. Les valeurs obtenues vont de $4 \cdot 10^{-3}$ à près de $100 \cdot 10^{-3} \mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, chiffres proches de ceux de la baie de Chesapeake (BRAY *et al.*, 1973) où se produit un flux de libération de phosphate à travers l'interface de $1,29 \cdot 10^{-3} \mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. En revanche les taux d'échange dans le lac Esrom (KAMP-NIELSEN, 1975) varient entre un taux de fixation de $1,08 \cdot 10^{-3} \mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ et un taux de libération de $2,16 \cdot 10^{-3} \mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ pour le phosphate. Dans les eaux côtières de la région de New York des flux de phosphate de $2 \cdot 10^{-3} \mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ont été mesurés (ROWE *et al.*, 1975). Si l'on retient le même coefficient de diffusion que pour le phosphate ($1,64 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$) les flux d'ammoniaque varient de $1,15 \cdot 10^{-4}$ à $1,03 \cdot 10^{-2} \mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ valeur du même ordre de grandeur que celle obtenue dans la baie de La Jolla (Californie) : $3,6 \cdot 10^{-3} \mu\text{atg}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1} \text{ NH}_4^+$ (HARTWIG, 1976).

Pour que le phytoplancton de la couche euphotique puisse profiter de cet apport en éléments nutritifs il faut, outre la diffusion qui enrichit l'eau au niveau du fond, qu'il y ait mélange turbulent sur toute la couche d'eau, état qui se produit sous l'action du vent et des courants. En régime stable en effet les coefficients de mélange qui sont alors les coefficients de diffusion moléculaire, sont insuffisants pour provoquer l'enrichissement des couches superficielles; dans une fosse de la partie orientale (st. F) VARLET (1979) a déterminé comme limite supérieure de K_z , coefficient de diffusion verticale, une valeur de $1 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$, alors qu'en pleine eau et en régime turbulent dans la zone urbaine d'estuaire GALLARDO (1978) a trouvé :

$$K_z = 0,01 \text{ à } 1 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1} \text{ (morte eau)}$$

$$K_z = 5 \text{ à } 50 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1} \text{ (vive eau)}$$

Dans la même zone VARLET (1979) a trouvé des K_z voisins de 17 à $33 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$. Ces chiffres sont dans la gamme des valeurs de WOLLAST (1974) qui donne des valeurs de 1 à $100 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$ comme constante de mélange.

On constate donc que s'il n'y a pas turbulence il n'y aura pas d'homogénéisation de la colonne d'eau, ce qui se produit dans les dépressions et fosses, en général anoxiques, où la diffusion moléculaire est prépondérante par rapport à la diffusion turbulente.

Dans certains cas l'essentiel de la demande en phosphore et en azote provient du sédiment (Narragansett Bay (HALE, 1974) ; New York Bight (ROWE *et al.*, 1975)). Dans la baie de La Jolla 10 % du phosphore utilisé par le phytoplancton provient du sédiment (HARTWIG, 1976) ; dans le cas de la lagune l'apport de phosphore par le sédiment peut dans certains cas (baies fermées d'Adiopodoumé et de Biétri ; tabl. VIII) représenter jusqu'à 300 % de l'assimilation du phytoplancton, ce qui signifie qu'il y a un transfert net d'éléments nutritifs en dehors de ces baies.

4. CONCLUSION

Les sédiments, en lagune Ébrié, peuvent être considérés comme un réservoir d'éléments nutritifs pour les micro-organismes. Les fortes teneurs en matériel organique particulaire, parfois supérieures à 30 % dans les vases, permettent, sous l'effet d'une intense activité bactérienne, un enrichissement en sels dissous des eaux interstitielles. La libération de ces éléments peut alors se faire suivant des mécanismes de diffusion différents :

— en régime stable et non turbulent, elle se fera par diffusion moléculaire entre le sédiment et les eaux sus-jacentes les coefficients de diffusion (d'un ordre de grandeur allant de 10^{-4} à 10^{-5} $\text{cm}^2.\text{s}^{-1}$) étant alors fonction principalement des concentrations en éléments dissous au niveau de l'interface ; ce processus se rencontrera surtout dans les eaux

calmes, c'est-à-dire dans les baies et extrémités orientales et occidentales et/ou pendant les périodes de vent faible. Si dans certaines zones l'apport par diffusion moléculaire excède largement les besoins des micro-organismes (plus de 3 fois en baie d'Adiopodoumé), en revanche dans les zones où le système est en équilibre (zone VI) le sédiment a plutôt un rôle « tampon » : l'apport par le sédiment est équivalent à l'absorption par les micro-organismes (tabl. VIII) et, puisque l'on est à l'équilibre, on peut estimer que cette exportation hors du sédiment est compensée par une sédimentation au moins équivalente. Avec le coefficient de diffusion retenu ($D = 1,64.10^{-5}$ $\text{cm}^2.\text{s}^{-1}$) la quantité de phosphate libéré n'est que de 35.10^3 $\text{kg}.\text{an}^{-1}$ P, valeur relativement faible comparée aux apports par la pluie qui sont de 131.10^3 $\text{kg}.\text{an}^{-1}$ (LEMASSON et PAGES, 1981) et à la production primaire journalière voisine de 17.10^3 kg P (PAGES et LEMASSON, 1980), mais qui est toutefois une valeur minimum ;

