

Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc) Phosphate release at the water-sediment interface in a fisheries pond of the Deroua fish farm (Béni Mellal, Morocco)

M. Hasnaoui, J. Kassila, M. Loudiki, M. Droussi, G. Balvay and G. Barrouin

Volume 14, Number 3, 2001

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705422ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705422ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

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

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Hasnaoui, M., Kassila, J., Loudiki, M., Droussi, M., Balvay, G. & Barrouin, G. (2001). Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 14(3), 307–322. <https://doi.org/10.7202/705422ar>

Article abstract

In the Deroua fish farm (Béni-Mellal, Morocco), a series of ponds was lined with polyethylene to prevent water seepage (lined ponds, C). Another series of ponds was not lined (unlined ponds, A). The lined ponds do not need much fertiliser to enhance phytoplankton growth. They receive a small quantity of urea and triple super phosphate and accumulate high levels of organic matter in their sediments. The unlined ponds receive a large quantity of fertilisers. In the ponds, an important increase in phytoplankton growth occurred particularly after fertilisation with triple super phosphate. The phosphate (P) released from the sediment is the essential source of P for phytoplankton when the ponds are not fertilised.

Sediment samples used in this study were collected in June 1999 from the A₁ and C₁ ponds of the Deroua fish farm. The bottom sediments were collected with a core sampler to provide samples from the 0-5 cm layer. The samples were mixed and analysed for pH, total Kjeldahl nitrogen (NTK), nitrates (N-NO₃⁻), ammonium (N-NH₄⁺), total iron (tot-Fe) and P-fractionation in eight replicates, using the Golterman method (1996).

In this work, experiments were conducted to evaluate the P released from sediments of lined and unlined ponds under controlled conditions. The samples included: untreated sediments, sediments treated with hydrogen peroxide (H₂O₂), and sediments treated with chloroform (CHCl₃). H₂O₂ was used to destroy the organic matter of sediment. To inactivate bacteria, CHCl₃ was added to the sediments. CHCl₃ does not modify the mineral and organic structures of sediments but does reduce the bacterial biomass. Urea and triple super phosphate were added to Chinese carp rearing ponds at Deroua fisheries farm to stimulate algal growth. However, phosphate bound to the sediments was released into the water column during anaerobic conditions. The released phosphate from lined pond (C₁) enhanced the algal production.

We have tested the fertilisation capacity of A₁ and C₁ ponds as well as the effects of different factors such as dissolved oxygen, pH, nitrate, and organic matter (glucose) on the phosphate released from the sediments. The results show that under anoxic conditions, phosphate solubility increased in the interstitial water. The released phosphate (873 µg/l) comes from the mineral fraction, particularly from Fe(OOH)=P. The P released from the A₁ untreated sediment under oxic and anoxic conditions was low in comparison to the P released from the C₁ untreated sediment and did not exceed 9.1 µg.g⁻¹ d.w. (Figure 1). The removal of organic matter with H₂O₂ had a positive effect on the P released from the C₁ sediments only after the second day of incubation. The inactivation of bacteria with CHCl₃ had an inhibitory effect on the P released from the C₁ sediments under oxic and anoxic conditions; however for the A₁ sediments, this inactivation of bacteria had no effect on the kinetics of P release. Phosphorus release from the C₁ sediments was important under anoxic conditions; the P came from Fe(OOH)=P after the reduction of Fe(OOH).

The addition of nitrates decreased the mobilisation of phosphate from the sediments. Acid conditions increased the dissolution of calcium-bound phosphate, while alkaline conditions increased the dissolution of iron-bound phosphate and its re-precipitation onto carbonate present in sediments. High concentrations of organic matter (glucose) increased oxygen demand and favoured the development of reducing conditions. The phosphate was released from Fe(OOH)=P.

The conceptual model of P released in fish ponds shows that, in semiarid climates and in calcareous areas, the polyethylene lining of ponds prevents not only the seepage of water but also the percolation of nutrients. Consequently, the P was more available for algal uptake in the lined ponds. More phosphate will be released concomitant with the process of the ponds becoming anoxic, as nitrate concentrations and the pH of sediments decrease.

Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni Mellal, Maroc)

Phosphate release at the water-sediment interface in a fisheries pond of the Deroua fish farm (Béni Mellal, Morocco)

M. HASNAOUI^{1,2,*}, J. KASSILA¹, M. LOUDIKI², M. DROUSSI³, G. BALVAY⁴, G. BARROIN^{4,*}

Reçu le 20 novembre 2000, accepté le 30 juillet 2001**.

SUMMARY

In the Deroua fish farm (Béni-Mellal, Morocco), a series of ponds was lined with polyethylene to prevent water seepage (lined ponds, C). Another series of ponds was not lined (unlined ponds, A). The lined ponds do not need much fertiliser to enhance phytoplankton growth. They receive a small quantity of urea and triple super phosphate and accumulate high levels of organic matter in their sediments. The unlined ponds receive a large quantity of fertilisers. In the ponds, an important increase in phytoplankton growth occurred particularly after fertilisation with triple super phosphate. The phosphate (P) released from the sediment is the essential source of P for phytoplankton when the ponds are not fertilised.

Sediment samples used in this study were collected in June 1999 from the A₁ and C₁ ponds of the Deroua fish farm. The bottom sediments were collected with a core sampler to provide samples from the 0-5 cm layer. The samples were mixed and analysed for pH, total Kjeldahl nitrogen (NTK), nitrates (N-NO₃⁻), ammonium (N-NH₄⁺), total iron (tot-Fe) and P-fractionation in eight replicates, using the GOLTERMAN method (1996).

In this work, experiments were conducted to evaluate the P released from sediments of lined and unlined ponds under controlled conditions. The samples included: untreated sediments, sediments treated with hydrogen peroxide (H₂O₂), and sediments treated with chloroform (CHCl₃). H₂O₂ was used to destroy the organic matter of sediment. To inactivate bacteria, CHCl₃ was added to the sediments. CHCl₃ does not modify the mineral and organic

1. Laboratoire d'écologie appliquée, Dépt sciences de la vie, Faculté des sciences et techniques. BP 523. 23000 Béni-Mellal, Maroc.

2. Laboratoire d'algologie, Dépt. biologie, Faculté des sciences Semlalia, Marrakech, Maroc.

3. Station de la Deroua, Direction des eaux et forêts et de la conservation des sols, Béni- Mellal, Maroc.

4. Station d'hydrobiologie lacustre, BP 511. 74203 Thonon-les-Bains cedex, France.

* Correspondance. E-mail : must_hasnaoui@yahoo.com
balvay@thonon.inra.fr

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 14 août 2002.

structures of sediments but does reduce the bacterial biomass. Urea and triple super phosphate were added to Chinese carp rearing ponds at Deroua fisheries farm to stimulate algal growth. However, phosphate bound to the sediments was released into the water column during anaerobic conditions. The released phosphate from lined pond (C_1) enhanced the algal production.

