

# Étude préliminaire sur les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment au sein de la retenue d'Al Massira (Maroc)

Preliminary study of phosphorus exchange at the sediment-water interface in Al Massira reservoir (Morocco)

M. ALAOUI MHAMDI<sup>1</sup>, L. ALEYA<sup>2\*</sup>, S. RACHIQ<sup>3</sup> et J. DEVAUX<sup>2</sup>

Reçu le 23 décembre 1992, accepté le 15 octobre 1993\*\*.

## SUMMARY

Phosphorus exchange at the sediment-water interface was studied in the Al Massira reservoir. This reservoir, located on the Oum Errbia river, is the most important freshwater resource in Morocco. It provides drinking water to the whole population of Casablanca and contributes to farming and to the functioning of several industrial plants. Our investigations were made in October 1991 and coincided with low oxygen concentrations in the deep layers. The measurements of phosphorus exchange have been made *in situ* with a benthic chamber device.

The results showed that these exchanges were regulated by a combination of the physical chemical variability of the environment and the geological composition of the catchment basin.

The pH, which permanently exceeded 7 in Massira, suggests that calcium-bound phosphorus was primarily  $\text{CaHPO}_4$ . Moreover, given the high phosphorus inputs into the reservoir (570 tonnes. year<sup>-1</sup>), and despite the fact that, as soon as it reached the reservoir, a large fraction of this element was associated with calcium, it's likely that the Massira reservoir is subject to eutrophication.

In low oxygenated deep layers, we observed an increase in particulate phosphorus concentrations of the overlying water, due to the simultaneous presence of calcium-phosphorus, iron-phosphorus and manganese-phosphorus forms. Under anoxic conditions, the reduction of these complexes resulted in an increase of phosphorus concentrations.

1. Université Sidi Mohamed Ben Abdellah Faculté des Sciences-Dhar El Mehrez, département de Biologie, BP 1796 (Fès-Atlas) Maroc.
2. Université Clermont II Groupe de Zoologie et de Protistologie, URA CNRS : 138, 63177 Aubière Cedex.
3. Université Sidi Mohamed Ben Abdellah Faculté des Sciences-Saïs, département de Biologie, Fès, Maroc.

\* Correspondance.

\*\* Les commentaires seront reçus jusqu'au 15 janvier 1995.

Bacterial cell numbers and total phosphorus concentrations showed a comparable temporal behaviour. This would suggest that attached bacteria contributed at least partially to the total particulate phosphorus concentrations.

We suggest that a drastic control of phosphorus inputs into the waters must be done through a program of dephosphorylation of tributaries to avoid the dissociation of calcium-, iron-, manganese-bound phosphorus with release upwards of bioavailable phosphorus.

Key-words : *reservoir, exchanges, sediment, phosphorus, bacteria, eutrophication.*

## RÉSUMÉ

Les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment ont été étudiés dans la retenue Al Massira. La campagne de prélèvements a été menée pendant la faible oxygénation des eaux profondes au mois d'octobre 1991. Les mesures des échanges de phosphore ont été réalisées *in situ* en chambre benthique.

Les valeurs de pH sont élevées et reflètent clairement l'influence de la nature géologique du bassin versant sur la composition chimique des eaux. Ce bassin versant, formé essentiellement de roches sédimentaires calcaires est vraisemblablement à l'origine des concentrations élevées en calcium mesurées dans les chambres benthiques.

En période de faible oxygénation, on note une augmentation des teneurs en phosphore particulaire dans les eaux surnageantes en raison de la présence de complexes calcium-phosphore, fer-phosphore et manganèse-phosphore.

En période d'anoxie, la réduction de ces complexes est accompagnée d'une augmentation des teneurs en phosphore.

La densité bactérienne et la concentration en phosphore total et notamment en orthophosphates suivent une évolution temporelle comparable. Une fraction non négligeable du phosphore particulaire serait liée aux bactéries.

Des mesures drastiques de déphosphatation du tributaire Oum Errbia doivent être prises pour éviter la dissociation des complexes Ca, Fe, Mn-Phosphore et le relargage de phosphore biodisponible.

Mots clés : *retenue, échanges, sédiment, phosphore, bactéries, eutrophisation.*

## 1 - INTRODUCTION

La retenue d'Al Massira (Maroc) constitue pour les collectivités locales, une richesse naturelle dont les potentialités économiques sont très variées. Ainsi, ce lac de barrage représente une importante réserve d'eau à vocation d'adduction publique, d'irrigation et une source considérable d'énergie hydroélectrique. Toutefois, des signes d'eutrophisation progressive de cet écosystème commencent à être détectés (ABOUZAID et FOUTLANE, 1986 ; ABOUZAID *et al.*, 1987). En particulier, la rivière affluente (Oum Errbia) qui reçoit, tout au long de son cours amont, les rejets de nombreuses commu-

nautés urbaines, injecte dans ce réservoir d'importantes quantités de phosphore. Par ailleurs, le rôle déterminant de cet élément chimique dans les processus d'eutrophisation affectant les écosystèmes aquatiques a été mis en évidence depuis plus de vingt ans (VOLLENWEIDER, 1968 ; SCHINDLER et FEE, 1974 ; HECKY et KILHAM, 1988). Plus précisément, une majeure partie du phosphore entrant dans le lac s'enfonce dans les couches hypolimniques et se retrouve à terme piégée par le sédiment. Au cours de la stratification thermique des eaux et à la faveur de mouvements d'eau, des concentrations non négligeables de phosphore hypolimnique sont mises à la disposition des producteurs primaires au sein de la zone trophogène et contribuent de ce fait au déterminisme des séquences d'apparition des phytoplanctons (SOMMER *et al.*, 1986 ; ALEYA, 1992). En conséquence, l'étude des échanges de phosphore au niveau de l'interface eau-sédiment revêt une importance primordiale dans la perspective d'une restauration des écosystèmes tant fluviaux (DESSERTY *et al.*, 1982) que lacustres eutrophes (GAILLARD *et al.*, 1987 ; PHILIPPE, 1989) et hypereutrophes (ALAOUI *et al.*, 1994). Ce processus est contrôlé par divers facteurs physiques, chimiques et biologiques (BOSTRÖM *et al.*, 1982 ; SCHINDLER *et al.*, 1987, ALAOUI *et al.*, 1994, DEVAUX, 1993).

