

# Comportement du phosphore dans le sédiment des barrages de la partie aval du bassin versant d'Oum Rabiaa (Maroc) Changes of the phosphorus in sediments of the dams in the down part of Oum Rabiaa basin (Morocco)

M. Taoufik et J. E. Dafir

Volume 15, numéro 1, 2002

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705449ar>  
DOI : <https://doi.org/10.7202/705449ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)  
1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Taoufik, M. & Dafir, J. E. (2002). Comportement du phosphore dans le sédiment des barrages de la partie aval du bassin versant d'Oum Rabiaa (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 15(1), 235–249.  
<https://doi.org/10.7202/705449ar>

Résumé de l'article

L'étude du phosphore, facteur clef responsable de l'eutrophisation des eaux continentales, a été entreprise afin d'évaluer les potentialités de mobilité de cet élément dans les sédiments de la partie aval du bassin versant d'Oum Rabiaa : Imfout - Océan atlantique ; caractérisé par la présence de trois retenues de barrages en série (Imfout, Daourat et Sidi Maachou).

La présence de ces trois retenues de barrages en série conditionne la répartition du phosphore des sédiments de ce tronçon en réduisant les apports fluviaux vers l'aval. La spéciation du phosphore des sédiments montre que le phosphore se trouve majoritairement sous forme inorganique (68 %) ; la fraction  $\text{CaCO}_3$ -P étant majoritaire par rapport à celle de Fe(OOH)-P. Les fractions organiques représentent 32 %. La mobilité mesurée du phosphate est de 20 % du phosphore total, les fractions du phosphore présentent une mobilité représentant près de 15 % du PT. La différence mesurée entre la mobilité considérée par fraction et la mobilité totale, observée lors d'un cycle annuel, s'explique par la mobilité interne, au sein du sédiment, entre les différentes fractions. Les conditions environnementales (pH, oxygène dissous) en sont responsables puisqu'elles favorisent le relargage par une fraction en même temps que le stockage par une autre.

## Comportement du phosphore dans le sédiment des barrages de la partie aval du bassin versant d'Oum Rabiaa (Maroc)

Changes of the phosphorus in sediments of the dams in the down part of Oum Rabiaa basin (Morocco)

M. TAOUFIK<sup>1</sup>\*, J.E. DAFIR<sup>1</sup>

---

### SUMMARY

The study of the phosphorus, factor responsible for the freshwater eutrophication, has been undertaken in order to evaluate potentialities of mobility of this element in sediments of the down part of the Oum Rabiaa basin (Imfout – Atlantic Ocean); characterized by the three dams in series (Imfout, Daourat and Sidi Maachou).

The presence of these three dams in series is responsible of the distribution of the phosphorus in the sediments of this section by reducing fluvial contributions to the endorsement. The speciation of phosphorus of sediment show that the phosphorus was principally present in inorganic form (68%); the fraction  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  was higher than that of the  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$ . The organic fractions represented 32% of total phosphorus. The phosphate mobility accounted for 20% of total phosphorus, the fractions mobility accounted for 15% of PT. The difference measured between the mobility considered by fraction and the total mobility, observed during of an annual cycle, was explained by the internal mobility, to the breast of the sediment, between the different fractions. Environmental conditions (pH, dissolved oxygen) are responsible since they favor the release by a fraction at the same time that the stocking by an other.

**Key-words:** *phosphate, fractionation of phosphorus, sediments, seasonal variations, dams in series, Oum Rabiaa bassin, Morocco.*

---

1. Laboratoire de sédimentologie et environnement, Université Hassan II, Ain Chock, Faculté des sciences I, BP 5366, Maarif, Casablanca, Maroc.

\* Correspondance. E.mail : motaoufik@hotmail.com  
jedafir@hotmail.com

Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mars 2003.

## RÉSUMÉ

L'étude du phosphore, facteur clef responsable de l'eutrophisation des eaux continentales, a été entreprise afin d'évaluer les potentialités de mobilité de cet élément dans les sédiments de la partie aval du bassin versant d'Oum Rabiaa : Imfout – Océan atlantique ; caractérisé par la présence de trois retenues de barrages en série (Imfout, Daourat et Sidi Maachou).

La présence de ces trois retenues de barrages en série conditionne la répartition du phosphore des sédiments de ce tronçon en réduisant les apports fluviaux vers l'aval. La spéciation du phosphore des sédiments montre que le phosphore se trouve majoritairement sous forme inorganique (68 %) ; la fraction  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  étant majoritaire par rapport à celle de  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$ . Les fractions organiques représentent 32 %. La mobilité mesurée du phosphate est de 20 % du phosphore total, les fractions du phosphore présentent une mobilité représentant près de 15 % du PT. La différence mesurée entre la mobilité considérée par fraction et la mobilité totale, observée lors d'un cycle annuel, s'explique par la mobilité interne, au sein du sédiment, entre les différentes fractions. Les conditions environnementales (pH, oxygène dissous) en sont responsables puisqu'elles favorisent le relargage par une fraction en même temps que le stockage par une autre.

**Mots clés :** *phosphore, spéciation du phosphore, sédiments, variations saisonnières, retenues de barrages en série, bassin Oum Rabiaa, Maroc.*