We have tested the fertilisation capacity of A_1 and C_1 ponds as well as the effects of different factors such as dissolved oxygen, pH, nitrate, and organic matter (glucose) on the phosphate released from the sediments. The results show that under anoxic conditions, phosphate solubility increased in the interstitial water. The released phosphate (873 $\mu\text{g/l}$) comes from the mineral fraction, particularly from $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$. The P released from the A_1 untreated sediment under oxic and anoxic conditions was low in comparison to the P released from the C_1 untreated sediment and did not exceed 9.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ d.w. (figure 1). The removal of organic matter with H_2O_2 had a positive effect on the P released from the C_1 sediments only after the second day of incubation. The inactivation of bacteria with CHCl_3 had an inhibitory effect on the P released from the C_1 sediments under oxic and anoxic conditions; however for the A_1 sediments, this inactivation of bacteria had no effect on the kinetics of P release. Phosphorus release from the C_1 sediments was important under anoxic conditions; the P came from $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ after the reduction of $\text{Fe}(\text{OOH})$.

The addition of nitrates decreased the mobilisation of phosphate from the sediments. Acid conditions increased the dissolution of calcium-bound phosphate, while alkaline conditions increased the dissolution of iron-bound phosphate and its re-precipitation onto carbonate present in sediments. High concentrations of organic matter (glucose) increased oxygen demand and favoured the development of reducing conditions. The phosphate was released from $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$.

The conceptual model of P released in fish ponds shows that, in semiarid climates and in calcareous areas, the polyethylene lining of ponds prevents not only the seepage of water but also the percolation of nutrients. Consequently, the P was more available for algal uptake in the lined ponds. More phosphate will be released concomitant with the process of the ponds becoming anoxic, as nitrate concentrations and the pH of sediments decrease.

Key-words: Morocco, Deroua, orthophosphates, release, fertilisation, oxic, anoxic, lined pond, production, fish.

RÉSUMÉ

De l'urée et du super phosphate triple ont été appliqués aux étangs d'alevinage de carpes chinoises de la station Deroua pour stimuler la croissance des algues. Toutefois, une forte proportion de ce phosphore est fixée par les sédiments et sera libérée en grande quantité dans les étangs lorsque les sédiments sont en conditions anaérobies.

Nous avons étudié le relargage des orthophosphates par les sédiments provenant de deux étangs différents. L'un (A_1) en terre ce qui permet la percolation des éléments nutritifs vers les couches profondes, l'autre (C_1) dont le fond recouvert d'une fine membrane en polyéthylène, est parfaitement imperméable et empêche toute perte. Par ailleurs, nous avons étudié les effets de l'oxygène dissous, du pH, des nitrates et du glucose sur le relargage des orthophosphates par les sédiments.

Les résultats obtenus montrent qu'en anaérobiose, la solubilité du phosphore augmente dans l'eau interstitielle. Les orthophosphates libérés, dont la concentration peut atteindre 873 $\mu\text{g/l}$, proviennent de la fraction minérale en particulier du $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$. Le sédiment C_1 qui accumule de grandes quantités de matière organique libère plus de phosphore que le sédiment A_1 .

L'addition des nitrates limite la mobilisation du phosphore à partir des sédiments. Le pH acide provoque la dissolution du phosphore lié au calcium alors qu'un pH alcalin provoque celle du phosphore lié aux hydroxydes de fer et sa précipitation partielle sur les carbonates présents dans les sédiments.

Mots clés : Maroc, Deroua, orthophosphates, relargage, anaérobie, percolation, polyéthylène.

1 – INTRODUCTION

La mobilisation du phosphore se traduit principalement par transformation de la forme particulaire en forme dissoute. Elle peut être physique ou chimique et comporte plusieurs processus tels que la désorption, la dissolution du phosphore inclus dans les précipités, les échanges de ligands, le processus de minéralisation achevé par une hydrolyse des liaisons ester-phosphates, le relargage du phosphore à partir des cellules vivantes et enfin l'autolyse des cellules (BÖSTROM *et al.*, 1988). Plusieurs travaux ont démontré que la mobilisation du phosphore peut être affectée par plusieurs facteurs tels que la température, l'oxygène dissous, le pH et la nature des sédiments (BÖSTROM *et al.*, 1988 ; TSHIKAWA et NISHIMURA, 1989 ; MATEJKA *et al.*, 1992 ; GERKE et HERMAN, 1992 ; SOLTAN *et al.*, 1993 ; GOLTERMAN, 1995a ; HOUSE *et al.*, 1995). Ces processus peuvent avoir lieu aussi bien dans la colonne d'eau que dans les sédiments. Les différentes formes du phosphore présentes dans les sédiments peuvent être relarguées directement dans la colonne d'eau (BÖSTROM *et al.*, 1988 ; BOERS *et al.*, 1994).

Le phosphore présent dans les étangs de la Deroua provient de la fertilisation par du triple super phosphate qui renferme 45 % de P_2O_5 et dont le pourcentage de dissolution est de 5,1 % (KEWEI LIN *et al.*, 1997). Cet élément est apporté aux étangs afin d'améliorer la productivité piscicole par une stimulation de la croissance du phytoplancton.

Pour optimiser les apports du fertilisant phosphaté, nous avons évalué la quantité du phosphore relargué par les sédiments provenant de deux étangs différents : A₁ dont le fond permet la fuite par percolation des éléments et C₁ dont le fond recouvert d'une fine membrane en polyéthylène empêche toute perte et augmente la disponibilité des éléments nutritifs. Cette étude consiste à mesurer les quantités d'orthophosphates relargués par les sédiments durant une période d'incubation de sept jours.

Nous avons également étudié l'effet sur ce relargage de paramètres susceptibles d'être modifiés par les pratiques piscicoles :

- le pH en relation avec le chaulage ;
- l'oxygène dissous avec une éventuelle aération artificielle en période d'anoxie ;
- les nitrates avec l'alimentation actuelle en eau de nappe phréatique relativement riche en ce composé (11-12 mg N/l) ;
- le glucose avec une éventuelle fertilisation organique.

Toutefois, dans ces étangs la fertilisation organique n'est jamais appliquée pour éviter le problème d'anoxie, la température dépassant 20 °C à partir de mars-avril, période d'alevinage dans la station de pisciculture de la Deroua.

Pour comprendre la relation avec la matière organique qui est stockée notamment dans l'étang plastifié, et les bactéries qui prolifèrent pour décomposer cette matière et qui jouent un rôle important dans le cycle du phosphore, nous avons étudié l'influence sur le relargage de la destruction de la matière organique par l'ajout d'eau oxygénée à 30 % et par la stérilisation au chloroforme pur.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site de l'étude

La station de pisciculture de la Deroua est située à 25 km au Sud-Ouest de la ville de Béni-Mellal (Maroc central). Elle produit actuellement plus d'un million de carpillons par an de trois espèces différentes : *Hypophthalmichthys molitrix* (phytoplanctonophage), *Cyprinus carpio* (zooplanctonophage et benthique) et *Ctenopharyngodon idella* (macrophytophage) afin de lutter contre les proliférations phytoplanctoniques dans les retenues de barrages et de limiter le développement des macrophytes dans les canaux d'irrigation. Cette station dispose de 14 étangs aménagés de 1 500 à 2 000 m² de superficie chacun pour 1,5 à 2 m de profondeur.

