

Article

« Variabilités des descripteurs physiques, chimiques et biologiques d'un réservoir de stockage (lagunage mixte, en Slimane - Maroc) »

N. Himmi, M. Hasnaoui, M. Fekhaoui, A. Foutlane, H. Bourchich, M. El Maroufy et T. Bennazou

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 18, 2005, p. 91-107.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705578ar>

DOI: 10.7202/705578ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Variabilités des descripteurs physiques, chimiques et biologiques d'un réservoir de stockage (lagunage mixte, Ben Slimane - Maroc)

Variability of physical, chemical and biological variables of a storage reservoir (combined stabilization pond, Ben Slimane-Morocco)

N. HIMMI¹, M. HASNAOUI^{2*}, M. FEKHAOUI¹, A. FOUTLANE³, H. BOURCHICH³, M. EL MAROUFY³, T. BENNAZOU⁴

Reçu le 2 décembre 2003, accepté le 17 février 2005**.

SUMMARY

A study of physical, chemical and biological descriptors of the water in the storage reservoir of a combined stabilization pond (Ben Slimane, Morocco), during maturation, showed an improvement of the purification output for some variables after 36 days of retention. Such an environment, rich with a range of different nutrients, allowed an optimal development of plankton characterized by a high species diversity that decreased with time. Zooplankton development seemed to be limited by poor phytoplankton biomass. However, trophic factors such as nutrients and temperature affected the evolution of planktonic species.

After 36 days of retention, the decrease in BOD₅, COD, NH₄⁺, NO₃⁻, total Kjeldahl nitrogen (TNK), PO₄³⁻, total phosphorus (TP), and the increase in pH, dissolved oxygen and transparency, suggested that maturation had been reached at this level. Simultaneously, phyto- and zooplankton were present in low densities. Nevertheless, beyond this stage of maturation, phytoplankton proliferation occurred, dominated by *Euglena viridis* whose exponential phase of growth began at the 18th day of maturation and reached a maximum density after 81 days (4.1×10^6 individus/m³). A low proportion of Chlorophyte species was observed, represented by *Pediastrum boryanum* and *Ankara judai*. The zooplankton community was dominated by two species of Cladocera (*Daphnia magna* and *Diaphanosoma sp.*).

The increase in *Euglena viridis* density up to 81 days coincided with zooplanktonic proliferation constituted exclusively by Rotifers (*Brachionus caly-*

1. Institut Scientifique, B.P 703, Rabat, Agda, Maroc. E-mail : nhimmi@hotmail.com

2. Lab. Écologie Appliquée, Dépt. Sci. de la vie, Fac. Sci. et Techniques, BP 523, 23000 Béni-Mellal, Maroc.

3. Direction Laboratoire de la Qualité des Eaux, Office National de l'Eau Potable, Rabat, Maroc.

4. Univ. Med. V, Fac. Sci. Agdal, BP 1014, Rabat, Maroc.

* Correspondance : must_hasnaoui@yahoo.com

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mai 2006.

ciflorus and *Polyarthra remata*). At 111 days of retention, the zooplankton community consisted of Copepods (*Acanthocyclops robustus*), which reappeared at this stage, as well as Nauplii < Cladocera (*Daphnia magna*) and residual Rotifers (*Brachionus calyciflorus* and *Polyarthra remata*). The remarkable decrease in *Euglena* density on day 111 and their complete disappearance on day 138 was probably linked to grazing by herbivorous zooplankton and to low organic matter concentrations. *Euglena viridis* was replaced by two Chlorophytes (*Pediastrum boryanum* and *Ankyra judai*) reaching their maximum density (91% of total algal density) on day 138. The proliferation of these species coincided with values exceeding 10.6 mg N/L. Zooplankton were dominated by *Acanthocyclops robustus* with the presence of Nauplii and *Daphnia magna* (10^6 individuals/m³). Rotifers were present since the beginning of the maturation, but were absent by 138 days of retention.

The qualitative and quantitative changes in phyto- and zooplankton result from factors that control the growth and the loss of these populations. A low growth rate can lead to biomass accumulation if the growth exceeds loss. On the other hand, a low and stable biomass can result from a high growth rate that is compensated by important losses. Zooplankton grazing and algal sedimentation, which are the two main mechanisms related to phytoplankton decline, are two selective processes (POURIOT *et al.*, 1982). In stabilization ponds, food chains are established that allow water clarity and minimize algal proliferation.

The bacteriological study showed a remarkable purification, with reductions reaching 100% for faecal coliforms and faecal *Streptococcus*.

Keywords: storage reservoir, combined stabilization, pond, maturation, purification output, phytoplankton, zooplankton, bacteriology.