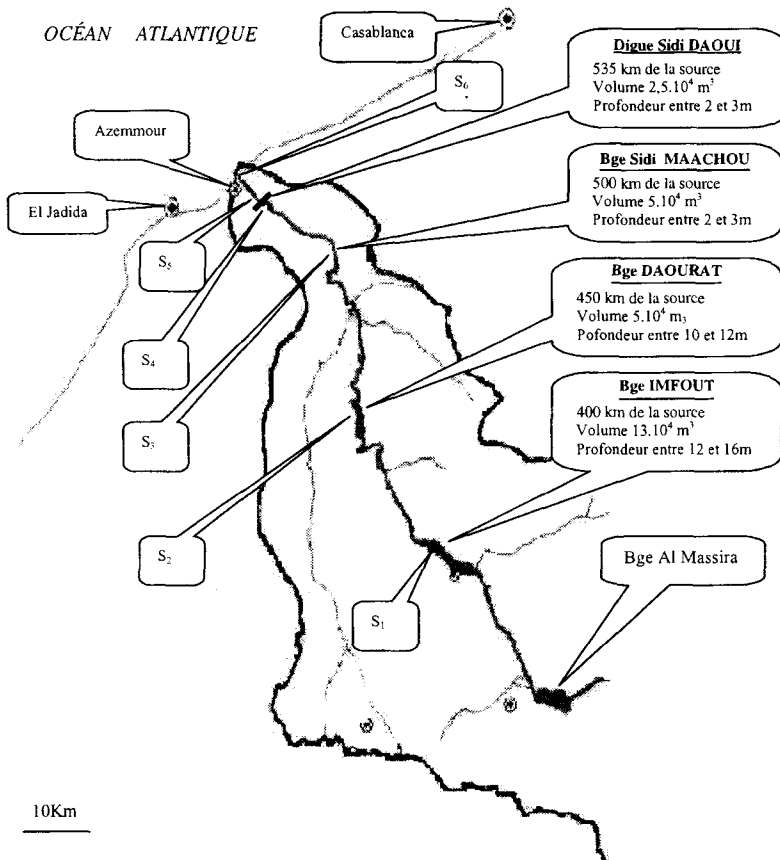
## 1 – INTRODUCTION

Les lacs, les réservoirs et les rivières sont des milieux soumis à l'eutrophisation par augmentation des rejets au niveau de leurs bassins versants. Le phosphore est considéré comme un nutriment clef, responsable de l'eutrophisation des eaux continentales (VOLLENWEIDER, 1968) et dans certains milieux côtiers (BERLAND *et al.*, 1980). Les apports en phosphore sont assurés soit par des apports exogènes (rejets agricoles et urbains) soit par le lac lui-même à partir des réserves en phosphore situées au niveau du sédiment (BÖSTROM, 1984). Cette charge interne constitue souvent une source importante de phosphore pour les eaux sus-jacentes (PREMAZI et PROVINI, 1985).

La capacité de rétention du phosphate par les sédiments ne peut pas être négligée. Les sédiments ont un double rôle au niveau du cycle du phosphore dans les lacs (BÖSTROM, 1982). D'une part, ils jouent le rôle de réservoir en piégeant, principalement en conditions oxiques, les phosphates sur les particules argileuses ou en formant des complexes avec le fer et le calcium (WILLIAMS, 1976). D'autre part, ils peuvent constituer une source de phosphore en relargant, sous certaines conditions de pH et de potentiel rédox qui affectent la mobilité du phosphore minéral (BÖSTROM *et al.*, 1988 ; ENELL et LOFGREN, 1988 ; LERMAN, 1978). Le phosphore ainsi libéré des sédiments devient disponible pour la biomasse planctonique de l'eau sus-jacente (GOLTERMAN, 1977). La question posée reste la nature chimique exacte de cette fraction de phosphate mobilisable. Les méthodes d'analyse des fractions de phosphate du sédiment sont des méthodes chimiques reposant toutes sur un modèle d'extractions séquentielles sensées libérer successivement les composantes de

phosphates liés aux différents cations. Ces méthodes se répartissent selon deux catégories distinctes ; la première utilisant des extractants classiques comme NaOH et HCl (BONZONGO *et al.*, 1989 ; HIELTJES et LIJKLEMA, 1980 ; PSENNER et PUCSKO, 1988 ; WILLIAMS *et al.*, 1976) et la seconde préconisant l'utilisation des agents chélateurs spécifiques de chaque fraction de phosphate inorganique (phosphates liés au fer et au calcium) (DE GROOT et GOLTERMAN, 1990 ; GOLTERMAN et BOOMAN, 1988). L'éventail du choix de méthodes d'extractions des phosphates inorganiques est très large et il n'existe pas actuellement de méthodes normalisées pour extraire les phosphates inorganiques des sédiments. Dans cette étude, nous avons choisi la méthode de GOLTERMAN et BOOMAN (1988) modifiée par GOLTERMAN (1996), qui préconise l'utilisation d'agents chélateurs spécifiques comme EDTA. Le pH des solutions d'extractions est ajusté à celui du sédiment pour ne pas perturber les autres fractions, et, notamment pour ne pas hydrolyser les fractions organiques.

L'objectif de ce travail est de déterminer la répartition du phosphore dans le sédiment de la partie aval d'Oum Rabiaa (Imfout – Estuaire d'Azemmour) et d'évaluer sa participation au processus d'eutrophisation en estimant sa mobilité potentielle.



**Figure 1** Localisation des sites d'étude.  
Localisation of sampling sites.

## 2 - DESCRIPTION DU SITE

Le bassin versant d'Oum Rabiaa (4,5 milliards de m<sup>3</sup>, 12 barrages) (*figure 1*) est le deuxième bassin au Maroc. Sa superficie est de l'ordre de 34 400 km<sup>2</sup> et sa longueur atteint 550 km. Les aménagements hydrauliques réalisés dans ce bassin ont permis le développement d'importantes activités économiques (agro-industrielles, urbaines et agricoles) accompagnées par un accroissement de rejets polluants estimés à 33 156·10<sup>3</sup> m<sup>3</sup>/an en 1994 (DRPE, 1995) ; et qui sont acheminés par l'oued vers sa partie aval (DAFIR, 1997 ; EL ABED, 1996). Les études faites par DRPE (1995) ont montré que les pollutions les plus graves qui touchent les cours d'eaux et les retenues de barrages en aval de l'oued Oum Rabiaa sont celles d'origine agricole.

Sur l'ensemble du bassin, notre intérêt s'est porté principalement sur la partie aval : Barrage Imfout – Estuaire d'Azemmour (*figure 1*), caractérisée par la présence de trois retenues de barrages en série : Imfout, Daourat et Sidi Maâchou, ainsi qu'une digue Sidi Daoui conçue pour limiter la remontée des eaux salées en raison des marées (ADH, 1992).

L'hétérogénéité des terrains traversés par l'oued Oum Rabiaa (du paléozoïque au quaternaire), le climat semi-aride, la forte sensibilité des terrains à l'érosion (présence de roches friables), l'enrichissement du sol en nutriments (utilisés en agriculture) font de cette portion un milieu exposé à une eutrophisation rapide (EL ABED et DAFIR, 1999).

## 3 - MÉTHODOLOGIE

Les points de prélèvement sont reportés sur la *figure 1*. Six stations ont été choisies réparties d'amont en aval de manière à couvrir l'ensemble de la zone : au niveau du point le plus profond des retenues Imfout (S<sub>1</sub>), Daourat (S<sub>2</sub>) et Sidi Maachou (S<sub>3</sub>), au niveau de la digue Sidi Daoui deux points ont été choisis ; l'un du côté eau douce (S<sub>4</sub>) et l'autre du côté eau salée (S<sub>5</sub>) et un dernier point au niveau de l'estuaire d'Azemmour (S<sub>6</sub>).