2.2 Échantillonnage

Prélevés en juin 1999 dans les étangs A₁ et C₁, les sédiments incluent la couche superficielle sur une épaisseur de 5 cm. Ces échantillons ont été récoltés en huit replicats à l'aide d'un tube carottier en PVC et immédiatement transportés au laboratoire pour analyse.

2.3 Test de relargage

Les sédiments prélevés dans les étangs A₁ et C₁ ont d'abord été centrifugés à 3 000 t/min pendant 30 min pour éliminer la majeure partie de l'eau interstitielle puis homogénéisés ; ils ont ensuite subi deux types de traitement avant d'être soumis aux tests de relargage :

a) Sédiment brut : aucun traitement.

b) Sédiment + H₂O₂ : traitement à l'eau oxygénée à 30 % pendant 24 h afin de détruire la matière organique, puis rinçage à l'eau distillée afin d'éliminer toute trace de H₂O₂.

c) Sédiment + CHCl₃ : stérilisation au chloroforme pur. Ce dernier n'a pas d'effet sur les structures minérales et organiques des sédiments.

Le relargage du phosphore a été étudié au laboratoire, dans des Erlenmeyers, avec 5 g de sédiments dans 250 ml d'eau distillée, cette concentration

ayant été préalablement déterminée pour son aptitude à maximiser le relargage (KASSILA *et al.*, 1999).

2.3.1 Effet de la destruction de la matière organique et de la stérilisation

Afin d'étudier les effets combinés de l'oxygène dissous avec ceux de l'élimination de la matière organique et de la stérilisation, deux séries de 9 Erlenmeyers ont été mises en place pour chaque sédiment des étangs A₁ et C₁. La première série est mise en conditions aérobies, l'eau surnageante contenue dans les Erlenmeyers étant oxygénée en continu grâce à des diffuseurs pendant toute la période du test. La deuxième série est mise en conditions anaérobies, les Erlenmeyers étant désaérés à l'azote gazeux puis fermés hermétiquement par des bouchons étanches. Trois réplicats ont été réalisés pour chaque essai. L'évolution de la concentration en phosphore dans l'eau surnageante a été suivie en fonction du temps par dosage des orthophosphates sur des aliquotes d'eau prélevée. Les résultats de ces analyses sont exprimés en µg P/g séd. sec. Tous les Erlenmeyers ont été incubés à l'obscurité, dans une chambre thermostatée à 22 °C, température moyenne enregistrée au fond des étangs.

2.3.2 Effet des nitrates, du pH et du glucose (tableau 1)

En maintenant des conditions anaérobies, l'eau surnageante a été enrichie en nitrates pour atteindre 12 mg N-NO₃/l, valeur correspondant à la concentration moyenne des nitrates dans les eaux de puits qui alimentent les étangs.

L'eau surnageante a été tamponnée à 3 pH différents : 6, 8 et 10, en plus du suivi journalier des orthophosphates relargués dans l'eau surnageante.

Différentes doses de glucose (0 g, 0,5 g, 1 g, 5 g, 10 g) ont été rajoutées aux Erlenmeyers en anaérobiose.

Tableau 1 Étude de l'effet des nitrates, du pH et du glucose sur différents types de sédiments.

A : conditions aérobies ; Ana : conditions anaérobies

Table 1 Effects of nitrate, pH and glucose on different types of sediments.

A: aerobic conditions; Ana: anaerobic conditions

	Traitement du sédiment		
	Brut	+ H ₂ O ₂	+ CHCl ₃
Témoin	A et Ana	A et Ana	A et Ana
+ Nitrates	Ana	Ana	Ana
pH variable	Ana	Ana	Ana
+ glucose	Ana	Ana	Ana

2.4 Paramètres mesurés et méthodes utilisées

2.4.1 Formes azotées

- Azote nitrique (N-NO_3^-) de l'eau interstitielle : méthode au salicylate de Na (RODIER, 1984).
- Azote minéral (NO_2^- , NO_3^- et NH_4^+) des sédiments : après extraction au KCl, une première distillation en présence de magnésie calcinée mobilise NH_4^+ , une deuxième distillation en présence de l'alliage de DEWARDA mobilise à la fois NO_2^- et NO_3^- .
- Azote total Kjeldahl (NTK) des sédiments : méthode Afnor T 90-110.

2.4.2 Formes phosphorées

- Orthophosphates de l'eau interstitielle : méthode Afnor T90-023 après centrifugation à 7 000 t/min et filtration sur membrane Millipore GF/C 0,45 μm de porosité.
- Phosphore total (P_{tot}) des sédiments : minéralisation en autoclave à 120 °C de 0,1 g de sédiment en milieu acide en présence de persulfate de potassium ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) suivie du dosage du phosphore minéralisé selon la méthode Afnor T90-023 après neutralisation de l'échantillon.

2.4.3 Autres paramètres

- pH : pH-mètre de terrain type 93301 équipé d'une électrode BS 90433 sur une suspension de 10 g de sédiment dans 25 ml d'eau distillée chaude.
- Carbone organique : dosage de l'excès de bichromate de potassium n'ayant pas réagi avec le carbone par une solution de sel de Mohr (0,25 N) ; indicateur coloré : diphenylamine (méthode d'Anne *in* AUBERT, 1978).
- Fer total des sédiments : extraction en milieu acide (HCl) dans un bain marie à 80 °C pendant 2 h et à l'abri de l'air de 0,25 g finement pulvérisé et frais, suivie du dosage du fer total selon la méthode colorimétrique à l'orthophénantroline après ajout de l'acide ascorbique. La lecture se fait à 490 nm (GOLTERMAN *et al.*, 1978).
- Calcaire total des sédiments : calcimètre de Bernard après attaque à l'HCl.

2.4.4 Spéciation du phosphore des sédiments

Au préalable, l'eau interstitielle des sédiments est éliminée par centrifugation à 7 000 t/min. La spéciation du phosphore a été effectuée selon la méthode de GOLTERMAN (1996) en raison de la meilleure extraction que présente le Ca-EDTA par rapport aux autres extractants connus, Ca-NTA/dithionine, Citrate-dithionine-bicarbonate et NaOH (KASSILA *et al.*, 2000). Cette méthode extrait en premier lieu le phosphore lié au fer ($\text{Fe(OOH)}\approx\text{P}$) et aux carbonates ($\text{CaCO}_3\approx\text{P}$) par des solutions de Ca-EDTA (0,05 M) et de Na-EDTA (0,1 M) respectivement. La partie organique comporte une fraction soluble dans l'HCl (0,5 M), une autre soluble dans NaOH (2 M) et enfin une partie résiduelle obtenue après minéralisation du culot final.