RÉSUMÉ

L'étude des variations des descripteurs physiques, chimiques et biologiques des eaux d'un réservoir de maturation du lagunage mixte (Ben Slimane, Maroc), a montré une augmentation des valeurs de certaines variables (oxygène dissous, transparence) après le 36^e jour de rétention en raison d'une remise en solution.

À 36 jours de rétention, la chute des teneurs de la DBO₅, de la DCO, des composés azotés (NH₄⁺, NO₃⁻, NTK) et phosphorés (PO₄³⁻, PT), et l'augmentation du pH, de l'oxygène dissous et de la transparence laissent présager une maturation à cette date de mesure. Les densités planctoniques enregistrées à ce niveau sont les plus basses.

Au-delà de ce stade de maturation, le phytoplancton prolifère avec dominance d'*Euglena viridis* qui montre un pic de densité ($4,1.10^6$ Individus/m³) le 81^e jour. Le début de sa phase exponentielle de croissance est observé à partir du 18^e jour de maturation. La densité cellulaire est ensuite atténuée vraisemblablement en raison de la diminution de la charge organique (DBO₅ et DCO) après le 81^e jour et de l'intensité de broutage par le zooplancton herbivore surtout *Acanthocyclops robustus* qui montre son maximum de croissance le 138^e jour.

Après le 81^e jour de maturation, *Euglena viridis* est remplacée par deux espèces de Chlorophycées (*Pediastrum boryanum* et *Ankyra judai*) dont le maximum de densité (91 % de la densité algale totale) est atteint le 138^e jour. La prolifération de ces espèces coïncide avec des valeurs en nitrates dépassant 10,6 mg N/L.

À la fin de cette période d'étude (le 138^e jour), le zooplancton est à sa prolifération maximale (10^6 individus/m³). Il est dominé par *Acanthocyclops robustus*.

tus avec présence de *Nauplii* et de *Daphnia magna*. Les Rotifères présents depuis le début de la maturation disparaissent à 138 jours de rétention.

L'étude bactériologique a révélé un rendement épuratoire remarquable atteignant 100 % pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux.

Mots clés : réservoir, lagunage mixte, maturation, rendement épuratoire, phyto-plancton, zooplancton, bactériologie.

1 – INTRODUCTION

Depuis deux décennies, les bassins de stabilisation sont connus comme des systèmes de traitement extensif adaptés aux modestes conditions socio-économiques dans les pays en voie de développement situés en zones arides ou semi-arides, là où la disponibilité de l'eau pose problème (SHUVAL *et al.*, 1986). La conception de ces systèmes s'inscrit dans une stratégie qui vise outre la protection de l'environnement et la santé publique, le dégagement d'une ressource en eau supplémentaire et la réutilisation des eaux épurées notamment pour l'irrigation. Ce qui permet dans l'immédiat, une économie appréciable d'eau potable ; et à long terme de différer d'importants investissements relatifs au renforcement des équipements de production.

Au Maroc, plusieurs recherches ont été consacrées à l'étude des différents compartiments du lagunage naturel (TIFNOUTI, 1987 ; OUDRA, 1990 ; EL HAMOURI *et al.*, 1995 ; OUZZANI *et al.*, 1995 ; BOUHOUM, 1996 ; BOUARAB *et al.*, 1997). Par ailleurs la technologie de lagunage mixte, basée sur une combinaison des techniques du lagunage naturel et du lagunage aéré associée à un système d'affinage de l'épuration par des réservoirs profonds, est nouvellement établie à Ben Slimane. L'aération permet d'apporter l'oxygène nécessaire à l'épuration, homogénéiser le mélange et éviter les dépôts. La capacité de traitement de ce système est de l'ordre de 45 000 équivalents habitants. L'effluent final est destiné à l'irrigation des parcours du golf.

Les premières études sur ce système ont touché l'aspect purement épuratoire et la qualité physico-chimique et microbiologique des différentes unités de traitement et la réutilisation des eaux traitées (ECHIHABI *et al.*, 1999 ; KOURAA *et al.*, 2000 ; KOURAA *et al.*, 2001).

Cette présente étude, réalisée dans un réservoir de stockage, a pour objectif de suivre la variabilité des caractéristiques abiotiques et biotiques (plancton et bactéries à intérêt sanitaire) dans ce réservoir pour identifier les différentes phases de maturation et dégager les interactions entre les différentes composantes de ce milieu.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site de l'étude

La station de lagunage mixte de Ben Slimane, située à 60 km de la ville de Rabat (33°37N, 7°07W, 250 m d'altitude), a été mise en eau en juillet 1997. Elle vise à traiter un effluent d'eaux usées d'un débit de 5 600 m³/j (figure 1).