Les échantillons de sédiments ont été prélevés en janvier, mai, août et octobre 1999. L'échantillonnage est effectué à l'aide d'une benne type Eckman qui a permis de prélever les cinq premiers centimètres du sédiment. La fraction fine (DUCHAUFOR, 1988) est obtenue par tamisage à voie humide à l'aide d'un tamis de 63 µm de porosité. Les carbonates de calcium sont analysés par titrimétrie grâce au calcimètre de Bernard. Le carbone organique (C<sub>org</sub>) est mesuré par oxydation à froid avec K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (AFNOR, 1996). Le phosphore total est dosé comme pour les orthophosphates, après minéralisation du sédiment au K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> en milieu acide (AFNOR, 1996).

Le fractionnement du phosphore dans le sédiment est réalisé sur la fraction inférieure à 0,2 mm selon la méthode EDTA de GOLTERMAN (1996). Le phosphore soluble (o-P) est extrait en centrifugeant une suspension de 25 mL d'eau distillée et de 0,5 g de sédiment sec resté en contact pendant 5 minutes. Sur le

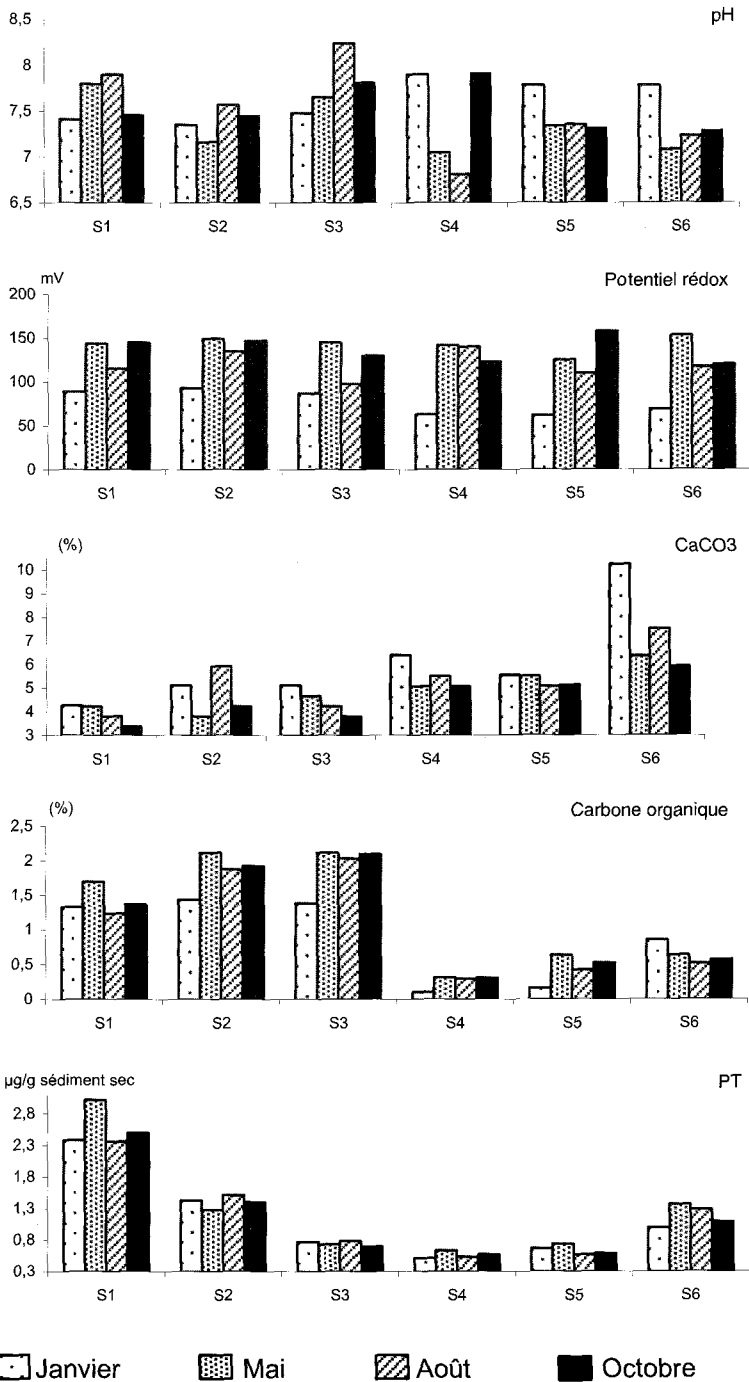
résidu sont ajoutés 25 mL d'une solution de Ca-EDTA (0,05 M + 1 % de dithionite) tamponnée à pH 8 avec du TRIS pendant 2 heures, ce qui permet d'extraire le phosphate lié au fer [Fe(OOH)-P]. Le fer constitutif des hydroxydes de fer [Fe(OOH)] est extrait en même temps que Fe(OOH)-P et fait l'objet d'un dosage colorimétrique selon la méthode d'o-phénanthroline (GOLTERMAN *et al.*, 1978). Cette extraction est répétée jusqu'à épuisement du fer dans l'extrait. Sur le résidu résultant sont ajoutés 25 mL d'une solution Na-EDTA (0,1 M pH 4,5) pendant 17 heures autant de fois que l'extraction totale du P l'exige, ce qui permet d'extraire le phosphore lié au calcium (CaCO<sub>3</sub>-P). Une seule extraction de 30 mn, effectuée avec H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,25 M), permet d'extraire le phosphate soluble à l'acide (ASOP) (DE GROOT et GOLTERMAN, 1990) et la minéralisation du résidu en présence de persulfate de potassium permet d'extraire le phosphate organique résiduel (ROP). Cette analyse est effectuée en triplicats. La mobilité maximale potentielle du phosphore est estimée par la différence entre les deux valeurs minimales et maximales de l'année atteintes par chaque fraction.

#### 4 - RÉSULTATS

La fraction fine (inférieure à 63 µm) représente 90 à 99 % du sédiment, à l'exception de la station S<sub>6</sub> où la fraction supérieure à 63 µm constitue 80 à 92 % (fraction sableuse). Le pH est généralement compris entre 6,9 et 8,2 (*figure 2*). Les valeurs enregistrées sont légèrement plus élevées en août aux stations S<sub>1</sub>, S<sub>2</sub> et S<sub>3</sub>. Les valeurs du potentiel redox sont positives quelle que soit la saison et varient entre + 62 mV et + 158 mV (*figure 2*). Les valeurs les plus élevées du potentiel sont, en moyenne, enregistrées en mai (entre + 125 mV à S<sub>5</sub> et + 153 mV à S<sub>6</sub>) indiquant des conditions oxiques à la surface des sédiments. Les teneurs en carbonates de calcium sont généralement faibles, elles varient entre 3,8 % (S<sub>1</sub>, S<sub>2</sub>) et 10,2 % (S<sub>6</sub>) (*figure 2*). Le profil des teneurs en CaCO<sub>3</sub> montre un gradient croissant au fur et à mesure qu'on s'approche de l'estuaire (S<sub>6</sub>). Le carbone organique présente des teneurs comprises entre 0,1 et 2,1 % (*figure 2*). Les valeurs sont nettement plus faibles aux stations S<sub>4</sub>, S<sub>5</sub> et S<sub>6</sub> qu'aux stations S<sub>1</sub>, S<sub>2</sub> et S<sub>3</sub>.