3 – RÉSULTATS

3.1 Analyse physique et chimique des sédiments

Les deux sédiments A₁ et C₁ ont un pH voisin de la neutralité. Le sédiment C₁ est plus riche en NTK, N-NH₄⁺ et en carbone organique que le sédiment A₁, alors que c'est l'inverse pour N-NO₃⁻ (tableau 2). La spéciation du phosphore montre que le P_{tot} est essentiellement minéral, CaCO₃≈P représentant 86,9 % et 84,2 % du P_{tot} respectivement pour A₁ et C₁. La fraction organique ne représente que 5,9 % et 5,7 % du P_{tot} respectivement pour les sédiments A₁ et C₁.

Tableau 2 Caractéristiques physiques et chimiques des sédiments A₁ (en terre) et C₁ (avec un revêtement en polyéthylène) et spéciation du phosphore.

Porg_{NaOH} : Phosphore organique soluble dans le NaOH ; Porg_{HCl} : Phosphore organique soluble dans l'HCl

Table 2 Physical and chemical characteristics of A₁ (unlined pond) and C₁ (lined pond) sediments and fractionation of phosphorus.

Porg_{NaOH}: Org-phosphate extracted by NaOH; Porg_{HCl}: Org-phosphate extracted by HCl.

Paramètres	Sédiments	
	A ₁	C ₁
pH	7,9 ± 0,03	7,2 ± 0,02
NTK (µg g ⁻¹ sed. sec)	1 750 ± 300	7 050 ± 700
N-NH ₄ ⁺ (µg g ⁻¹ sed. sec)	26,9 ± 0,4	87 ± 7,9
N-NO ₃ ⁻ (µg g ⁻¹ sed. sec)	10,9 ± 0,7	1,3 ± 0,05
C. organique (µg g ⁻¹ sed. sec)	14 300 ± 900	36 000 ± 1 500
P eau interstitielle (µg l ⁻¹)	6,2 ± 0,9	8,9 ± 0,8
P _{tot} (µg P g ⁻¹ sed. sec)	2 050 ± 105	2 249 ± 89
Fe _{tot} (µg P g ⁻¹ sed. sec)	4 960 ± 470	4 330 ± 420
Spéciation du P (µg P g ⁻¹ sed. sec)		
Fe(OOH)≈P	146 ± 8,6	246,5 ± 6,8
CaCO ₃ ≈P	1 758 ± 49	2 068 ± 78
Porg _{HCl}	32 ± 1,9	18 ± 0,7
Porg _{NaOH}	67 ± 3,5	100 ± 7,8
P résiduel	20 ± 6	21 ± 4,6
Somme des P extraits	2 023 ± 87,5	2 454 ± 74,3

3.2 Comparaison du relargage des sédiments en fonction du traitement (sédiment brut, sédiment + H₂O₂, sédiment + CHCl₃) et des conditions ambiantes (aérobies et anaérobies)

• Sédiment A1 : l'élimination de la matière organique et la stérilisation n'ont pas d'effet significatif sur la quantité de phosphore relarguée, quantité ne dépassant pas 10 µg P/g séd. sec pendant toute la durée d'incubation, en conditions aérobies ou anaérobies (figure 1).

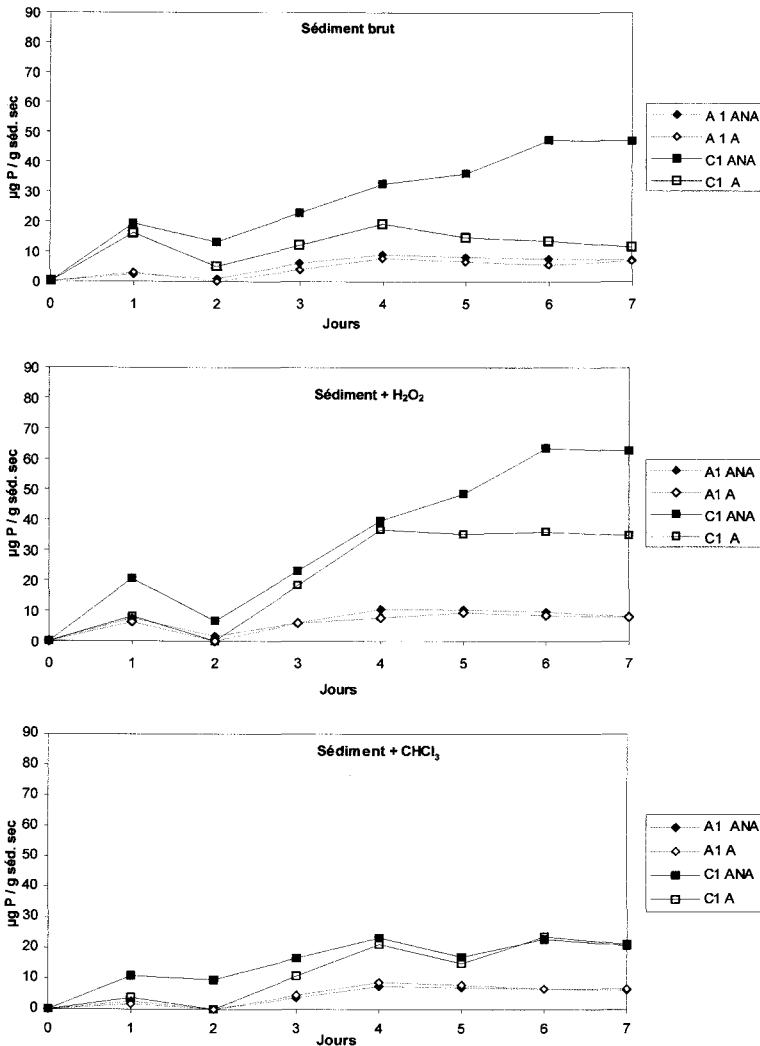


Figure 1 Évolution de la quantité de phosphore relargué par les sédiments A₁ (en terre) et C₁ (avec revêtement en polyéthylène) (Séd. brut, Séd. + H₂O₂ et Séd. + CHCl₃) en conditions d'aérobiose (A) et d'anaérobiose (ANA) durant 7 jours d'incubation.

Kinetics of phosphate release by A₁ (unlined pond) and C₁ (lined pond) sediments (untreated Sed., Sed. + H₂O₂ and Sed. + CHCl₃) under oxix (A) and anoxic conditions (ANA) during 7 days of incubation.

• Sédiment C₁ : il relargue plus de phosphore que le sédiment A₁ particulièrement en conditions anaérobies. L'élimination de la matière organique augmente le relargage, avec un maximum de 63,5 µg P/g séd. sec le 6^e jour en anaérobiose et de 36,6 µg P/g séd. sec le 4^e jour en aérobiose. La stérilisation fait qu'à partir du 4^e jour, le sédiment stérile relargue plus de P que le sédiment brut en aérobiose, alors que c'est le contraire en anaérobiose.