Ce système comprend quatre réservoirs de stockage ; seul le réservoir, qui n'a pas subi de vidange rapprochée (138 jours de rétention sans vidange), a fait l'objet de cette étude. Sa superficie est de 18 750 m², sa profondeur est de 4 m avec une capacité de 75 000 m³. Le temps de rétention au niveau des autres réservoirs ne dépasse pas 35 à 40 jours.

Ce réservoir, dit bassin de maturation, fonctionne d'une façon autonome, discontinue et cyclique en quatre temps : temps de remplissage complet (1 à 4 jours en une seule fois), temps de stockage (138 jours), temps d'évacuation qui dure jusqu'à une semaine (une partie est pompée pour l'irrigation, l'autre partie est déversée dans le cours d'eau voisin), et un quatrième temps d'inactivité (temps de repos) jusqu'à la nouvelle mise en eau.

2.2 Échantillonnage

Des prélèvements d'eau de surface ont été effectués de novembre 2000 à avril 2001 à l'aide d'une barque au centre du réservoir choisi au cours des 6 mois de rétention (les jours de prélèvement correspondent au 18, 36, 81, 111 et 138^e jour de rétention). Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'une bouteille verticale de type Ruttner.

La période d'échantillonnage, le nombre et la fréquence des prélèvements ont été choisis en concordance avec l'organisme chargé du suivi et de la surveillance de la station (Office National de l'Eau Potable, Maroc).

Un échantillon d'eau de remplissage (E.R) (eau de sortie des bassins facultatifs) est également prélevé au début de la période d'étude (novembre 2000) pour caractériser ses qualités physiques, chimiques et biologiques.

2.3 Variables physiques et chimiques

Les méthodes d'analyse des descripteurs physiques et chimiques sont résumées dans le tableau 1.

2.4 Variables biologiques

La teneur en Chlorophylle *a* (µg/l) a été déterminée suivant la méthode spectrophotométrique de LORENZEN (1967) après filtration d'eau sur membrane Whatman GF/C de 1,2 µm de porosité. À l'aide d'un microscope inversé, la densité du phytoplancton a été déterminée selon la méthode d'UTERMÖHL (1958) modifiée par LEGENDRE et WATT (1972).

Le comptage du zooplancton a été effectué dans des chambres de Sedgwick-Rafter sous microscope après filtration de 5 litres d'eau dans un filet de 45 µm puis concentration dans des cônes de sédimentation d'Imhoff.

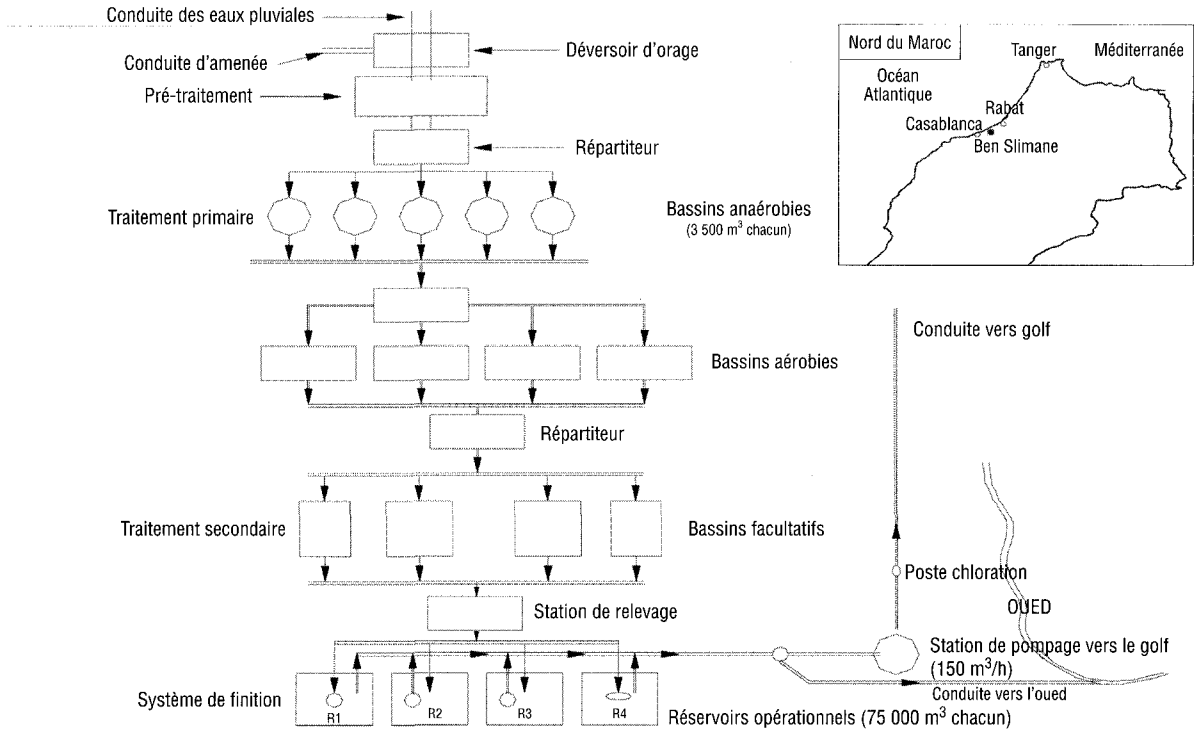


Figure 1

Situation géographique du site d'étude et schéma synoptique de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Ben Slimane (Lagunage mixte).