— en régime instable, c'est-à-dire sur les fonds soumis à des turbulences dues aux courants ou aux mélanges causés par les vents, le phénomène de diffusion prépondérant est celui dû à la remise en suspension de la couche superficielle sédimentaire, entraînant de ce fait le mélange des eaux interstitielles avec les eaux sus-jacentes et la solubilisation d'une partie des éléments adsorbés sur les particules.

Pour évaluer ce second processus il reste alors à connaître les relations vitesse du courant/ Z_s et vitesse du vent/ Z_s , Z_s étant l'épaisseur du sédiment remis en suspension ; ces relations permettraient de relier les apports dus aux sédiments aux phénomènes hydrodynamiques et météorologiques.

*Manuscrit reçu au Service des Éditions de l'O.R.S.T.O.M.,
le 30 septembre 1981.*

BIBLIOGRAPHIE

- ARRHENIUS (G.), 1950. — Carbon and nitrogen in subaquatic sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1 : 15-21.
- BRAY (J. T.), BRICKER (O. P.) and TROUP (B. C.), 1973. — Phosphate in interstitial waters on anoxic sediments : oxidation effects during sampling procedure. *Science*, 180 : 1362-1364.
- BRICKER (O. P.) and TROUP (B. N.), 1975. — Sediment-water exchange in Chesapeake Bay. In : CRONIN (Ed.), *Estuarine Research* : 3-27.
- DEBYSER (J.), 1955. — Étude sédimentologique du système lagunaire d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *Revue de l'I.F.P.* (5) : 319-334.
- DEBYSER (J.), 1959. — Contribution à l'étude géochimique des vases. *Thèse Sc. Nat.*, Paris. Publ. Inst. Fr. Pétr., 1961, 251 p., 18 fig., 3 tabl.
- DUURSMA (E. K.), 1961. — Dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus in the sea. *Neth. J. Sea Res.*, 1 (1, 2) : 1-147.
- GALLARDO (Y.), 1978. — Asymetry and anomaly of circulation and vertical mixing in the branching of a lagoon-estuary. In : J. C. NIHOUL (Ed.), *Hydrodynamics of estuaries and fjords*, Elsevier Publ. : 197-206.
- GESSNER (F.), 1960. — Untersuchungen über den Phosphatgehalt des Amazonas. *Intern. Rev. gesamt. Hydrobiol.*, 45 : 339-345.
- GORDON (D. C.) Jr, 1971. — Distribution of particulate organic carbon and nitrogen at an oceanic station in the Central Pacific. *Deep-Sea Res.*, 18 : 1127-1134.
- GREAVES (C.) and SCHWARTZ (H.), 1952. — The chemical utilization of wood. *Dep. Resour. Dev. For. Branch*, Ottawa, Ont. 28 p.