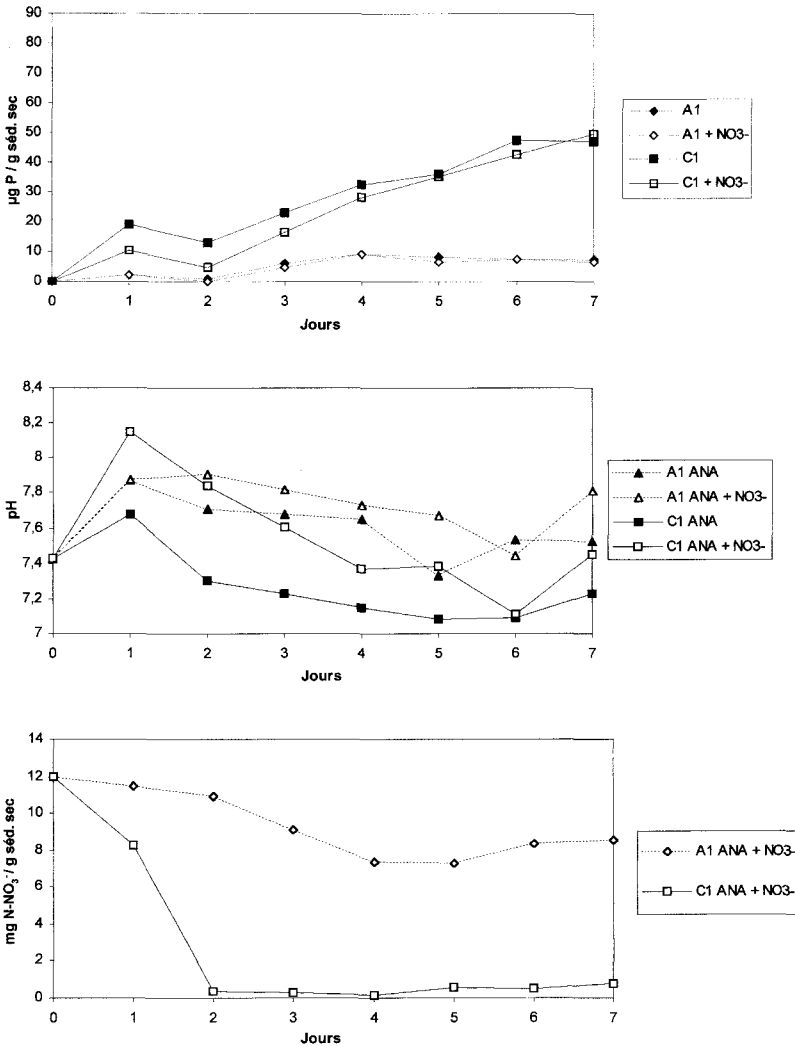


Figure 2 Évolution de la quantité de phosphore relargué par les sédiments A₁ (en terre) et C₁ (avec membrane en polyéthylène), du pH et des nitrates dans l'eau surnageante en conditions d'anaérobiose en présence et en absence des nitrates.

Kinetics of phosphate release by A₁ (unlined pond) and C₁ (lined pond) sediments, and changes in pH and nitrate concentrations under anoxic conditions, with or without nitrate.

3.3 Relargage des sédiments bruts sous l'influence d'apports de nitrates en anaérobiose

L'ajout des nitrates limite le relargage du phosphore par le sédiment C₁ surtout durant les 3 premiers jours d'incubation. Il reste sans effet sur le sédiment A₁ (figure 2).

Pour les deux types de sédiments A_1 et C_1 , le pH varie de 7 à 8,2 avec ou sans nitrates. Le maximum est enregistré le premier jour pour le sédiment C_1 avec ou sans nitrates et le sédiment A_1 avec nitrates, mais le sédiment A_1 sans nitrates montre son maximum le 2^e jour. Après ces maxima, nous assistons à une chute progressive des valeurs du pH.

Les concentrations en nitrates dans l'eau restent supérieures à 7,2 mg $N-NO_3/g$ séd. sec au contact du sédiment A_1 alors que la dénitrification, plus active au contact du sédiment C_1 , maintient le $N-NO_3$ à une valeur inférieure ou égale à 1 mg à partir du 2^e jour.

3.4 Relargage des sédiments bruts sous l'influence du pH en anaérobiose

Quels que soient le sédiment et le pH, le relargage diminue le 2^e jour d'incubation, reprend par la suite et semble se stabiliser en fin de test à environ 20 μg P/g séd. sec pour A_1 et 60 μg P/g séd. sec pour C_1 .

Quel que soit le pH, C_1 relargue plus que A_1 , le maximum étant atteint à pH 8 pour C_1 et à pH 6 pour A_1 (figure 3).

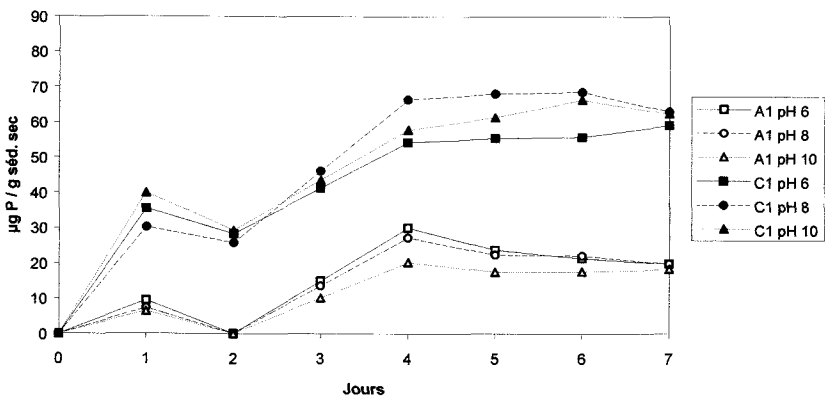


Figure 3 Évolution de la quantité de phosphore relargué par les sédiments A_1 (en terre) et C_1 (plastifié) en conditions d'anaérobiose à différents pH (6, 8 et 10).

Kinetics of phosphate release by A_1 (unlined pond) and C_1 (lined pond) sediments under anoxic conditions at different pH values (6, 8 and 10).

3.5 Relargage des sédiments bruts sous l'influence d'apports de glucose en anaérobiose

Durant les deux premiers jours d'incubation, le relargage du phosphore par les sédiments A_1 et C_1 atteint un maximum de 43,5 μg P/g séd. sec pour A_1 et de 83,7 μg P/g séd. sec pour le sédiment C_1 (figure 4). À partir du 2^e jour, se produit une chute du relargage puis une stabilisation due à un équilibre des concentrations entre l'eau surnageante et le sédiment. Cette stabilisation est plus rapide dans le cas du sédiment A_1 alors que C_1 présente des fluctuations du relargage dont les amplitudes sont progressivement atténuées.