Geographical location of the study site and chart of the wastewater purification station in the city of Ben Slimane (combined stabilization pond).

Tableau 1 Analyse physique et chimique de l'eau.**Table 1** *Physical and chemical water analyses.*

Variables	Méthodes
Température de l'eau (°C)	Thermomètre à mercure à 0,1 °C
pH	Electrométrie par un pH mètre de terrain de type Merk
Matières en suspension et volatile (mg/l)	Filtration sur membrane millipore (0,45 µm), passage à l'étuve et pesées
Demande chimique en oxygène (mg O ₂ /l)	Oxydabilité au bichromate de potassium (AFNOR T 90-101)
Demande biochimique en oxygène (mg O ₂ /l)	Dosage au thiosulfate de sodium N/50 (AFNOR 90-103) Méthode de Winkler (AFNOR T90-106)
Oxygène dissous (mg O ₂ /l)	Dosage par colorimétrie au bleu d'indophénol (AFNOR T90-015)
Ammonium (mg N/L)	Minéralisation par l'acide sulfurique, distillation puis colorimétrie au bleu d'indophénol
Azote Kjeldahl (mg N/L)	Méthode au salicylate de sodium (RODIER, 1984)
Nitrates (mg N/l)	Dosage photométrique d'un complexe phospho-molybdique après réduction à l'acide ascorbique (AFNOR T90-023)
Orthophosphates (mg P/l)	Minéralisation en orthophosphates aux acides sulfurique et nitrique (RODIER, 1984)
Phosphore total (mg P/l)	Colorimétrie du complexe silico-molybdique (Standard methods, 1975)

Les ouvrages utilisés pour la détermination des taxons sont :

– Pour le phytoplancton : BOURRELLY, (1970, 1981, 1990), KOMAREK et FOTT (1983), STARMACH (1983), ANAGNOSTIDIS et KOMAREK (1989).

– Pour le zooplancton : DUSSARD (1967, 1969), STEMBERGER (1979), MARGARITORA (1983), AMOROS (1984), POURRIOT et FRANCEZ (1986).

Pour les Coliformes fécaux (CF) et les Streptocoques fécaux (SF), la méthode utilisée est celle des cinq tubes avec desensemencements dans le milieu A1 médium pour les Coliformes fécaux et Rothe simple puis confirmation par le Litsky pour les Streptocoques fécaux (STANDARD METHODS, 1975).

3 – RÉSULTATS

Biaisés par le fait que les échantillons d'eau sont prélevés uniquement en surface, ces données ne peuvent être considérées comme représentatives de l'ensemble du bassin de stockage.

3.1 Variables physiques et chimiques

La température de l'eau varie de 15 à 25 °C, le maximum est obtenu le 111^e jour correspondant au début du printemps (20 mars) (figure 2). Le pH initialement légèrement alcalin (7,8) atteint au cours de la maturation la valeur de 8,6.