Par ailleurs, et à notre connaissance, il semble que les données relatives au couplage densité bactérienne-phosphore au sein des chambres benthiques en milieu lacustre sont rares (GÄCHTER *et al.*, 1988). Dans ce cadre, et afin de contribuer à la détermination des facteurs responsables de l'eutrophisation progressive de la retenue d'Al Massira, nous nous proposons, dans ce travail à caractère préliminaire, d'étudier les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment au sein de cette retenue.

## 2 – MATÉRIELS ET MÉTHODES

### 2.1 Site d'étude

La retenue du barrage d'Al Massira construit sur l'Oum Erbia (*fig. 1*), a été mise en eau en 1979. Les principales caractéristiques de la retenue sont résumées dans le tableau 1.

- Flux d'éléments nutritifs

– Les flux mensuels de l'azote à l'entrée de la retenue varient de 5,7 tonnes. mois<sup>-1</sup> au mois de décembre 91 à 1 054 tonnes. mois<sup>-1</sup> au mois de mars 91 lors des rejets des sucreries situées en amont de la retenue. Les flux de sortie sont largement inférieurs à ceux mesurés à l'entrée variant de 0,37 tonnes. mois<sup>-1</sup> au mois de février 91 à 124 tonnes mois<sup>-1</sup> au mois de décembre 91.

A l'échelle annuelle, la différence entre les apports (3 195 tonnes) et les exports (701 tonnes) permet de conclure à une très importante élévation de la charge interne en azote de la retenue.

**Tableau 1** Caractéristiques morphométriques et hydrobiologiques de la retenue d'Al Massira (D'après ABOUZAID et FOUTLANE, 1987). S = surface ; F = fond.

**Table 1** Morphometric and hydrobiological characteristics of the reservoir Al Massira (ABOUZAID et FOUTLANE, 1987). S = surface ; F = Bottom.

Paramètres	Niveaux de mesure	Valeurs
Surface du bassin versant (Km <sup>2</sup> )		28 500
Profondeur maximale (m)		40
Profondeur moyenne à la côte normale (m)		20
Longueur (Km)		30
Côte normale (NGM)		285
Volume au niveau normal (m <sup>3</sup> )		2 800
Temps de résidence (mois)		10 à 42
Température de l'eau (°C)	S	12,1 – 26,2
	F	13 – 23,5
pH	S	8,05 – 9,1
	F	7,3 – 8,4
Oxygène dissous (mg.O <sub>2</sub> .l <sup>-1</sup> )	S	4,5 – 11,5
	F	0 – 9
Nitrates (mg.N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .l <sup>-1</sup> )	S	0,4 – 9,84
	F	0,39 – 8,95
Phosphore total (mg.PT.l <sup>-1</sup> )	S	0,01 – 0,22
	F	0,01 – 0,14
Orthophosphates (mg.P – PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .l <sup>-1</sup> )	S	0 – 0,19
	F	0 – 0,69
Minéralisation totale (mg.l <sup>-1</sup> )	S	656 – 1 339
	F	594 – 1 227
Fer (mg.l <sup>-1</sup> )	S	0 – 0,31
	F	0,01 – 0,31
Manganèse (mg.l <sup>-1</sup> )	S	0 – 0,05
	F	0 – 0,47
Chlorures (mg.l <sup>-1</sup> )	S	229 – 410
	F	196 – 390
Secchi (m)		1,0 – 6,0
Biomasse du phytoplancton (µg.l <sup>-1</sup> )		900

– Les flux mensuels du phosphore à l'entrée du lac varient de 6,3 tonnes. mois<sup>-1</sup> au mois de mai à 197 tonnes. mois<sup>-1</sup> au mois de mars. L'analyse comparative de l'évolution des débits et des apports en phosphore total met en évidence l'existence d'une corrélation hautement significative ( $r = 0,876$  pour 10 ddl) entre les deux phénomènes. Cela suggère que le lessivage des sols constitue la source principale du flux d'apport en phosphore total. En valeur absolue, les flux mesurés en entrée de la retenue Al Massira sont généralement plus élevés que ceux observés dans les régions tempérées (ALEYA, 1992, ALEYA *et al.*, 1994). Toutefois, ces apports se font essentiellement en période de crues et sous forme particulaire, donc non biodisponible.

Les flux de sortie sont largement inférieurs à ceux mesurés à l'entrée variant de 2,6 tonnes. mois<sup>-1</sup> au mois d'avril à 7,1 tonnes. mois<sup>-1</sup> au mois de juin.

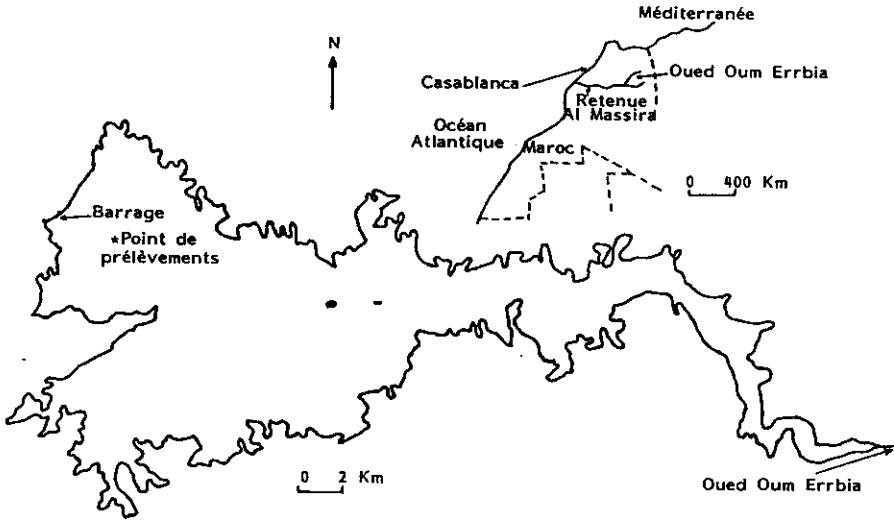


Figure 1 Localisation de la retenue d'Al Massira.

*Al Massira geographic location. \* corresponds to the sampling station considered in this work.*

A l'échelle annuelle la différence entre les apports (571 tonnes) et les exports (57 tonnes) permet de conclure à une très importante élévation de la charge interne en phosphore de la retenue.

– Les concentrations en  $P-PO_4^{3-}$  et P total mesurées au sein de la colonne d'eau 0-35 m sont résumées dans la figure (2).