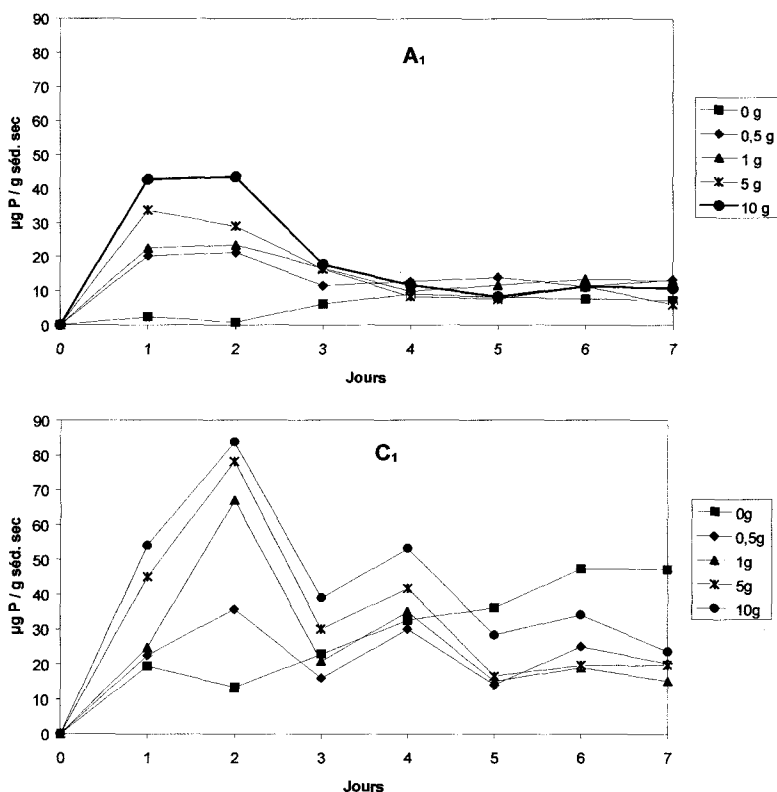


Figure 4 Évolution de la quantité de phosphore relargué par les sédiments A₁ (en terre) et C₁ (plastifié) en conditions d'anaérobiose en présence d'un gradient de matière organique (glucose).

Kinetics of phosphate release by A₁ (unlined pond) and C₁ (lined pond) sediments under anoxic conditions in the presence of a gradient of organic matter (glucose).

4 – DISCUSSION

4.1 Composition du sédiment

La grande productivité de l'étang plastifié C₁ est liée aux teneurs élevées en carbone et en azote organiques de son sédiment (HASNAOUI *et al.*, 1999), les bactéries hétérotrophes se développant aux dépens des bactéries nitrifiantes (HANAKI *et al.*, 1990 ; BITTON, 1994). Dans l'étang C₁, les grandes quantités de Fe(OOH)₂≈P et de CaCO₃≈P sont liées au caractère qui le différencie à l'étang A₁ (présence de la membrane en polyéthylène au fond) et également à sa richesse en CaCO₃ (53 %). Le pourcentage en fer étant de 0,4 %.

La grande teneur en azote ammoniacal et la faible teneur en nitrates dans C₁ sont expliquées par l'importance des charges organiques qui bloquent le processus de nitrification dans les sédiments comme l'ont montré GOLTERMAN (1975), SLOTH *et al.* (1995).

4.2 Test de relargage

Le phosphore est relargué en grande quantité par le sédiment C_1 essentiellement en conditions anaérobies : le fer ferrique du complexe $Fe(OOH)\approx P$ est réduit en fer ferreux libérant ainsi le phosphate (BARROIN, 1986 ; BÖSTROM *et al.*, 1988 ; MATEJKA *et al.*, 1992). Ce résultat est en accord avec ceux trouvés par plusieurs auteurs (BATES et NEAFUS 1980 ; SPAN *et al.*, 1990 ; etc.). Ce processus est encore plus actif en présence des bactéries.

Le processus de relargage peut se manifester même en aérobiose aussi bien pour le sédiment A_1 que pour le sédiment C_1 . Ceci confirme les observations de BARROIN (1986) dans des lacs profonds.

Compte tenu de la composition chimique des sédiments A_1 et C_1 , le phosphore relargué est essentiellement minéral. Les rapports des concentrations initiales en $Fe(OOH)\approx P$ et en $CaCO_3\approx P$ du sédiment C_1 sur celles du sédiment A_1 sont respectivement de 1,69 et de 1,17 (*tableau 2*) ce qui explique que C_1 relargue plus que A_1 .

Les résultats de la spéciation du phosphore montrent que la matière organique s'oppose au relargage du phosphore par le sédiment C_1 . En effet, le traitement des sédiments par H_2O_2 provoque une minéralisation partielle de la matière organique. Cette minéralisation s'accompagne d'une libération du phosphore qui se fixe sur les hydroxydes de fer libres et confère à ce sédiment une capacité de relargage plus forte.

L'accumulation de la matière organique dans le sédiment C_1 intensifie le processus de relargage du $Fe(OOH)\approx P$ par l'installation de conditions anaérobies. De plus la décomposition de cette matière organique provoque une baisse du pH, responsable de la dissolution de $CaCO_3\approx P$.

4.3 Effet des nitrates

La présence des nitrates en anaérobiose limite le relargage du phosphore par le sédiment C_1 . BARROIN (1986), BÖSTROM *et al.* (1988), SCHÖN *et al.* (1993) ont évoqué que les nitrates agissaient de la même manière que l'oxygène dissous sur le processus de relargage du phosphore. Cette technique (méthode rïplex) est utilisée pour le traitement des lacs (RIPL, 1976).

Pour le sédiment C_1 , le relargage du P augmente dès que les nitrates sont éliminés par la dénitrification qui intervient durant les deux premiers jours d'incubation. Cette dénitrification est concomitante à une oxydation de la matière organique. Elles engendrent ensemble une baisse du potentiel redox favorisant le relargage du phosphore à partir du 3^e jour (*figure 2*). Le $Fe(OOH)\approx P$ est à l'origine du phosphore relargué puisque les liens entre P et Fe cessent dès la transformation du fer ferrique en fer ferreux (BOERS, 1986 ; COMEAU *et al.*, 1987 ; TAM *et al.*, 1992).

4.4 Effet du pH

Pour les sédiments A_1 et C_1 , le pH 6 favorise la dissolution des $CaCO_3\approx P$. Les formes du $CaCO_3\approx P$ de A_1 sont probablement plus stables que celles de C_1 .