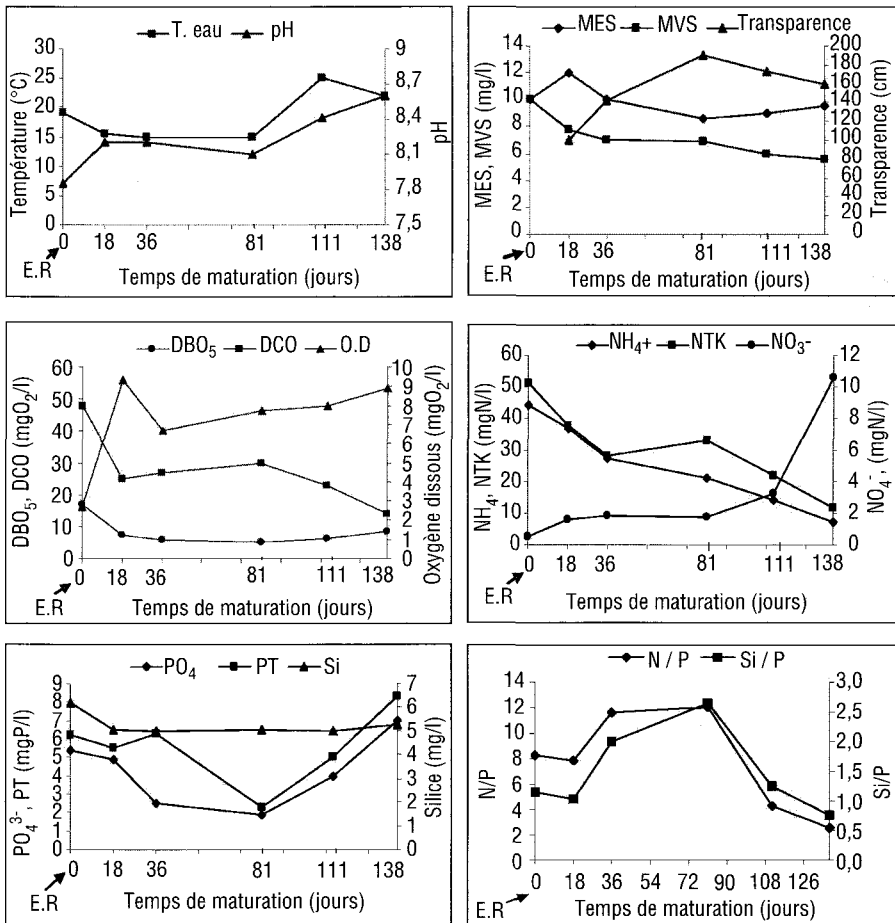


Figure 2 Évolution des variables physiques et chimiques dans l'eau durant la période d'étude.

Evolution of physical and chemical variables in the water during the study period.

Les matières en suspension (MES) varient entre 8,6 et 12 mg/l. Le maximum est noté le 18^e jour de rétention avec un rendement épuratoire négatif (- 20 %) (tableau 2). Les matières volatiles en suspension (MVS) varient de 5,6 à 10 mg/l, elles subissent une baisse continue entre 18 et 138 jours de rétention et le rendement épuratoire passe de 22 % à 44 %.

La transparence de l'eau au Disque de Secchi augmente nettement au début et atteint 190 cm le 81^e jour. Elle subit une légère diminution lors des deux dernières dates de prélèvement (figure 2).

La charge organique, évaluée par la DBO₅ et la DCO, marque une nette diminution par rapport à l'eau de remplissage. Les valeurs de la DCO varient considérablement entre 18 et 138 jours de maturation. En effet, on passe d'un

rendement épuratoire de 48 % après 18 jours à un rendement de 71 % après 138 jours.

La concentration de l'oxygène dissous connaît une augmentation importante à partir du 36^e jour de rétention indiquant le bon fonctionnement de l'écosystème.

Les concentrations d'ammonium (NH_4^+) et d'azote total (NTK) subissent une diminution considérable dès le 18^e jour de rétention. Le rendement épuratoire maximal enregistré le 138^e jour est de 84 % pour NH_4^+ et 77 % pour NTK. En revanche, la concentration des nitrates (NO_3^-) montre une évolution inverse avec une augmentation importante à partir du 81^e jour de maturation.

Hormis la teneur relativement élevée dans l'eau de remplissage, la silice montre des valeurs constantes durant la période d'étude (figure 2).

Les concentrations des orthophosphates (PO_4^{3-}) et du phosphore total (PT) diminuent fortement le 81^e jour d'épuration et ne dépassent pas 1,9 mgP/l et 2,3 mgP/l respectivement, avec un rendement épuratoire de 65 % pour les PO_4^{3-} et 63 % pour le PT. Durant les deux derniers prélèvements, les concentrations atteignent 7 mgP/l pour le PO_4^{3-} et 8,3 mgP/l pour le PT. Les rapports N/P et Si/P présentent la même évolution avec un maximum le 81^e jour de rétention (12 et 2,65 respectivement) (figure 2).

Tableau 2 Rendements épuratoires (R.E) des variables physiques, chimiques et bactériologiques des eaux au cours des différents stades de maturation.

Table 2 Purification efficiency (PE) of physical, chemical and bacteriological variables in the water during the different maturation stages.

	Rendement épuratoire				
	18 j	36 j	81 j	111 j	138 j
MES	- 20 %	0 %	14 %	10 %	4 %
MVS	22 %	30 %	31 %	40 %	44 %
DBO5	56 %	65 %	71 %	63 %	51 %
DCO	48 %	44 %	38 %	52 %	71 %
NH_4^+	16 %	38 %	52 %	68 %	84 %
NTK	26 %	45 %	35 %	57 %	77 %
PO_4^{3-}	9 %	54 %	65 %	26 %	- 30 %
P.T	11 %	- 2 %	63 %	19 %	- 34 %
C.F	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
S.F	96 %	95,6 %	94 %	97 %	99,6 %

3.2 Variables biologiques

Les teneurs de la chlorophylle a oscillent entre 4 et 38 mg/l. Elles diminuent au cours de l'épuration, la plus faible valeur étant notée le 81^e jour (figure 3).