- Température

La retenue Al Massira appartient au type des lacs monomictiques chauds. La valeur maximale de 27,9 °C a été enregistrée à la surface de la retenue en juillet 91 et la valeur minimale de 10 °C a été relevée à 35 m en février 91 (fig. 3a). Dès le mois de février, nous notons la mise en place d'une légère stratification thermique. Celle-ci est particulièrement marquée en période estivale. La période d'homothermie hivernale est limitée aux mois de décembre et janvier. En raison de la topographie du bassin versant, la retenue est peu protégée du vent. La persistance de celui-ci entraîne le plus souvent une homogénéisation de la température des couches superficielles.

- Oxygène

Les teneurs maximales en oxygène sont observées dans les premiers mètres en été et fluctuent entre 7,5 et 8,6 mg. l<sup>-1</sup> (fig. 3b). Dans l'hypolimnion, la valeur maximale de 6,7 a été enregistrée au mois de mai 91. Des quantités d'oxygène inférieures à 3 mg. l<sup>-1</sup> ont été rarement enregistrées ce qui explique probablement le rôle des nitrates dans le maintien des conditions oxygènes au fond.

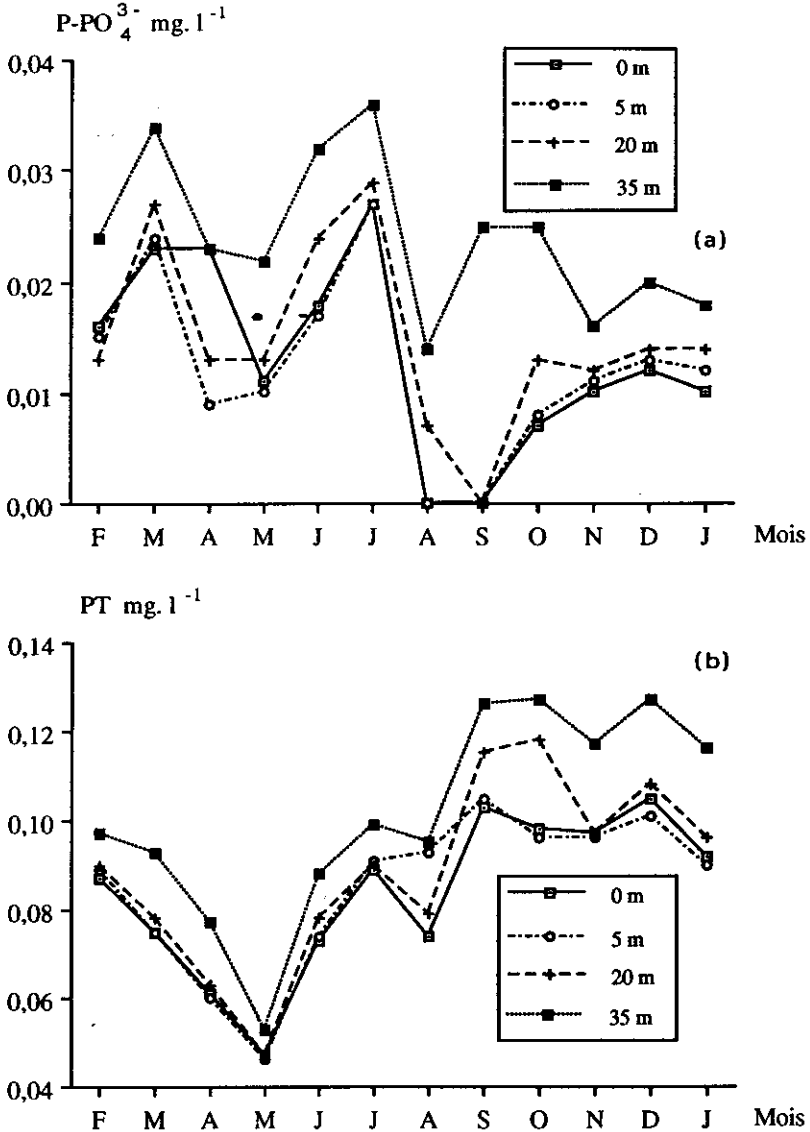


Figure 2 Distribution spatiotemporelle des concentrations en  $P-PO_4^{3-}$  (a) et en phosphore total (b) au sein de la colonne d'eau (0-35m).

*Spatial-temporal changes in (a)  $P-PO_4^{3-}$  and (b) total phosphorus concentrations throughout the water column (0-35m). Bottom : 35m.*

#### • pH

Les valeurs minimales, observées hors de la période estivale, sont légèrement supérieures à la neutralité. Le pH devient nettement basique dans l'épilimnion au moment des coissances phytoplanctoniques printanières et estivales où les valeurs dépassent 8,8 (fig. 3b).