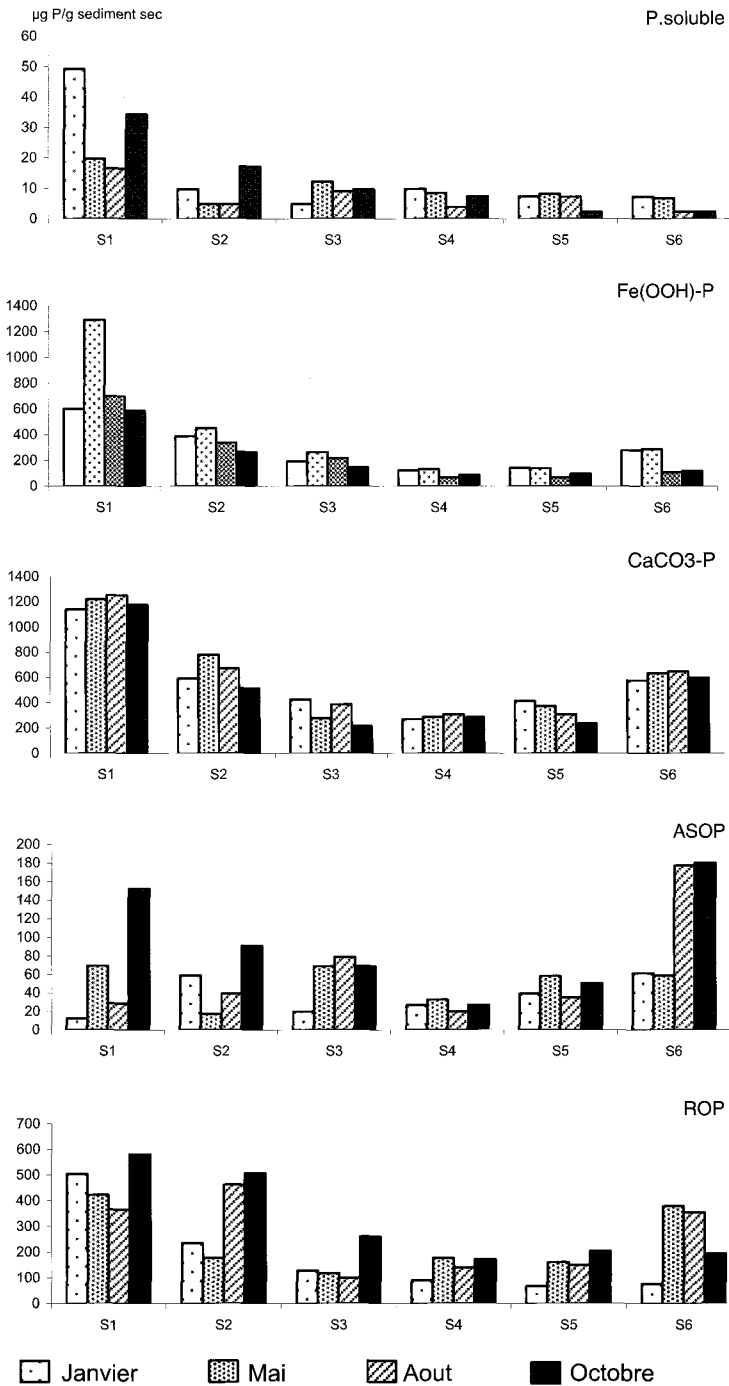
Les concentrations en PT des sédiments varient entre 519 µg/g sédiment sec (S<sub>4</sub> en janvier) et 3 022 µg/g sédiment sec (S<sub>1</sub> en mai) (*figure 2*). La distribution spatiale du PT montre, quelle que soit la saison, un gradient décroissant de S<sub>1</sub> à S<sub>4</sub> et un gradient légèrement croissant de S<sub>4</sub> à S<sub>6</sub>.

Les résultats de la spéciation du phosphore sont présentés dans la *figure 3* et dans le *tableau 1*. La fraction Fe(OOH)-P représente en moyenne 22 % du PT. L'évolution saisonnière de cette fraction montre des teneurs élevées en mai et faibles en août et en octobre. Au niveau spatial, les concentrations les plus élevées sont enregistrées en S<sub>1</sub>. Elles diminuent nettement entre S<sub>1</sub> et S<sub>5</sub> et remontent très légèrement en S<sub>6</sub>. Les hydroxydes de fer Fe(OOH), extrait en même temps, représentent entre 20 et 58 % du fer total dans ces sédiments.



**Figure 2** Distribution spatiotemporelle de différents descripteurs des sédiments.

*Spatio-temporal distribution of different parameters of the sediments.*



**Figure 3** Variations saisonnières et spatiales des concentrations des différentes fractions de phosphore.

*Seasonal and spatial variations of the different P-fractions.*



**Tableau 1** Concentrations moyennes et écart type des différentes fractions de P (n = 12), et importance relative de chaque fraction en pourcentage du phosphore total.

**Table 1** Mean and standard deviation of the P fractions obtained (n = 12), and relative importance of each fraction in percentage of total phosphorus.