17 taxons phytoplanctoniques ont été identifiés le long de la période d'étude avec une représentation qualitative plus importante de Chlorophycées et une dominance quantitative d'Euglénophycées (tableau 3).

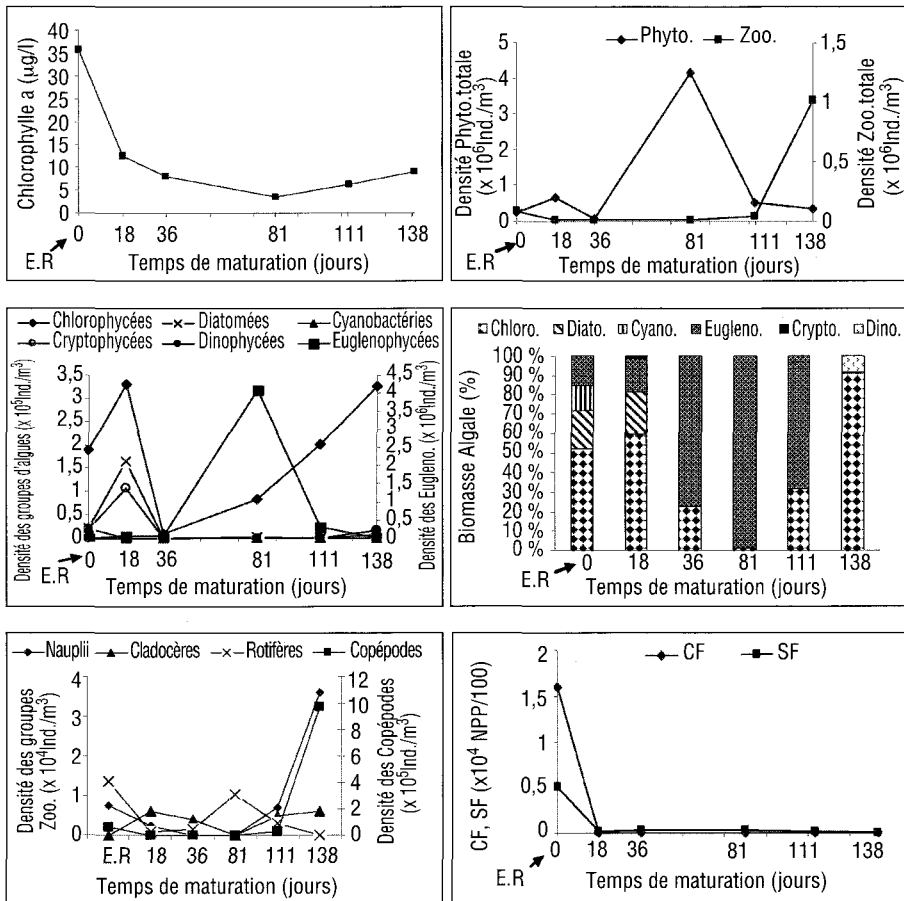


Figure 3 Évolution des variables biologiques dans l'eau durant la période d'étude.

Evolution of biological variables in the water during the study period.

La densité algale totale varie de $7,2 \cdot 10^4$ à $4,2 \cdot 10^6$ ind./m³ (figure 3). Le minimum de densité est enregistré à 36 jours de maturation avec 77 % d'Euglénophycées et 23 % de Chlorophycées alors que le pic algal est observé le 81^e jour de maturation avec dominance de l'Euglénophycée *Euglena viridis* (98,5 %) et une faible abondance relative des autres groupes présents [Chlorophycées (1,44 %) ; Diatomées (0,9 %)].

Le zooplancton des eaux de remplissage est dominé par les Copépodes représentés exclusivement par *Acanthocyclops robustus* et une proportion moins importante de Nauplii et de Rotifères (*Brachionus calyciflorus* et *Filinia longiseta*). La richesse spécifique du zooplancton est donnée dans le tableau 4.

Tableau 3 Richesse spécifique du phytoplancton durant la période d'étude.
Table 3 *Phytoplankton specific richness during the study period.*

	Bassins	Facultatif	Réservoir de maturation					
			Temps de maturation	E.R	18 j	36 j	81 j	111 j
Chlorophycées	<i>Pandorina morum</i> (Muller) Bory					X	X	
	<i>Pediastrum duplex</i> (Krieg.)	X	X	X			X	X
	<i>Ankyra judai</i> (G.M. Smith)		X	X			X	X
	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Chod.) Lemm.	X						
	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Brebisson	X						
	<i>Scenedesmus obliquus</i> (Meyen)	X						
	<i>Coelastrum microporum</i> (Nägeli)	X						
Cryptophycées	<i>Cryptomonas</i> sp		X					X
	<i>Chroomonas</i> sp	X	X					
Euglénophycées	<i>Euglena viridis</i> (Ehbg)	X	X	X	X	X		
	<i>Trachelomonas</i> sp			X				
Dinophycées	<i>Gymnodinium</i> sp							X
Diatomophycées	<i>Navicula</i> sp	X	X					
	<i>Coscinodiscus</i> sp	X	X					
	<i>Cyclotella</i> sp		X					
	<i>Synedra ulna</i> (Ehrbg.)					X		
Cyanobactéries	<i>Planktothrix rubescens</i> (Gomont)							
	Anagnostidis et Komarek	X						