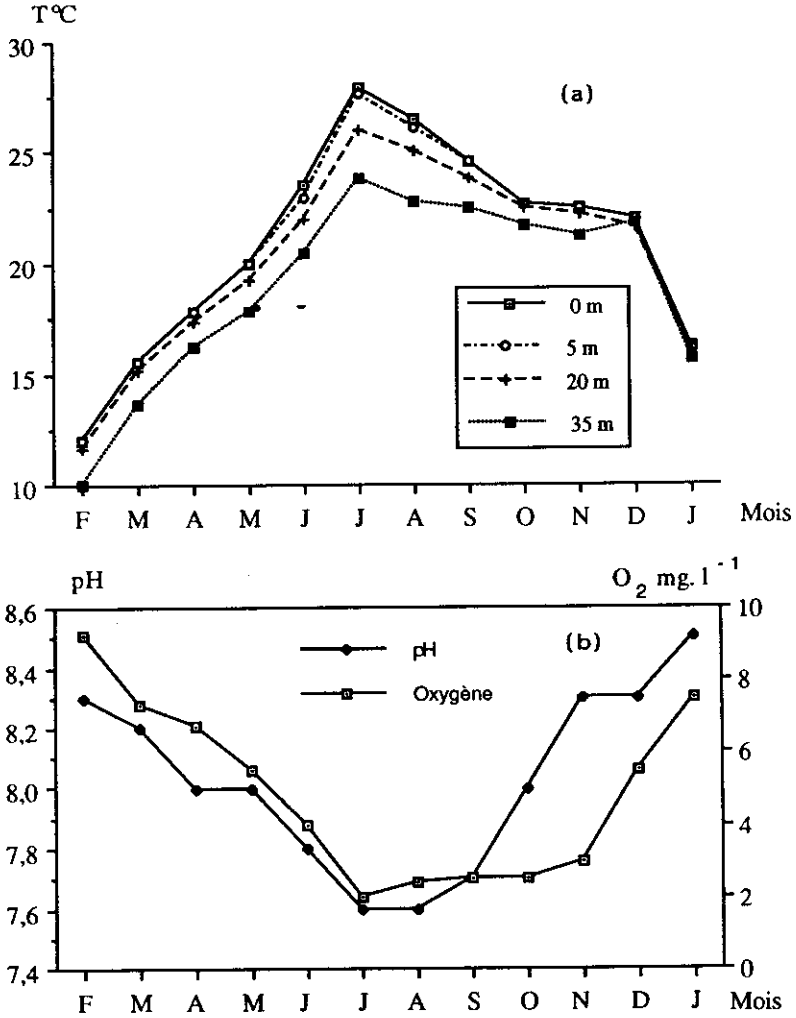


Figure 3 Distribution spatiotemporelle de la température (a), des valeurs du pH et des concentrations en oxygène (b) au sein de la colonne d'eau (0-35m).

*Spatial-temporal changes of (a) temperature, (b) pH and oxygen concentrations throughout the water column (0-35m). Bottom : 35m.*

## 2.2 Expérimentations

La mesure des potentialités de relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment a été réalisée in situ, en chambre benthique, méthode apparaissant comme l'une des plus appropriées à l'étude des flux diffusifs qui constituent le principal processus du transport du phosphore en zone profonde (HESSLEIN, 1980).

L'appareil utilisé (figs. 4, 5, ALAOUÏ *et al.*, 1993), construit par nous même a une surface au sol de 0,4 m<sup>2</sup> et un volume de 90 litres. Cette chambre benthique est largement inspirée des modèles employés lors d'études similaires, principalement en océanographie (HALL, 1984). Elle permet le prélèvement d'échantillons depuis l'embarcation grâce à la présence de deux tuyaux reliant l'intérieur de la chambre à la surface du lac où ils sont maintenus sur un flotteur. L'homogénéisation du volume d'eau emprisonnée dans la chambre benthique est assurée par un système d'agitation alimenté par batterie. La chambre a été déposée sur le sédiment, dans la zone centrale du lac. Six prélèvements hebdomadaires d'un volume variant de 500 à 1 000 ml ont été effectués au niveau de la chambre benthique après purge préalable de l'eau contenue dans le tuyau d'aspiration. Après chaque prélèvement, un volume d'eau égal, pris au fond, a été réinjecté pour éviter la formation de bulles.

Les mesures ont été réalisées au mois d'octobre 1991, en période de faible oxygénation (O<sub>2</sub> < 3 mg. l<sup>-1</sup>) des eaux profondes.

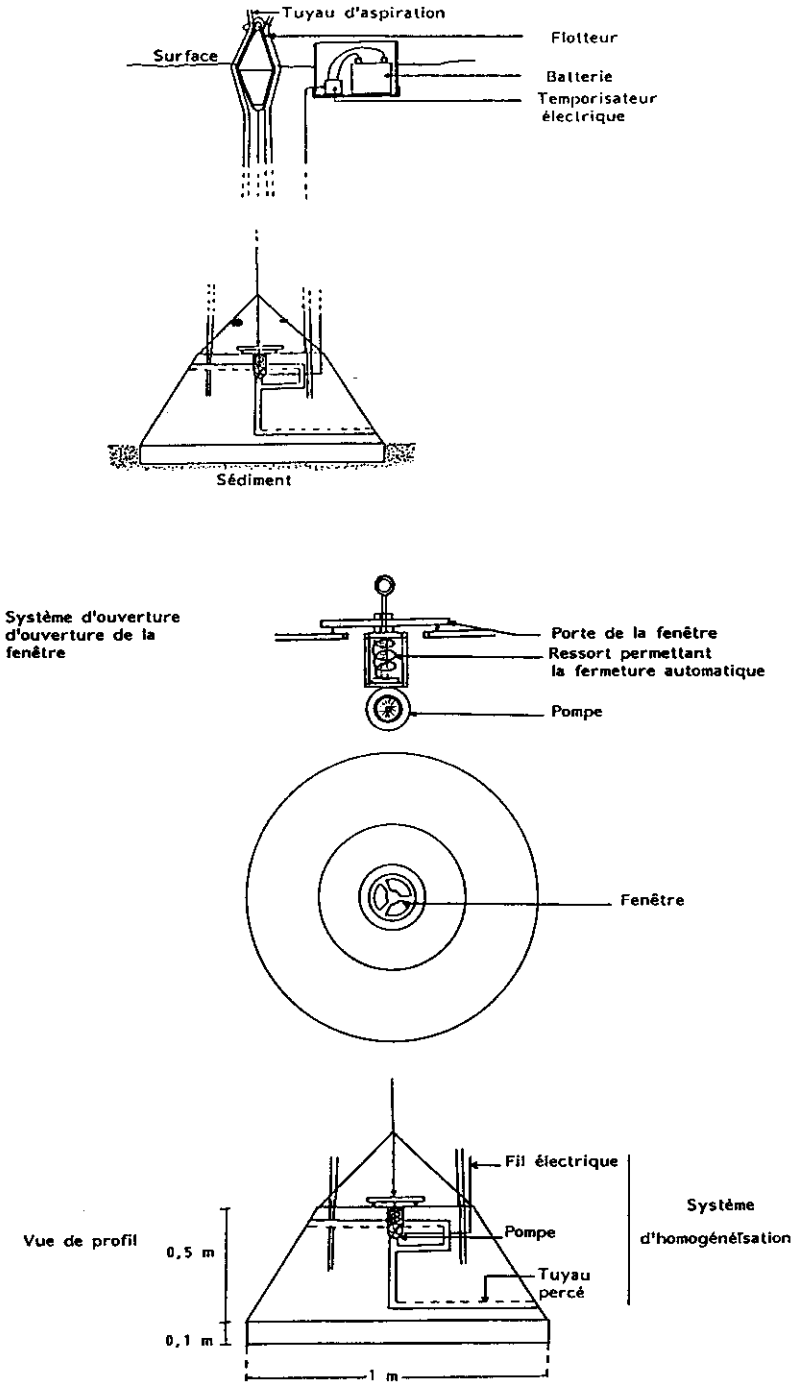
Les analyses réalisées lors de la présente étude ont porté sur les paramètres suivants :

- sur eau brute :
  - le pH est mesuré à l'aide d'un pH mètre Orion Research,
  - les concentrations en oxygène dissous ont été dosées par la méthode de Winkler,
  - le phosphore chimiquement réactif et, après minéralisation, le phosphore total sont dosés selon le protocole colorimétrique de MURPHY et RILEY (1962),
  - le fer ferreux est dosé par mesure colorimétrique après réaction avec l'orthophénantroline,
  - le calcium par complexométrie à l'E.D.T.A.,
  - le manganèse par spectrophotométrie d'absorption,
  - dénombrements bactériens.