	S <sub>1</sub>		S <sub>2</sub>		S <sub>3</sub>		S <sub>4</sub>		S <sub>5</sub>		S <sub>6</sub>	
	Moy	%	Moy	%	Moy	%	Moy	%	Moy	%	Moy	%
o-P(µg de P/g sédiment sec)	29,9 ± 13	1,1	9,1 ± 4,9	0,6	8,9 ± 2,6	1,1	7,3 ± 2,2	1,3	6,3 ± 2,2	0,9	4,7 ± 2,3	0,4
FeOOH-P(µg de P/g sédiment sec)	794,7 ± 290	31,1	360,3 ± 68	25,5	205,6 ± 43	27,3	101,5 ± 26	17,8	111,4 ± 30	17,3	198,4 ± 85	16,7
CaCO <sub>3</sub> -P(µg de P/g sédiment sec)	1 196,2 ± 43	46,9	638,8 ± 98	45,2	325,1 ± 84	43,2	286,6 ± 13	62,3	31,8 ± 67	51,7	13,9 ± 28	51,6
ASOP(µg de P/g sédiment sec)	65,7 ± 65	2,5	51,5 ± 27	3,6	58,9 ± 23	7,8	26,5 ± 5	4,6	45,8 ± 9	7	119,4 ± 59	10
ROP (µg de P/g sédiment sec)	468,5 ± 82	18,3	345,9 ± 141	24,5	151,7 ± 63	20,1	144,6 ± 34	25,4	145,2 ± 49	22,6	251,1 ± 123	21,1
PT(µg /g sédiment sec)	2 549,5 ± 282	—	1 410,5 ± 83	—	751 ± 36	—	567,5 ± 46	—	641 ± 67	—	1 188,2 ± 147	—
Fe(OOH)(µg /g sédiment sec)	2 961 ± 1 239	—	3 661,1 ± 1 377	—	2 291,5 ± 1 136	—	957,7 ± 701	—	954,2 ± 887	—	1 434,7 ± 600	—

Moy : Moyenne.

La fraction  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  représente la fraction la plus importante du PT des sédiments (en moyenne 50 % du PT). Ces sédiments présentent ainsi des teneurs comprises entre 214  $\mu\text{g}$  de P/g sédiment sec à  $S_3$  (octobre) et 1 252  $\mu\text{g}$  de P/g sédiment sec à  $S_1$  (août). La distribution des concentrations de cette fraction est beaucoup plus variable en fonction de la station que de la saison. En effet, ces concentrations diminuent nettement entre  $S_1$  et  $S_4$  et remontent légèrement entre  $S_4$  et  $S_6$ .

La fraction ASOP représente une part faible du PT (en moyenne 6 % du PT). Les concentrations varient entre 180,2  $\mu\text{g}$  de P/g sédiment sec à  $S_6$  en octobre et 12,3  $\mu\text{g}$  de P/g sédiment sec à  $S_1$  en janvier. Les valeurs les plus élevées sont observées en  $S_6$ . La fraction ROP représente en moyenne 22 % du PT. Les teneurs maximales en ROP sont observées en octobre et en mai. Les valeurs de ROP diminuent régulièrement entre  $S_1$  et  $S_4$  et remontent légèrement en  $S_6$ .

Les différentes fractions de phosphore inorganique représentent plus de 60 % de la somme des fractions et atteignent 79,1 % à  $S_1$  (tableau 1). La principale caractéristique commune entre les stations est la prépondérance de la fraction  $\text{CaCO}_3\text{-P}$ . On constate aussi que les stations  $S_4$  à  $S_6$  sont caractérisées par des concentrations en ROP supérieures à celles de  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$ , alors que l'inverse est observé pour les stations  $S_1$  à  $S_3$ .

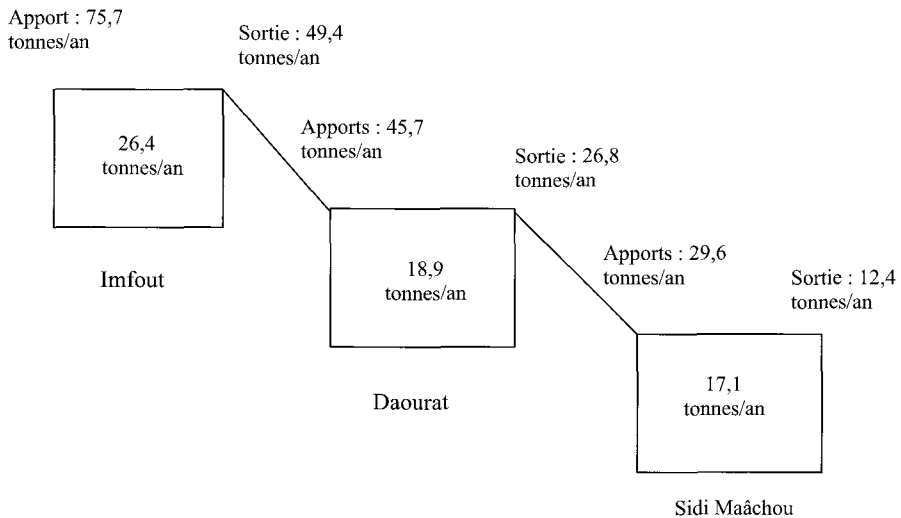
## 5 – DISCUSSION

La distribution spatiale du PT des sédiments présente deux gradients opposés :

- Le premier gradient est décroissant de  $S_1$  à  $S_4$  (figure 2), il est expliqué par la présence de trois retenues de barrages en série qui constituent, sans doute, de véritables pièges à sédiments, réduisant considérablement les apports fluviaux (ALAOUJ, 1993 ; DAFIR, 1997 ; EL ABED, 1996 ; SNOUSSI, 1986). Ainsi, en se basant sur les concentrations moyennes mensuelles et sur les débits d'entrée et de sortie, on a estimé les teneurs en PT retenues par les différents barrages (figure 4). Le barrage d'Imfout retient 26,4 tonnes/an, soit 34,9 % des apports mesurés à l'entrée du barrage, Daourat retient 18,9 tonnes/an, soit 41,4 % et Sidi Maachou retient 17,1 tonnes/an, soit 57,9 %. Il faut souligner que des apports latéraux du phosphore provenant du bassin versant, à vocation agricole, sont mises en évidence entre Daourat et Sidi Maachou.

- Le deuxième gradient est croissant de  $S_5$  à  $S_6$ , il est expliqué par les apports venant du bassin versant local auquel s'ajoute les rejets domestiques provenant de la ville d'Azemmour ( $714 \cdot 10^3 \cdot \text{m}^3/\text{an}$  en 1994) (DRPE, 1995).