Tableau 4 Richesse spécifique du zooplancton durant la période d'étude.
Table 4 *Zooplankton specific richness during the study period.*

	Bassins	Facultatif	Réservoir de maturation					
			Temps de maturation (jours)	E.R	18	36	81	111
Copépodes	<i>Naupliis</i>	X	X				X	X
	<i>Acanthocyclops robustus</i> (Kiefer)	X	X				X	X
Cladocères	<i>Daphnia magna</i> (Straus)		X	X			X	X
	<i>Moina micrura</i> (Kurz)		X					
	<i>Diaphanosoma</i> sp			X				
Rotifères	<i>Filinia longiseta</i> (Ehr.)	X						
	<i>Polyarthra remata</i> (Skorikov.)		X	X	X	X	X	
	<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas)	X				X	X	

La densité du zooplancton présente sa valeur minimale également à 36 jours de maturation ($5,6 \cdot 10^3$ ind./m³) et correspond à 71,4 % de Cladocères et 28,6 % de Rotifères (figure 3). La plus forte densité (10^6 ind./m³) a été observée à la fin de la période d'étude (138 jours de maturation) avec une dominance quasi complète de Copépodes (99,6 %).

Concernant les Coliformes fécaux et les Streptocoques fécaux, leurs taux dans le réservoir de maturation subissent une réduction considérable par rapport aux eaux de remplissage dès la 3^e semaine d'épuration (18^e jour) (figure 3). À ce stade, les performances épuratoires atteignent 100 % pour les C.F et 96 % pour les S.F pour atteindre 100 % au-delà de cette date.

4 - DISCUSSION ET CONCLUSION

L'évolution des variables retenues au cours des différents stades de maturation montre des changements temporels liés aux conditions du milieu (température, oxygène dissous, éléments nutritifs, aération, temps de séjour, etc.).

Au cours de la rétention des eaux, la baisse sensible des teneurs en MES peut être attribuée à la décantation et à l'assimilation par le zooplancton (CEMAGREF, 1985). La matière sédimentée et minéralisée est, en partie, fixée par le sédiment ; celle libérée dans la colonne d'eau augmente la concentration des éléments nutritifs (figure 2). Les teneurs élevées des MES à la fin de la période d'étude sont dues au développement des Chlorophycées ($3,3 \cdot 10^5$ ind./m³) et des Copépodes ($9,7 \cdot 10^5$ ind./m³). Ces MES sont vraisemblablement mélangées avec des bactéries (CEMAGREF, 1985). Le maximum de transparence enregistré le 81^e jour d'épuration coïncide avec une nette diminution des MES et MVS, bien que la densité du phytoplancton, représenté particulièrement par *Euglena viridis* est à son maximum ($4,1 \cdot 10^6$ ind./m³) (figure 3).

L'évolution temporelle des rendements épuratoires de la DBO₅ et la DCO met en évidence un abattement important pour ces deux variables lié à la biodégradation de la matière organique. Ce constat est également signalé par JUANICO et FRIEDLER (1994). Le rapport DBO₅/DCO montre des valeurs inférieures ou égales à 0,5 ; ce qui est en accord avec les observations de PANO et MIDDLEBROOKS (1982a) dans une étude similaire. Pour ces deux variables, les normes marocaines sont de 20 à 30 mgO₂/l de DBO₅ et 150 mgO₂/l de DCO avec un rapport DBO₅/DCO avoisinant 0,5 (ECHIHABI *et al.*, 1999). L'évolution des formes azotées au cours de la maturation dépend particulièrement de la présence de l'Oxygène dissous. Cette évolution se fait dans le sens d'une nitrification avec une chute considérable de NTK et NH₄⁺. Des résultats similaires ont été rapportés par PANO et MIDDLEBROOKS (1982b) et RAYMOND et CEM (1982). Les rendements épuratoires les plus élevés sont enregistrés au printemps (138 jours) contrairement à ce qui a été rapporté par d'autres auteurs dans le cas des eaux usées urbaines où le maximum est enregistré en hiver (SCHETRITTE et RACAULT, 1995 ; OUAZZANI *et al.*, 1997 ; KHATTABI *et al.*, 2002). L'absorption par les algues et le recyclage par le zooplancton peuvent réduire considérablement les concentrations en NH₄⁺ dans le milieu. Cette nitrification semble être plus active durant les périodes de faibles charges organiques (fin de la période d'étude).