Après prélèvements, les échantillons sont immédiatement fixés par de la formaldéhyde 37 % (concentration finale = 2 %). Des fractions aliquotes de 3 à 8 ml sont colorés par l'acridine orange (0,02 %) (HOBBIE *et al.*, 1977) et les cellules sont retenues après filtration sous vide (< 100 mm Hg) sur un filtre Nucléopore noir en polycarbonate et de porosité 0,2 µm. Les dénombrements bactériens sont réalisés en microscopie à épifluorescence (microscope Olympus HBS illuminateur pour épifluorescence, l'excitation est faite par une lampe HBO 100 Watts, dans la longueur d'onde 450-490 nm (bleu) avec un filtre d'arrêt à 515 nm). Lors du comptage, entre 1 500 et 2 000 cellules réparties sur 20 champs différents sont dénombrées. Cela conduit à une précision de comptage supérieure à 7 % au seuil de confiance 90 % (OVERBECK, 1974, MARVALIN *et al.*, 1989).

– sur eau filtrée (la filtration étant réalisée sous vide sur membrane GF/C de 0,45 µm de porosité, directement à la sortie du tuyau de prélèvement), le phosphore total, après minéralisation, est dosé selon le même protocole que celui cité ci-dessus.





Figures 4, 5 Schémas de la chambre benthique utilisée.  
 Plan of the benthic chamber used in this work.

### 3 – RÉSULTATS

#### 3.1 Paramètres physico-chimiques

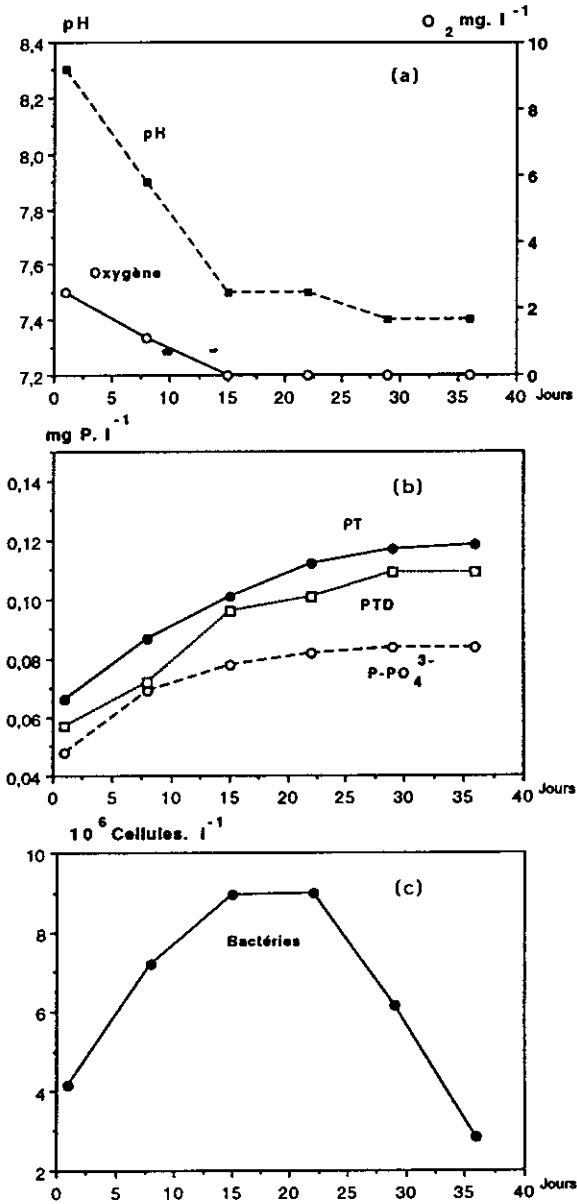
Les concentrations en oxygène mesurées dans la chambre benthique, initialement égales à 2,5 mg. l<sup>-1</sup>, décroissent pour atteindre 0 le 15<sup>e</sup> jour (fig. 6a). Les valeurs du pH s'abaissent de 8,3 le premier jour à 7,5 le 15<sup>e</sup> jour et se maintiennent à cette dernière valeur (fig. 6a).

Les concentrations en phosphore total s'élèvent régulièrement (passant de 0,066 à 0,112 mg. l<sup>-1</sup> dans l'eau brute, et de 0,048 à 0,101 mg. l<sup>-1</sup> dans l'eau filtrée), puis se stabilisent à partir du 22<sup>e</sup> jour (fig. 6b). Les teneurs en phosphore chimiquement réactif (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) évoluent de façon tout à fait identique à celles du phosphore total (passant de 0,054 à 0,082 mg. l<sup>-1</sup> dans l'eau brute) (fig. 6b).

L'évolution des teneurs en calcium (valeurs extrêmes : 58 et 64 mg. l<sup>-1</sup>, moyenne ± écart-type = 61,85 ± 2,15 mg. l<sup>-1</sup>) (fig. 7a), fer ferreux (valeurs extrêmes : 0 et 0,23 mg. l<sup>-1</sup>, moyenne ± écart-type = 0,146 ± 0,091 mg. l<sup>-1</sup>) (fig. 7b) et en manganèse (valeurs extrêmes : 0,08 et 0,70 mg. l<sup>-1</sup>, moyenne ± écart-type = 0,39 ± 0,238 mg. l<sup>-1</sup>) (fig. 7c) sont voisines de celles observées pour le phosphore. Notons toutefois que si le fer et le manganèse ne présentent aucune stabilisation des concentrations en fin d'expérience, le calcium atteint rapidement un stade d'équilibre.