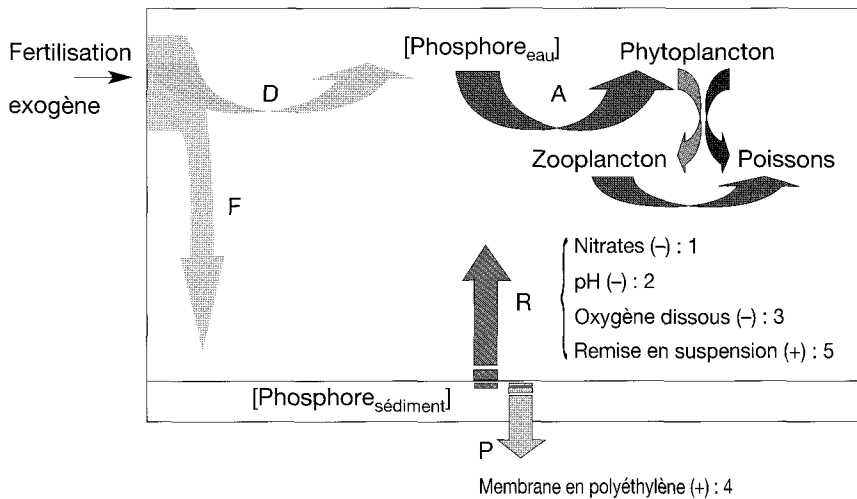
Le phosphore relargué à pH 8 provient essentiellement de $Fe(OOH)\approx P$ par les deux sédiments. Le pH 10 favorise davantage le relargage du phosphore à

partir de $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ et sa précipitation sur CaCO_3 présent dans les sédiments. Ceci corrobore les travaux effectués par ENELL et LÖFGREN (1988), GOLTERMAN (1995b) qui montrent que plus le pH augmente, plus la capacité d'adsorption des phosphates sur les hydroxydes de fer diminue. Cette diminution résulte d'une augmentation des échanges de ligands avec les phosphates induisant leur libération dans le milieu (BÖSTROM *et al.*, 1988).

Le pH de l'eau est conditionné par l'intensité des différents processus biologiques qui s'y déroulent dont la photosynthèse, la respiration et la minéralisation de la matière organique. Il varie entre 7,5 et 9,5 et est donc favorable au relargage du $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ et à une précipitation ultérieure de ce phosphore avec les carbonates. L'effet du pH sur le relargage dépend des concentrations des sédiments A_1 et C_1 en $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ et de la nature de $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$.

4.5 Effet du glucose

Le relargage du phosphore par les sédiments A_1 et C_1 est proportionnel à la quantité de glucose apportée durant les premières 48 heures d'incubation. Il a été démontré que la minéralisation de la matière organique provoque une chute du pH, responsable de la dissolution de $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ (STUM et LECKIE, 1971 ; GOLTERMAN, 1995b). De même l'augmentation de l'activité minéralisatrice favorise l'installation de conditions anoxiques au niveau du sédiment et facilite la désorption du phosphore à partir des hydroxydes de fer suite à une réduction du Fe^{+++} en Fe^{++} . Ainsi, la matière organique agit par l'intermédiaire de variables telles le pH et le potentiel rédox.



A : assimilation par les algues ; **F** : fixation du phosphore par les sédiments ; **D** : phosphore dissous ; **R** : relargage du phosphore des sédiments ; **P** : percolation ; (+) : effectuer ; (-) : réduire ; 1, 2, 3, 4 et 5 : les différentes interventions permettant l'augmentation du relargage.

Figure 5 Schéma conceptuel du relargage du phosphore dans les étangs de pisciculture en régions semi-arides et calcaires.

Conceptual model of phosphate release in fishponds in semiarid climates and calcareous areas.

4.6 Schéma conceptuel

Les résultats observés nous permettent de proposer un schéma conceptuel (figure 5) qui expose au pisciculteur, dans les régions semi-arides et calcaires, une gestion de l'écosystème étang en vue d'améliorer la production piscicole.

L'augmentation du relargage du phosphore par les sédiments laisse présager des interventions sur des paramètres physiques et chimiques, ce qui permettra une augmentation de la concentration du phosphore dissous (PO_4^{3-}) dans l'eau de l'étang, disponible pour le phytoplancton :

- l'augmentation du relargage du phosphore des sédiments en réduisant à la fois la concentration des nitrates dans l'eau en changeant la source d'alimentation (1), le pH en évitant le chaulage (2) et l'oxygène dissous au fond des étangs en favorisant la mise en place d'une désoxygénation (3) puisque les carpes peuvent survivre en quasianoxie ($< 1 \text{ mg O}_2/\text{l}$) (BILLARD, 1995) ;
- la diminution de la percolation aussi bien verticale que latérale par recouvrement du fond par une membrane en polyéthylène (4) (cas de l'étang C₁).

Il est important de souligner qu'une remise en suspension (5) par une aération artificielle est considérée comme le facteur important dans la diffusion du phosphore soluble de l'eau interstitielle des sédiments vers l'eau surnageante (BATES et NEAFUS, 1980 ; BÖSTROM *et al.*, 1988 ; HASNAOUI, 2001). Cette aération peut être appliquée après une période de désoxygénation du fond pour pouvoir libérer le phosphore lié au calcium qui représente jusqu'à 85 % du phosphore total des sédiments. Cette aération aura deux rôles immédiats : le premier est d'oxygéner le milieu et le second est la remise en suspension qui va accentuer le relargage du phosphore par les sédiments. Elle permet en outre de s'affranchir des problèmes de stratification qui surviennent par temps chaud et calme (MARCEL, 1995).

5 - CONCLUSION

Bien que l'étang plastifié C₁ ne reçoive en moyenne que 5 kg de superphosphate triple par an contre 15 kg pour l'étang A₁, la production de matière organique y est plus élevée. Le phosphore relargué par le sédiment C₁ explique le développement des algues et les concentrations moyennes en chlorophylle *a* en juin 1999 (64,2 et 38,2 $\mu\text{g/l}$ respectivement dans C₁ et A₁). Ces algues constituent la majeure partie de la matière organique dans les sédiments.

Le relargage du phosphore est beaucoup plus actif dans les sédiments de l'étang C₁. En effet, l'accumulation de la matière organique favorise l'installation des conditions anaérobies favorables au processus de relargage du phosphore. Après 7 jours d'incubation, la quantité de phosphore relargué par le sédiment C₁, après épandage de 20 kg de superphosphate triple, est responsable de la concentration en orthophosphates dans l'eau surnageante (873 $\mu\text{g P/l}$). Pour le sédiment A₁, la concentration en orthophosphates n'est pas négligeable (197 $\mu\text{g P/l}$) même si l'apport n'est que de 6 kg de superphosphate triple.

Par ailleurs, l'étang C₁, à fond plastifié, empêche la percolation du phosphore qui, par conséquent, se trouve stocké en grande quantité dans les sédiments.