Les résultats des extractions séquentielles du phosphore des sédiments montrent que la distinction entre les deux zones ( $S_1$  à  $S_4$  et  $S_5$  à  $S_6$ ), déjà notée lors de l'analyse du PT, est également marquée pour ces fractions. L'accumulation du phosphore inorganique dans les sédiments est contrôlée par l'adsorption des phosphates sur les  $\text{Fe}(\text{OOH})$  et la précipitation avec le calcium (GOLTERMAN, 1995, 1998). La présence de couches oxiques à la surface des

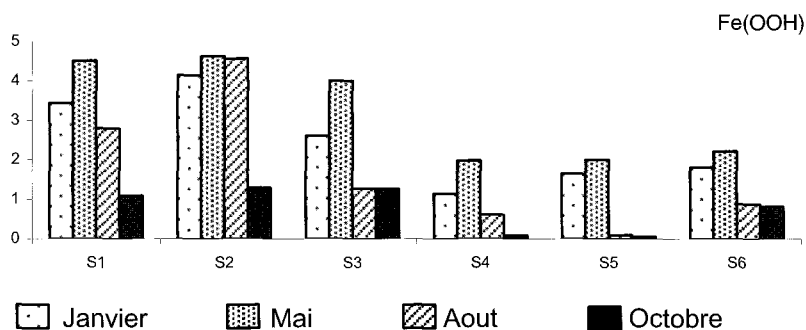


**Figure 4** Flux de phosphore au niveau des retenues Imfout, Daourat et Sidi Maâchou au cours de l'année 1999.

*Phosphorus fluxes in Imfout, Daourat and Sidi Maâchou dans in 1999.*

sédiments favorisent l'adsorption du phosphore par les  $\text{Fe}(\text{OOH})$  (JENSEN *et al.*, 1992). Cette adsorption est confirmée par l'augmentation de la fraction  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  entre janvier et mai (*figure 3*). L'augmentation de cette fraction  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  est sous contrôle des conditions redox dont le potentiel plus élevé en mai qu'en janvier. Des résultats similaires ont été observées par plusieurs auteurs (DETENBECK et BREZONIK, 1991 ; FURUMAI et OHGAKI, 1989 ; GOMEZ *et al.*, 1998a). Ce maximum de concentration en  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  en mai (*figure 3*) est également en relation avec une valeur élevée de  $C_{\text{org}}$  des sédiments (*figure 2*), conformément aux observations de MESNAGE et PICOT (1995). Les phosphates peuvent former des complexes avec la matière organique, puis se complexer avec le fer. Cette complexation a déjà été mise en évidence sur des sédiments de rivières (SUZUKI *et al.*, 1992). En août, l'augmentation de la température active sans doute la dégradation bactérienne de la matière organique (BOERS et VAN HESE, 1988), ce qui entraîne une baisse du potentiel redox du sédiment et provoquerait un relargage du phosphore et du fer qui est utilisé comme accepteur d'électrons dans le processus de minéralisation à partir de la fraction  $\text{Fe}(\text{OOH})\text{-P}$  (SANDBY *et al.*, 1992). Il en résulte une diminution des teneurs en  $\text{Fe}(\text{OOH})$  (*figure 5*) et des phosphates (*figure 3*) dans le sédiment.

Dans les sédiments, le carbonate de calcium adsorbe l'excès qui ne peut être lié au fer même si la précipitation de phosphore lié au calcium semble être la principale voie de stockage dans les sédiments (GOLTERMAN, 1988). Cette fraction  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  a été longtemps considérée comme peu mobilisable, mais elle peut entraîner une libération de phosphate suite à une baisse du pH (BOERS, 1991 ; BÖSTROM *et al.*, 1988). MOUTIN *et al.* (1993) ont montré que 40 % de la fraction  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  peuvent être mobilisés au cours d'un cycle saisonnier. Dans notre cas, la variation saisonnière des concentrations en  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  peut, sans doute, être expliquée par les fluctuations du pH du sédiment. En



**Figure 5** Distribution spatiotemporelle des concentrations en Fe(OOH) des sédiments (mg/g séd. sec).

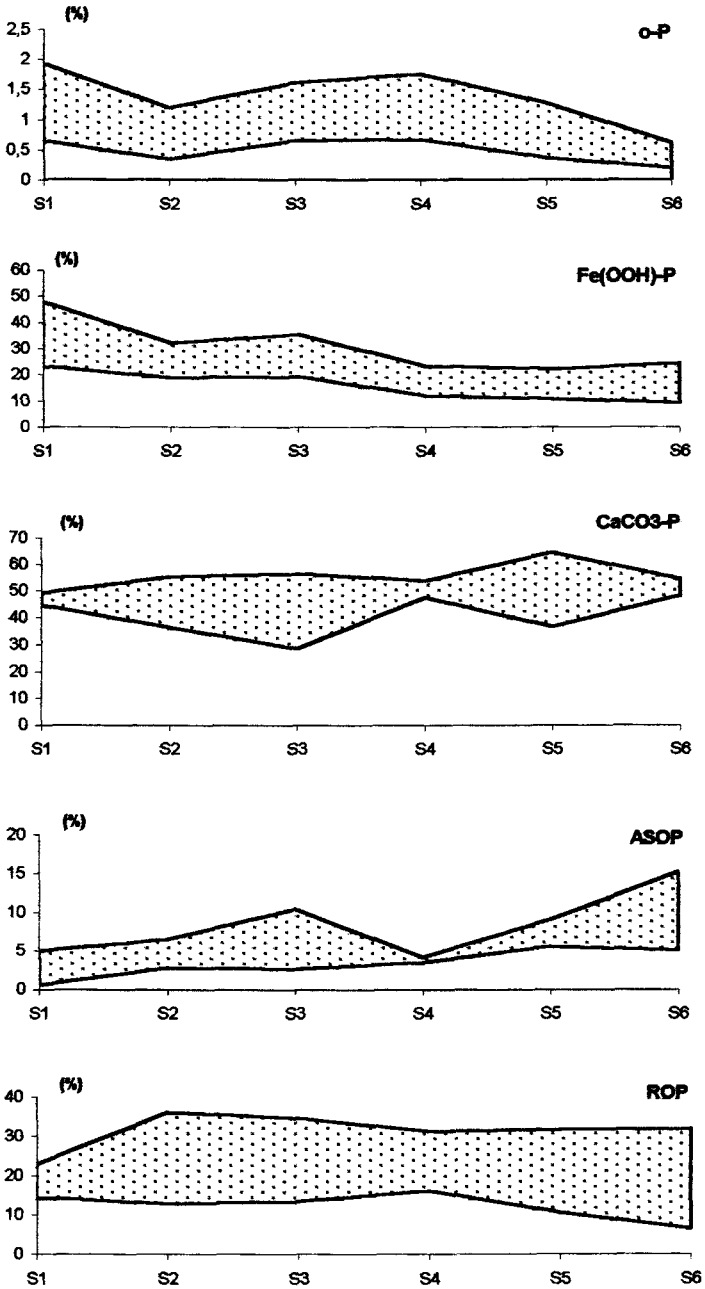
*Spatio-temporal distribution of Fe(OOH) concentrations in the sediment (mg/g dry sed.).*

effet, l'élévation du pH en août contribue certainement à augmenter la précipitation de  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  à la surface du sédiment, conformément aux observations de ISHIKAWA et ISHIKUNI (1981) et de LOPEZ et MORGUI (1992). Les concentrations minimales en  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  sont enregistrées en octobre (figure 3).