#### 3.2 Effectifs bactériens

Au cours de cette étude, la densité bactérienne estimée à partir de la chambre benthique est comprise entre 2,85 et 10,02 10<sup>6</sup> cellules. l<sup>-1</sup> (moyenne ± écart-type = 6,56 ± 2,75 10<sup>6</sup> cellules. l<sup>-1</sup>) (fig. 6c). L'évolution temporelle des effectifs cellulaires fait apparaître deux stades de croissance : une phase de croissance exponentielle du 1<sup>er</sup> au 15<sup>e</sup> jour, suivie d'une phase de décroissance bien marquée. La densité maximale est atteinte au 15<sup>e</sup> jour suivant la mise en place de la chambre benthique. La persistance des conditions strictement anaérobies a pour conséquence l'autolyse de cellules bactériennes dont la densité a considérablement diminué au cours des deux derniers échantillonnages (fig. 6c). De plus, la chambre benthique étant un système clos, il semble évident que son approvisionnement en matière organique fasse défaut. Cela est corroboré par les observations de SUNDBY *et al.* (1986) réalisées en milieu marin selon lesquelles les réserves en matières organiques dégradables contenues dans la chambre benthique n'arrivent à tamponner le système qu'au début des expérimentations.

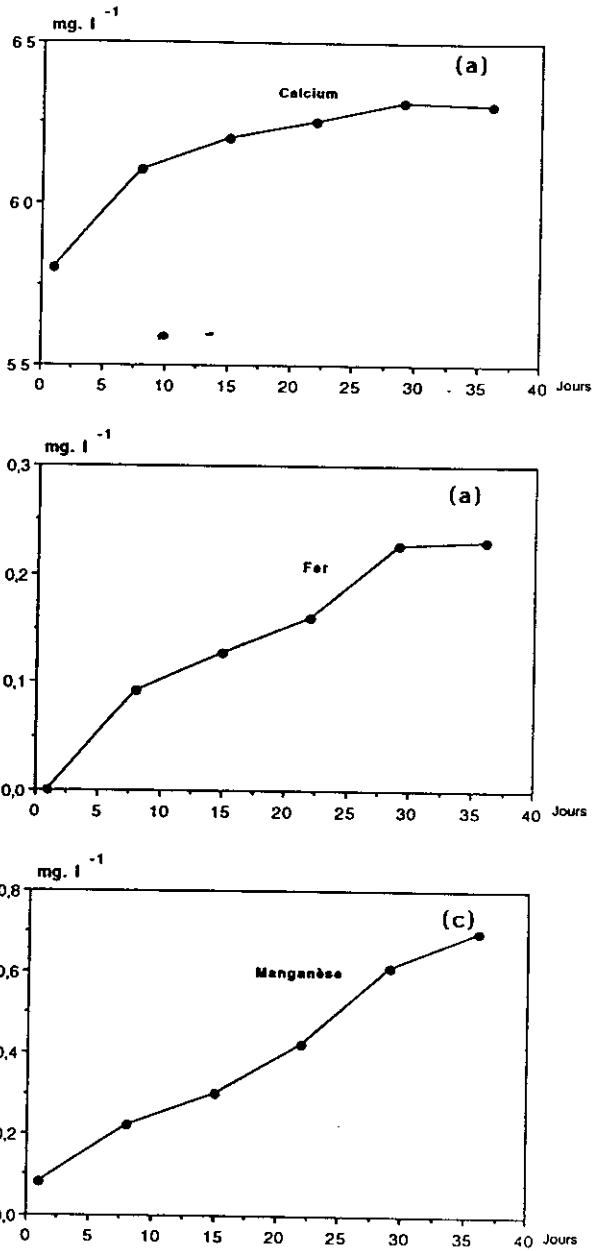


**Figure 6** Distribution temporelle au sein de la chambre benthique (de haut en bas) :

- des concentrations en oxygène et du pH,
- des concentrations en Phosphore Total (PT), en Phosphore Total Dissous (PTD) et en P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>,
- des effectifs cellulaires bactériens.

*Temporal distribution from the benthic chamber of :*

- (a) concentrations of oxygen and the pH,
- (b) concentrations of Total Phosphorus (TP), of Total Dissolved Phosphorus (TDP) and of P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>,
- (c) bacterial cell numbers.



**Figure 7** Distribution temporelle au sein de la chambre benthique :  
 – (a) des concentrations en calcium,  
 – (b) des concentrations en fer,  
 – (c) des concentrations en manganèse.

*Temporal distribution from the benthic chamber of :*  
 – (a) concentrations of calcium,  
 – (b) concentrations of iron,  
 – (c) concentrations of manganese.

#### 4 – DISCUSSION

Les valeurs de pH mesurées au cours de cette étude sont élevées et reflètent clairement l'influence de la nature géologique du bassin versant sur la composition chimique des eaux. En effet, ce bassin versant, formé essentiellement de roches sédimentaires calcaires est vraisemblablement à l'origine des concentrations élevées en calcium mesurées dans les chambres benthiques. L'augmentation régulière des concentrations en cet élément met en évidence sa solubilisation progressive à partir du matériel particulaire. De plus, en raison de la persistance de valeurs de pH élevées ( $> 7$ ), la majeure partie des complexes Ca-Phosphore doit être sous la forme  $\text{CaHPO}_4$  et non pas apatitique ( $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ ) dans la mesure où la solubilisation de cette dernière ne se produit que dans des eaux acides (STUMM et MORGAN, 1970).

Par ailleurs, la distribution temporelle des concentrations en oxygène dissous met en évidence deux périodes distinctes : une période de faible oxygénation des eaux (du 1<sup>er</sup> au 15<sup>e</sup> jour) et une période d'anoxie totale (à partir du 22<sup>e</sup> jour) (fig. 6a).

Au cours de la première période, l'oxygénation légère des couches hypolimniques permet à une majeure partie du fer présent dans l'eau interstitielle d'être sous la forme oxydée  $\text{Fe}^{3+}$ . Conséquence directe, le phosphore issu de la dissociation des complexes Ca-Phosphore, Fe-Phosphore et Mn-Phosphore mais aussi de la décomposition de la matière organique présente dans le sédiment va être rapidement adsorbé par le fer et se retrouve en proportions importantes sous sa forme particulaire donc non biodisponible. Nos observations vont dans le sens de celles rapportées par plusieurs auteurs à partir d'écosystèmes limniques (KOENINGS *et al.*, 1976, LIJKLEMA, 1977, STAUFFER et ARMSTRONG, 1986). Par ailleurs, l'examen de la figure (6) indique que la densité bactérienne et la concentration en phosphore total et notamment en orthophosphates suivent une évolution temporelle comparable. Ceci pourrait être expliqué par une augmentation de l'activité enzymatique des phosphatases microbiennes répondant ainsi à un éventuel déficit en phosphore réactif. En effet, il a été démontré que l'importance de l'activité phosphatasique peut être considérée comme un bon indicateur en condition de déficience en phosphore (e.g. RHEE, 1973 ; HEALEY et HENDZEL, 1979). L'implication d'un tel processus biologique dans le relargage du phosphore à partir du sédiment a été maintes fois mise en évidence sous conditions contrôlées au laboratoire, en utilisant des antibiotiques, des irradiations gamma, ou en variant la température (BATES et NEAFUS, 1980).