- HALE (S. S.), 1974. — The role of benthic communities in the nutrient cycles of Narragansett Bay. Thesis (M. S.), Univ. Rhode Island, Kingston, Rhode Island, 123 p.
- HARTWIG (E. O.), 1976. — The impact of nitrogen and phosphorus release from a siliceous sediment on the overlying water. In : WILEY (Ed.), *Est. Processes*, N.Y. Acad. Press : 103-107.
- HILDEBRAND (E. L.), 1977. — Mangrove sediments in South Florida : soluble organic carbon and the growth physiology of an epipellic diatom. Theses (M. S.), Univ. Miami, 171 p.
- KAMP-NIELSEN (L.), 1974. — Mud-water exchange of phosphate and other ions in undisturbed sediment cores and factors affecting the exchange rates. *Arch. Hydrobiol.* 73, 2 : 218-237.
- KAMP-NIELSEN (L.), 1975. — Seasonal variation in sediment-water exchange of nutrient ions in Lake Esrom. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19 : 1057-1065.
- KLINGE (H.) and RODRIGUES (W. A.), 1968. — Litter production in an area of Amazonian Terra Firme Forest. Part I. Litter-fall, organic carbon and total nitrogen contents of litter. *Amazoniana*, 1 (4) : 287-302.
- LAUDELOUT (H.) and MEYER (J.), 1955. — Les cycles d'éléments minéraux et de matière organique en forêt équatoriale congolaise. In : Trans. 5th int. Congr. Soil Sci., Léopoldville 1954, vol. 2 : 267-272.
- LE BORGNE (R.) et DUFOUR (P.), 1979. — Premiers résultats sur l'excrétion et la production du zooplancton de la lagune Ebrié. *Doc. Sci. C.R. O. Abidjan*, 10 (1) : 1-39.
- LEMASSON (L.), CRÉMOUX (J.-L.) et MONTEL (Y.), 1977. — Analyse des rapports C/N/P du seston dans la partie orientale de l'Atlantique équatorial. *Mar. Chem.*, 5 : 171-181.
- LEMASSON (L.) et PAGÈS (J.), 1980. — Inorganic phosphate uptake in a Brackish Tropical Lagoon. *Estuar. Coast. Mar. Sc.*, 11 : 547-561.
- LEMASSON (L.), PAGÈS (J.), DUFOUR (P.) et CRÉMOUX (J.-L.), 1981. — Matière organique particulière et biomasse dans une lagune tropicale. *Rev. Hydrobiol. trop.* 14 (3) : 191-212.
- LEMASSON (L.) et PAGÈS (J.), 1980. — Méthodes simples de détermination du CO₂ total et du carbone organique dissous en eau saumâtre. *Doc. Sci. C.R.O. Abidjan.* 6 (4) : 27-36.
- LEMASSON (L.) et PAGÈS (J.), 1982. Apports de phosphore et d'azote par la pluie en zone tropicale (Côte d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. trop.*, 15 (1) : 9-14.
- MAHEUT (I.) et DOMMERGUES (Y.), 1960. — Les teckeraies de Casamance. *Bois, Forêts Trop.*, 70 : 25-42.
- Mc CAFFREY (R. J.), 1980. — The relation between pore water chemistry and benthic fluxes of nutrients and manganese in Narragansett Bay, Rhode Island. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (1) : 31-44.
- MENZEL (D.) and CORWIN (J.), 1965. — The measurement of total phosphorus in sea-water based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. *Limnol. Oceanogr.*, 10 (2) : 280-282.
- MORTIMER (C. H.), 1941-1942. — The exchange of dissolved substances between mud and Sater in lakes. *J. Écol.*, 29 (2) : 280-329 ; 30 (1) : 147-201.
- NYE (P. H.), 1961. — Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. *Pl. Soil*, 12 (4) : 333-346.
- PAGÈS (J.), LEMASSON (L.) et DUFOUR (P.), 1979. — Éléments nutritifs et production primaire dans les lagunes de Côte d'Ivoire : cycle annuel. *Doc. Sci. C.R.O. Abidjan*, 5 (1) : 1-60.
- PAGÈS (J.) et LEMASSON (L.), 1981. — Mesure de la production primaire dans une lagune tropicale. III : Bilan de la production par la méthode au 14C. *Rev. Hydrobiol. trop.* 14 (3) : 213-222.
- POCKLINGTON (R.), 1976. — Terrigenous organic matter in surface sediments from the Gulf of St-Lawrence. *J. Fish. Res. Bd Canada*, 33 (1) : 93-97.
- POMEROY (L. R.), SMITH (E. E.) and GRANT (C. M.), 1965. — The exchange of phosphate between estuarine water and sediments. *Limnol. Oceanogr.* 10 (2) : 167-172.
- PROUDMAN (J.), 1953. — Dynamical Oceanography. Methuen, London, 405 p.
- ROWE (G. T.), CLIFFORD (C. H.), SMITH (K. L.) Jr and HAMILTON (P. L.), 1975. — Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. *Nature*, 255 : 215-217.
- SANNING (D. E.), 1967. — Phosphorus determination. A method of evaluation water and sewage works, 131-133.
- STRICKLAND (J. D.) and PARSONS (T. R.), 1968. — A practical handbook of sea-water analysis. *Bull. Fish. Res. B Canada*, 167.
- STUMM (W.) and LECKIE (J. O.), 1970. — Phosphate exchange with sediments : its role in the productivity of surface waters. Proc. Fifth Int. Water Pol. Res. Conf.
- TASTET (J.-P.), 1974. — L'environnement physique du système lagunaire Ebrié. Univ. Abidjan, série Doc., 11, 27 p., 58 fig.
- TASTET (J.-P.), 1979. — Environnements sédimentaires et structuraux quaternaires du littoral du Golfe de Guinée (Côte d'Ivoire, Togo, Benin). Thèse, Univ. Bordeaux, 212 p., 127 fig.
- TESSENOW (U.), 1972. — Lösungs-, Diffusions- und Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten. I. Ein Lang. Zeitexperiment unter aeroben und anaeroben Bedingungen in Fließgleichgewicht. *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)*, 38 : 353-398.
- VARLET (F.), 1978. — Le régime de la lagune Ebrié. *Trav. Doc. O.R.S.T.O.M.*, n° 83, 162 p., 110 fig.
- WAKSMAN (S. A.), 1933. — On the distribution of organic matter in the sea bottom and the chemical nature and origine of marine humus. *Soil Sci.*, 36 : 125-147.
- WOLLAST (R.), 1974. — In : E. GOLDBERG (Ed.), *The Sea*, vol. 2, Wiley, New York.