Le phosphore organique des couches superficielles du sédiment doit diminuer en été car la dégradation bactérienne augmente avec la température (BOERS et VAN HESE, 1988). Dans des environnements aérobies, l'importance de l'activité bactérienne est responsable du relargage du phosphore (SINK et CAPPENBERG, 1988). Ce relargage peut être expliqué par l'oxydation des formes organiques du phosphore ou par la dissolution de la fraction  $\text{CaCO}_3\text{-P}$  suivie d'une diminution du pH. Dans des environnements anaérobies, les bactéries sont considérées comme des catalyseurs de la réduction des complexes Fe(OOH)-P en réduisant le phosphore accumulé en conditions aérobies (DE MONTIGNY, 1993). Dans notre cas, la réduction de la fraction Fe(OOH)-P et la minéralisation des fractions organiques se sont révélées comme des facteurs susceptibles d'expliquer les variations du PT des sédiments en août. La fraction ASOP est considérée comme une fraction disponible qui peut être mobilisée (GOLTERMAN et BOOMAN, 1988). En effet, les travaux de DE GROOT et GOLTERMAN (1993) sur la fraction ROP ont mis en évidence la présence de phytates. Or, GOLTERMAN *et al.* (1998) ont montré que les phytates peuvent disparaître des sédiments en milieu anoxique et que leur minéralisation peut être un mécanisme important dans le relargage du phosphore en anoxie. Ainsi, l'étude saisonnière indique une mobilité non négligeable de cette fraction (figure 6).

## 6 - CONCLUSION

Notre travail montre que les différentes fractions du phosphore des sédiments présentent des variations saisonnières (figure 6). En effet, chacune des fractions peut libérer ou stocker, près de 15 % du PT, à l'exception de la frac-



**Figure 6** Importance relative maximale et minimale de chaque fraction en pourcentage du phosphore total.  
La partie hachurée représente la mobilité potentielle de chaque fraction.  
*Maximal and minimal relative importance of each fraction in percentage of total phosphorus.*  
*Hatched area point out the potential mobility of each fraction.*

tion soluble (o-P) (0,9 %). L'amplitude des variations mesurées pour le phosphore total lors du cycle saisonnier (estimée à partir du % de la différence entre le maximum et le minimum du PT par rapport à la valeur maximale du PT) représente en moyenne près de 20 % du PT (tableau 2). Cela suggère qu'il existe une différence entre la mobilité considérée par fraction et la mobilité totale, observée lors d'un cycle annuel. Ce décalage peut s'expliquer par la mobilité interne, au sein du sédiment, entre les différentes fractions (GOMEZ *et al.*, 1998b). Les conditions environnementales en sont, sans doute, responsables puisqu'elles favorisent le relargage par une fraction en même temps que le stockage par une autre. Il apparaît que les variations de la fraction Fe(OOH)-P sont compensées par les variations de la fraction CaCO<sub>3</sub>-P. Ainsi, l'augmentation du pH des sédiments en août entraînerait, d'une part, la mobilisation du phosphore piégé dans la fraction liée au fer et, d'autre part, une augmentation de la fraction CaCO<sub>3</sub>-P. Le phosphore libéré par la fraction Fe(OOH)-P serait donc récupéré par la fraction liée au calcium (GOLTERMAN, 1998), alors qu'en octobre, le phénomène inverse est observé. Ce transfert peut se faire sans incidence sur le stock total de phosphore sédimentaire (GOMEZ *et al.*, 1998b).

**Tableau 2** Concentrations minimales et maximales du PT et mobilité potentielle maximale du PT correspondant au pourcentage de la différence entre le maximum et le minimum du PT par rapport à la valeur maximale du PT.

**Table 2** Maximal and minimal concentrations of PT and potential mobility expressed as a percentage of total TP.

	S <sub>1</sub>	S <sub>2</sub>	S <sub>3</sub>	S <sub>4</sub>	S <sub>5</sub>	S <sub>6</sub>
Concentration minimale (µg de P/g sédiment sec)	2 306	1 285	698	519	570	999
Concentration maximale (µg de P/g sédiment sec)	3 022	1 517	792	640	738	1 369
Mobilité potentielle (différence en %)	23,69	15,29	11,86	18,9	22,76	27,02

Enfin, sur un plan plus général, les trois barrages en série entre S<sub>1</sub> et S<sub>4</sub> semblent constituer de véritables pièges à sédiments et pour le phosphore total.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADH, 1992. Les grands barrages au Maroc. *Publication de l'Administration de l'Hydraulique*. Rabat. Maroc, 80 p.
- AFNOR, 1996. Qualité des sols. *Recueil des normes françaises*. Paris.
- ALAOUÏ MHAMDI M., 1993. Intérêts de l'étude des bilans biogéochimique de l'azote et du phosphore pour la compréhension du déterminisme de l'eutrophisation de quelques retenues marocaines. *Th. Doct. d'état. Univ. Sidi Mohamed Ben Abdellah*. Fès, Maroc, 180 p.
- BERLAND J.C., BONIN D.J., MAESTRINI S.Y., 1980. Azote ou phosphore ? Considérations sur le paradoxe nutritionnel de