Au cours de la période d'anoxie, le pH diminue avec des valeurs demeurant toutefois supérieures à 7. Ces valeurs doivent être plus faibles dans l'eau interstitielle dans la mesure où, dès le premier jour, nous avons relevé des concentrations élevées en calcium suivies très rapidement par un état d'équilibre. Cela suggère clairement que la solubilisation du Calcium a déjà commencé avant qu'on engage nos expérimentations. Entre le 15<sup>e</sup> et le 22<sup>e</sup> jour, l'augmentation des teneurs en fer et en manganèse, provenant de l'acidification des eaux et de la diffusion de ces deux éléments, est accompagnée d'un accroissement des teneurs en phosphore chimiquement réactif.

En l'absence de preuves, et au vu de la littérature, il semblerait que cette distribution pourrait être expliquée au moins en partie par l'implication des phénomènes chimiques, par diffusion moléculaire d'ions ( $\text{Fe}^{++}$ ,  $\text{Mn}^{++}$ , ...) relargués par le sédiment, et biologiques, puisque les bactéries peuvent solubiliser certains complexes tels que le Fer-Phosphore par le biais de l'excrétion de molécules de faible poids moléculaire (DUFF *et al.*, 1962 ; HARRISON *et al.*, 1972 ; MARTELL et SMITH, 1977 ; FLEISCHER *et al.*, 1988). De plus, il a été démontré que les bactéries contribuent au maintien d'un pH relativement bas (environ 7,5) en produisant des acides organiques (NUR et BATES, 1979 ; DRAKE et HEANEY, 1987).

Du 22<sup>e</sup> au 36<sup>e</sup> jour, nous constatons que l'augmentation des teneurs en fer et en manganèse continue. L'absence d'une augmentation concomitante des teneurs en phosphore chimiquement réactif peut s'expliquer de la manière suivante :

Le pH, toujours supérieur à 7 indique que les complexes Ca-Phosphore sont majoritairement sous la forme  $\text{CaHPO}_4$  (STUMM et LECKIE, 1971). De plus, considérant l'importance quantitative des flux de phosphore entrant dans la retenue (570 tonnes.  $\text{an}^{-1}$ , ALAOUI *et al.*, 1994), une grande fraction de cet élément apportée par le tributaire se trouve rapidement complexée au calcium de la retenue. Il semble donc que la retenue d'Al Massira est en voie d'eutrophisation. De plus, les teneurs en phosphore, plus ou moins stables, reflètent l'état d'équilibre entre l'eau interstitielle et l'eau surageante. Le fer et le manganèse ne proviennent plus de la dissolution des complexes Fe-Phosphore et Mn-Phosphore, mais plutôt, de la diffusion à partir du sédiment (LÖFGREN et BOSTRÖM, 1989). L'augmentation du rapport  $\text{Fe}^{2+}/\text{Phosphore Total}$  de 1,26 à 1,93 semble aussi aller dans ce sens.

Au moins une fraction du phosphore particulaire (fraction > 0,45  $\mu\text{m}$ ) est liée au phosphore des bactéries attachées aux particules. Il représente approximativement 10 % du phosphore total. Le phosphore bactérien peut contribuer jusqu'à 80 % du phosphore particulaire total si l'on filtre sur membrane 0,2  $\mu\text{m}$  (GÄCHTER *et al.*, 1988 ; LACZKO, 1988).

Au terme de cette étude, il apparaît clairement que les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiment dans la retenue d'Al Massira seraient liés aux facteurs chimiques classiquement mis en cause dans la littérature. Néanmoins, le rôle biologique dans ces échanges s'avère important. En effet, si dans notre cas, les bactéries participent à la dégradation de la matière organique elles permettront la libération du phosphore à partir des complexes Fe-Phosphore et Mn-Phosphore. L'ensemble de ces mécanismes du relargage transformerait le phosphore en une forme assimilable par la communauté phytoplanctonique.

Cette retenue ne présentant aucune stratification thermique marquée, le phosphore libéré par le sédiment est donc susceptible de remonter jusqu'à la zone trophogène par simple processus de diffusion moléculaire, éventuellement accéléré par les phénomènes advectifs, dispersifs et convectifs comme le montrent les mesures de flux (tableau 2, ALAOUI *et al.*, 1994). Des études relatives à la dynamique du peuplement phytoplanctonique et à son activité photosynthétique ayant été réalisées parallèlement à notre travail, nous devons considérer l'influence éventuelle de cet apport sur le développement des phytoplanctontes.

Tableau 2 Flux moyens de relargage par le sédiment de divers éléments

Table 2 Mean release fluxes from sediments.

Flux moyens (mg.m <sup>-2</sup> .j <sup>-1</sup> )	PT	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>
Période de faible oxygénation (concentrations en oxygène < 3 mg. l <sup>-1</sup> )	3,8	2,5	0	113
Période d'anoxie	7,4	3,8	3,8	37,6

## REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier vivement le Service Régional d'Hydraulique (Settat, Maroc) pour nous avoir permis de travailler sur le site d'Al Massira.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABOUZAID H., FOURLANE A., 1986. L'eutrophisation de quelques lacs réservoirs au Maroc. *Rev. Maroc. génie civ. trav. Pub.*, 9, 4-58.
- ABOUZAID H., FOURLANE A., BOURCHICH L., 1987. Qualité des eaux de la retenue Al Massira. *Naturaliste Can. (Rev. Ecol. Syst.)*, 114, 389-396.
- ALAOUI M.M., ALEYA L., RESTUITO F., DEVAUX, J., 1993. Optimisation méthodologique de l'utilisation des chambres benthiques pour l'estimation des flux de divers éléments chimiques à l'interface eau-sédiment des écosystèmes limniques. *Cah. tech. INRA*, 30, 47-54.
- ALAOUI M.M., ALEYA L., DEVAUX J., 1994. Phosphorus exchanges between sediment and water in trophically different reservoirs. *Wat. Res* (in press).
- ALEYA L., 1992. The seasonal succession of phytoplankton in an eutrophic lake through the coupling of biochemical composition of particulates, metabolic indicators and environmental conditions. *Arch. Hydrobiol.*, 124, 69-88.
- ALEYA L., DESMOLLES. F, BONNET M.P., DEVAUX J., 1994. The deterministic factors of the *Microcystis aeruginosa* blooms over a biyearly survey in the hypereutrophic reservoir of Villerest (Roanne, FRANCE). *Arch. Hydrobiol.* (in press).
- BATES M.H., NEAFUS N.J.E., 1980. Phosphorus release from sediments from Lake Carl Blackwell, Oklahoma. *Wat. Res.*, 14, 1477-1481.
- BOSTRÖM B., JANSSON N., FORSBERG C., 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 18, 5-59.
- DESSERTY S., 1982. *Modifications des caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'Oise lors de sa rétention dans le bassin de Méry*. Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Science de l'eau, Univ. Paris IV, 1-143.
- DEVAUX J., 1993. *Etude de la retenue de Grangent*. Rapport final, 131 pp.
- DRAKE J.C., HEANEY S.I., 1987. Occurrence of phosphorus and its potential remobilization in the littoral sediments of a productive english lake. *Freshwater Biol.*, 17, 513-523.
- DUFF R.B., WEBLEY D.M., SCOTT R.O., 1962. Solubilization of minerals and related materials by 2 - ketoglycolic acid-producing bacteria. *Soil science*, 95, 105-114.
- FLEISCHER S., BENGTTSSON M., JOHANSSON G., 1988. Mechanism of the aerobic FeII-P solubilization at the sediment-water interface. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23, 1825-1829.
- GÄCHTER R., MEYER J.S., MARES A., 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 33, 1542-1558.

- GAILLARD J.F., SARAZIN G., PAUWELS H., PHILIPPE L., LAVERGNE D., BLAKE G., 1987. Interstitial water and sediment chemistries of Lake Aiglebelette (Savoy, France). *Chemical Geology*, 63, 73-84.
- HALL P., 1984. *Chemical fluxes at the sediment-sea water interface : in situ investigations with benthic chambers*. Ph. D. thesis. Kemihuset, Chalmers, Tekniska, Högskola Göteborg : 138 p.
- HARRISON M.J., PACHA R.E., MORITA R.Y., 1972. Solubilization of inorganic phosphates by bacteria isolated from upper Kkamath lake sediment. *Limnol. Oceanogr.*, 17, 51-57.
- HEALEY F.P., HENDZEL L.L., 1979. Indicators of phosphorus and nitrogen deficiency in five algae in culture. *J. Fish Res. Bd. Can.*, 36, 1364-1369.
- HECKY R.E., KILHAM P., 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments : A review of recent evidence on the effects of enrichments. *Limnol. Oceanogr.*, 33, 796-822.
- HESSLEIN R.H., 1980. In situ measurements of pore water diffusion coefficients using tritiated water. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 137, 545-551.
- HOBBIE J.E., DALEY R.J., JASPER S., 1977. Use of Nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *App. Environ. Microbiol.*, 33, 1225-1228.
- KOENINGS J.P., HOOPER F.F., 1976. The influence of colloidal organic matter and iron cycling, phosphorus cycling in an acid bog lake. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 684-692.
- LACZKO E., 1988. *Abbau von planktischem Detritus in dem Sedimenten voralpiner Seen: Dynamik der beteiligten Mikroorganismen und Kinetik des biokatalysierten phosphoraustausches*. Ph. D. thesis Nr. 8371. Eidgenössische Tech. Hochschule Zürich.
- LIJKLEMA L., 1977. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediment. *Interaction between sediment and fresh water* (Ed H. L. Golterman), pp. 313-317. W Junk, the Hag.
- LÖFGREN S., BOSTRÖM B., 1989. Interstitial water concentrations of phosphorus, iron and manganese in a shallow, eutrophic Swedish lake-implications for phosphorus cycling. *Wat. Res.*, 23 (9), 1115-1125.
- MARTELL A.E., SMITH R.M., 1977. Critical stability constants. Plenum Press, N. Y.
- MARVALIN O., ALEYA L., HARTMANN H.J., LAZAREK S., 1989. Coupling of the seasonal patterns of bacterioplankton and phytoplankton in a eutrophic lake. *Can. J. Microbiol.*, 35, 706-712.
- MURPHY J., RILEY J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Annal. Chim. Acta.*, 27, 31-36.
- NUR R., BATES M.H., 1979. The effect of the pH on the aluminium, iron and calcium phosphates fractions of the lake sediment. *Wat. Res.*, 13, 813-815.
- OVERBECK J., 1974. Microscopy and biochemistry. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20, 198-228.
- PHILIPPE L., 1989. *Bilan biogéochimique du fer et du phosphore dans un écosystème lacustre eutrophe : le lac d'Aydat (Puy-de-Dôme)*. Thèse d'Université, Univ. Paris IV, 1-143.
- RHEE G.Y., 1973. A continuous culture study of phosphate uptake, growth rate and polyphosphate in *Senedesmus* sp. *J. Phycol.*, 9, 495-506.
- SCHINDLER D.W., FEE E.J., 1974. Experimental Lakes area : whole-lake experiments in eutrophication. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 31, 937-953.
- SCHINDLER D.W., HESSLEIN, R.H., TUNER, M.A., 1987. Exchange of nutrients between sediments and water after 15 years of experimental eutrophication. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44, 26-23.
- SOMMER U., GLIWICZ Z.M., LAMPERT W., DUNCAN A., 1986. The PEG model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Arch. Hydrobiol.*, 106, 433-471.
- STAUFFER R.E., ARMSTRONG D.E., 1986. Cycling of iron, manganese, silica, phosphorus, calcium and potassium in two stratified basins of Chagawa Lake Minnesota. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 50, 215-229.
- STUMM W., LECKIE J.E., 1970. Phosphate exchange with sediment ; its role in the productivity of surface waters. *Proc. 5th Int. Water Pollution Res. Conf.* III 26-1 26-16.
- STUMM W., MORGAN J.E., 1970. *Aquatic Chemistry*. Wiley. Interscience, New York. 780 pp.
- VOLLENWEIDER R.A., 1968. *Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation*. O.C.D.E. Paris : 182 pp.