Dans le sédiment A₁, le relargage du phosphore est favorisé par un pH acide (pH = 6) alors qu'il est favorisé dans le sédiment C₁, par un pH alcalin. L'enrichissement de l'eau surnageante en nitrates à une concentration voisine de celle de l'eau de puits, limite le relargage du phosphore surtout dans le sédiment C₁. L'apport de matière organique stimule le relargage des phosphates par les deux types de sédiments durant les deux premiers jours d'incubation.

D'après cette étude, la fertilisation phosphatée des étangs de la Deroua est injustifiée vu le pouvoir fertilisant des sédiments ; en l'absence de toute fertilisation, un démarrage de la production phytoplanctonique est observé quelques jours après la mise en eau.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient H.L. Golterman pour son aide scientifique, L. Bouarab pour ses suggestions, J.P. Dubois qui a revu ce texte et la Direction des eaux et forêts et de la conservation des sols (Maroc) pour son assistance scientifique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1994. Recueil des normes françaises : Qualité de l'eau, Environnement, Paris.
- AUBERT G., 1978. Méthodes d'analyse des sols. GRDP Marseille, 191 p.
- BARROIN G., 1986. Relation phosphore-oxygène : un outil mathématique pour caractériser le métabolisme phosphoré de lacs profonds. *Sci. eau*, 5, 29-42.
- BATES M.H., NEAFUS N.J.E., 1980. Phosphorus release from sediments from lake Carl Black Well, Oklahoma. *Water Research*, 14, 1477-1481.
- BILLARD R., 1995. La qualité des eaux et son contrôle. In : *Les carpes, biologie et élevage*, BILLARD R. (Ed.). Inra Publ., Paris, 56-74.
- BITTON G., 1994. Wastewater microbiology. Ed. Wiley-Liss, USA, 478 p.
- BOERS P., 1986. Studying the phosphorus release from the loosdrecht lakes sediments using a continuous flow systems. *Hydrobiol. Bull.*, 20, 51-60.
- BOERS P., VAN DER BOES J., QAAK M., VAN DER VLUGT J., 1994. Phosphorus fixation with iron (III) chloride. A new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 129, 339-351.
- BÖSTROM B., ANDERSEN J.M., FLEISHER S., JANSSON M., 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170, 229-244.
- COMEAU Y., RABIONWITZ B., HALL K.J., OLDHAM W.K., 1987. Phosphorus release and uptake in enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *J. Water Pollut. Contr. Feder.*, 59, 707-715.
- ENELL N., LÖFGREN S., 1988. Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia*, 170, 103-132.
- GOLTERMAN H.L., 1975. Physiological limnology. An approach to the physiology of lake sediments. *Elsevier Scientific Publishing Company*, Amsterdam, 489 p.

- GOLTERMAN H.L., 1995a. The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue (Southern France). *Hydrobiologia*, 315, 39-58.
- GOLTERMAN H.L., 1995b. Theoretical aspects of the adsorption of orthophosphate onto iron-hydroxide. *Hydrobiologia*, 315, 59-68.
- GOLTERMAN H.L., 1996. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods sediment. *Hydrobiologia*, 335, 87-95.
- GOLTERMAN H.L., CLYMO R.S., OHNSTAD M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters, IBP Manual n° 8 (2nd ed). *Blackwell Scientific Publications*, Oxford, 213 p.
- HANAKI K., WANTAWIN C., OHGAKI S., 1990. Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended growth reactor. *Water Research*, 24, 297-302.
- HASNAOUI M., KASSILA J., LOUDIKI M., YAHYAOU A., BALVAY G., DROUSSI M., 1999. Variations physicochimiques des eaux des étangs de production des carpes argentées avant et pendant l'alevinage (station de la Deroua, Béni-Mellal, Maroc). In : *First International Conference of Biodiversity and Natural Resources Preservation, Proceedings Conference*. University Al Akhawayn (Ed.). 13-14 Mai. Ifrane, Maroc. 183-188.
- HASNAOUI M., 2001. Paramètres de qualité de l'eau et dynamique des peuplements phytoplanktoniques dans des étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni-Mellal, Maroc). Relation avec la production piscicole. *Th. Doct. Etat. Univ. Cadi Ayyad*, Marrakech, 236 p.
- HOUSE W.A., DENISON F.H., ARMITAGE P.D., 1995. Comparison of the uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed- sediment. *Water Research*, 29, 767-779.
- KASSILA J., HASNAOUI M., LOUDIKI M., YAHYAOU A., 1999. Étude des échanges eau-sédiment en phosphore dans les étangs de carpes argentées à la station de la Deroua (Béni-Mellal, Maroc), 2^e Colloque International sur l'eau et l'environnement. Agadir, 25-27 Février, 1999.
- KASSILA J., HASNAOUI M., YAHYAOU A., 2000. Sequential extractions of inorganic and org-phosphate from fish pond sediments (Deroua station, Beni-Mellal, Morocco) by different fractionation methods. *Hydrobiologia*, 431 (1), 51-58.
- KEWEI LIN C., TEICHERT-CODDINGTON D.R., GREEN B.W., VEVERICA K.L., 1997. Fertilization regimes. In: *Dynamics of pond aquaculture*, EGNA H.S., BOYD C.E. (Eds). CRC Press. New York, 73-103.
- MARCEL J., 1995. La qualité de l'eau en étang d'alevinage. In : *Les carpes, biologie et élevage*, BILLARD R. (Ed.). Inra Publ., Paris, 74-77.
- MATEJKA G., FEUILLADE G., HEULOT I., LEMEHAUTE P., MAZET M., 1992. Les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiments — Études et mémoires. *Tribune de l'eau*, 556, 19-25.
- MORTIMER C.H., 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes (Parts I and II). *J. Ecol.*, 29, 280-289
- RIPL W., 1976. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate, a new restoration method. *Ambio*, 5, 132.
- RODIER J., 1984., L'analyse de l'eau, 7^e édition. Dunod, 1365 p.
- SCHÖN G., GEYWITZ S., MERTENS F., 1993. Influence of dissolved oxygen and oxidation-reduction potential on phosphate release and uptake by activated sludge from plants with enhanced biological phosphorus removal. *Water Research*, 27, 349-354.
- SLOTH N.P., BLACKBURN H., HANSEEN L.S., PETERSEN N.R., LOMSTEIN B.A., 1995. Nitrogen cycling in sediment with different organic loading. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 116, 163-170.
- SPAN D., ABOUILLE D., HOWA H., VERNET J.P., 1990. Variation of nutrient stocks in the superficial sediments of lake Geneva from 1978-1988. *Hydrobiologia*, 207, 161-166.
- SOLTAN S., ROMER W., ADGO E., GERKE J., SCHILLING G., 1993. Phosphate sorption by Egyptian, Ethiopian & German soils and P uptake by rye (*Secale cereale* L.) seedlings. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 156, 501-506.
- TAM N.F.Y., WONG Y.S., LEUNG G., 1992. Effect of exogenous carbon sources on removal of inorganic nutrient by the nitrification-denitrification process. *Water Research*, 26, 1229-1236.