- la mer Méditerranée. *Oceanol. Acta*, 3 (1), 135-142.
- BOERS P., 1991. The influence of pH on phosphate release from the lake sediments. *Wat. Res.*, 25 (3), 309-311.
- BOERS P, VAN HESE O., 1988. Phosphorus release from the peaty sediments of the loosdrecht lakes (The Netherlands). *Wat. Res.*, 22 (3), 355-363.
- BONZONGO J.C., BERTRU G., MARTIN G., 1989. Les méthodes de spéciation du phosphore dans les sédiments : critiques et propositions pour l'évaluation des fractions minérales et organiques. *Arch. Hydrobiol.*, 116, 61-69.
- BÖSTROM B., 1984. Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 69, 457-474.
- BÖSTROM B., ANDERSEN J.M., FLEISCHER S., JANSSON M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170, 229-244.
- BÖSTROM B., JANSSON M., FORSBERG C., 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beich. Erg. ben.*, 18, 5-59.
- DAFIR J.E., 1997. Application de la dynamique du phosphore à l'étude de l'organisation et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques (barrage al Massira, lagune de Nador, baie de Dakhla - Maroc) : gestion et préservation. *Th. Doct d'état. Univ. Hassan II, Casablanca*, Maroc, 634 p.
- DE GROOT C.J., GOLTERMAN H.L., 1990. Sequential fractionation of sediment phosphate. *Hydrobiologia*, 192, 143-148.
- DE GROOT C.J., GOLTERMAN H.L., 1993. On the presence of organic phosphate in some camargue sediments: evidence for the importance of phytate. *Hydrobiologia*, 252 (1), 117-126.
- DE MONTIGNY C., PRAIRIE Y., BOERS P., CAPPENBERG T., VAN RAAPHORST W., 1993. The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. *Hydrobiologia*, 253, 141-150.
- DETENBECK N.E., BREZONIK P.L., 1991. Phosphorus sorption by sediments from a soft-water seepage lake 1. An evaluation of kinetic and equilibrium models. *Envir. Sci. Technol.*, 25, 395-403.
- DRPE, 1995. État de la qualité des ressources en eau dans le bassin d'Oum Rabiaa. *Publication de l'Administration de l'Hydraulique*. Rabat, Maroc, 31 p.
- DUCHAUFOUR P., 1988. Pédologie, 2<sup>nd</sup> Abrégé, Masson, Paris. 224 p.
- EL ABED L., 1996. Contribution à l'étude de l'impact des sédiments sur la qualité de l'eau : cas des retenues des barrages Daourat et Imfout (Maroc). *Th. 3<sup>e</sup> cycle. Univ. Mohamed V, Rabat*, Maroc, 394 p.
- EL ABED L., DAFIR J.E., 1999. Mobilité du phosphore entre l'eau libre, l'eau interstitielle et le sédiment : cas du lac réservoir Daourat (Maroc). *Les Cahiers de la Recherche de l'Université Hassan II*, 1 (1), 33-46.
- ENELL M., LOFGREN S., 1988. Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia*, 170, 103-132.
- FURUMAI H., OHGAKI S., 1989. Adsorption - desorption of phosphorus by lake sediments under anaerobic conditions. *Wat. Res.*, 23 (6), 677-683.
- GOLTERMAN H.L., 1977. Sediment as a source of phosphate for the algal growth. *In: GOLTERMAN H.L. (Ed.), Interactions between sediments and freshwater*, W. Junk. Pub, 286-293.
- GOLTERMAN H.L., 1988. The calcium and iron bound phosphate phase diagram. *Hydrobiologia*, 159, 149-151.
- GOLTERMAN H.L., 1995. The rôle of the ironhydroxide-phosphate-sulphide system in the phosphate exchange between sediments and overlying water. *Hydrobiologia*, 297, 43-54.
- GOLTERMAN H.L., 1996. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia*, 335, 87-95.
- GOLTERMAN H.L., 1998. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia*, 364, 75-81.
- GOLTERMAN H.L., BOOMAN A., 1988. Sequential extraction of iron phosphate and calcium phosphate from sediments by chelating agents. *Verth. Inter. Ver. Limnol.*, 23, 904-909.

- GOLTERMAN H.L., CLYMO R., OHNSTAD M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters, IBM Manual n° 8, Blackwell Scientific Publishers, Oxford. 213 p.
- GOLTERMAN H.L., PAING J., SERRANO L., GOMEZ E., 1998. Presence of and phosphate release from polyphosphates or phytate phosphate in lake sediments. *Hydrobiologia*, 364, 99-104.
- GOMEZ E., FILLIT M., XIMENES M.C., PICOT B., 1998a. Phosphate mobility at the sediment – water interface of a mediterranean lagoon (étang de méjan), seasonal phosphate variation. *Hydrobiologia*, 373/374, 203-216.
- GOMEZ E., MILLET B., PICOT B., 1998b. Accumulation des sels nutritifs dans un sédiment lagunaire et environnement hydrodynamique. *Océanol. Acta*, 21 (6), 805-817.
- HIELTJES A.H.M., LIJKLEMA L., 1980. Fractionation of inorganic phosphate in calcareous sediments. *J. Environ. Qual.*, 9, 405-407.
- ISHIKAWA M., ISHIKUNI M., 1981. Coprecipitation of phosphate with calcite. *Geochem. J.*, 28, 283-288.
- JENSEN H.S., KRISTENSEN P., JEPPESEN E., SKYTTHE A., 1992. Iron – phosphate ratio in surface sediment as indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 235/236, 731-743.
- LERMAN A., 1978. Chemical exchange across sediment-water interface. *Ann. Rev. Earth. Planet. Sci.*, 6, 281-303.
- LOPEZ P., MORGUI J.A., 1992. Phosphate and calcium carbonate saturation in a stratified coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 228, 55-63.
- MESNAGE V., PICOT B., 1995. The distribution of phosphate in sediments and its relation with eutrophication of a mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 297, 29-41.
- MOUTIN T., PICOT B., XIMENES M.C., BONTOUX J., 1993. Seasonal variations of P compounds and their concentrations in two coastal lagoons (Herault, France). *Hydrobiologia*, 252, 45-59.
- PSENNER R., PUCSKO R., 1988. Phosphorus fractionation: Advantages and limits of the method for the study of sediment P origins and interactions. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergben.*, 30, 43-59.
- PREMAZZI G., PROVINI A., 1985. Internal P loading in lakes: a different approach to its evaluation. *Hydrobiologia*, 120, 23-33.
- SANDBY B., GOBEIL C., SILVERBERG N., MUCCI A., 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 1733-1743.
- SINKE A.J.C., CAPPENBERG T.E., 1988. Influence of bacterial processes on the phosphorus release from sediments in the eutrophic Loosdrecht Lakes, the Netherlands. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergben. Limnol.*, 30, 5-13.
- SNOUSSI M., 1986. Nature, estimation et comparaison des flux de matières issues des bassins versants de l'Adour (France), du Sebou, de l'Oum Rabiaa et du Souss (Maroc). Impact du climat sur les apports fluviaux à l'océan. *Th. Doct. d'État es Sciences. Univ. Bordeaux 1*, France, 459 p.
- SUZUKI Y., KUMA K., KUDO I., HASEBE K., MATSUNAGE K., 1992. Existence of stable Fe(II) complex in oxic river water and its determination. *Wat. Res.*, 26 (11), 1421-1424.
- VOLLENWEIDER R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *OECD Technical report DAS/CSI/68.27*, 254 p.
- WILLIAMS J.D.H., JAQUET J.M., THOMAS R.L., 1976. Forms of phosphorus in the surficial sediments of lake Erie. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 33, 413-429.