Par ailleurs, l'augmentation de la concentration de PO₄³⁻ et NO₃⁻ (6,5 mgP/l et 10,6 mgN/l) pourrait être due à une excrétion par le zooplancton du phosphore ingéré (PREMAZZI et MARENGO, 1982), à une minéralisation de la matière

organique suite à une mort massive des cellules algales (surtout *Euglena* au-delà de 81 jours) et zooplanctoniques, ou à une désorption et/ou une dissolution du phosphore à l'interface eau-sédiment (GOLTERMAN et DE GROOT, 1994 ; GOLTERMAN, 1996 ; HASNAOUI *et al.*, 2001 ; TAOUFIK et DAFIR, 2002). Malgré les fortes concentrations en PO_4^{3-} , les Cyanobactéries qui étaient présentes dans l'eau de remplissage disparaissent complètement du milieu. Les valeurs élevées du rapport N disponible ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$)/P disponible (PO_4^{3-}) au 36^e et 81^e jour de rétention (11,6 et 12) sont liées à la chute de la concentration des orthophosphates (2,5 et 1,9 mgP/l) et aux fortes concentrations de NH_4^+ (27,3 et 21,2 mgN/l). La diminution de N/P à la fin de la période d'étude serait la résultante de la consommation de l'azote par le phytoplancton et probablement le relargage du phosphore par le sédiment. GOLTERMAN et DE GROOT (1994) démontrent que les variations de ce rapport dépendent principalement de la nature de l'azote assimilable et du phosphore particulaire. Selon les travaux de SEIP (1994), le réservoir de maturation étudié est d'un niveau trophique important puisque le rapport N/P est toujours inférieur à 20.

Au 36^e jour de maturation, le phytoplancton et le zooplancton montrent leur minimum de densité avec une variabilité importante des descripteurs physiques et chimiques puisque la DBO_5 , la DCO, le NH_4^+ , le NTK, les PO_4^{3-} et le PT présentent des concentrations atténuées par rapport à l'eau de remplissage ; en revanche, les teneurs du pH, de l'oxygène dissous et de la transparence augmentent reflétant ainsi une maturation à ce niveau. Le phytoplancton est dominé par *Euglena viridis* avec une faible proportion de Chlorophycées représentées par *Pediastrum boryanum* et *Ankyra judai*. Les Diatomophycées représentées par une espèce centrique (*Coscinodiscus sp*) et une espèce pennée (*Navicula sp*) coïncident avec un rapport Si/P inférieur à 10. Ce qui est en contradiction avec les observations de MAKULLA (1991) qui rapporte que lorsque Si/P est inférieur à 10 seules les Diatomées centriques existent. Les Copépodes (*Acanthocyclops robustus*) disparaissent et sont remplacés par les Cladocères (*Daphnia magna* et *Diaphanosoma sp*). Le développement zooplanctonique semble être limité par les faibles biomasses phytoplanctoniques.

À 81 jours de maturation, la prolifération d'*Euglena viridis* coïncide avec de faibles teneurs en chlorophylle *a* ne dépassant pas 3,5 $\mu\text{g/l}$. Ceci semble être la conséquence de la légère diminution des teneurs en substances nutritives qui peut augmenter l'effet inhibiteur de l'intensité lumineuse donc réduire la teneur en chlorophylle dans les cellules algales (FUHS *et al.*, 1972 ; RHEE, 1978 ; HEALEY, 1978 ; POURRIOT *et al.*, 1982). La chute remarquable de la densité d'*Euglena* le 111^e jour et sa disparition complète le 138^e jour de maturation peut être liée à la diminution de la charge organique (DBO_5 et DCO) après le 81^e jour et à l'intensité de broutage par le zooplancton herbivore (CRUMPTON et WETZEL, 1982 ; LAMPERT, 1985 ; LAMPERT *et al.*, 1986) surtout *Acanthocyclops robustus* qui montre son maximum de croissance le 138^e jour. Selon DUSSART (1967), POURRIOT *et al.* (1982), GLIWICZ (1994), en plus des Rotifères microphages et des Daphnies presque exclusivement herbivores, les *Acanthocyclops* carnassières peuvent présenter une adaptation qui en l'absence de nourriture peut ingérer des algues telles que *Euglena*.

En définitive, les changements temporels dans la densité d'*Euglena viridis*, se manifestent par un pic remarquable le 81^e jour et le déclin de la densité qui semble commencer avant le 111^e jour de rétention. Ceci montre la grande affinité de cette espèce pour les eaux riches en matière organique (figure 4).

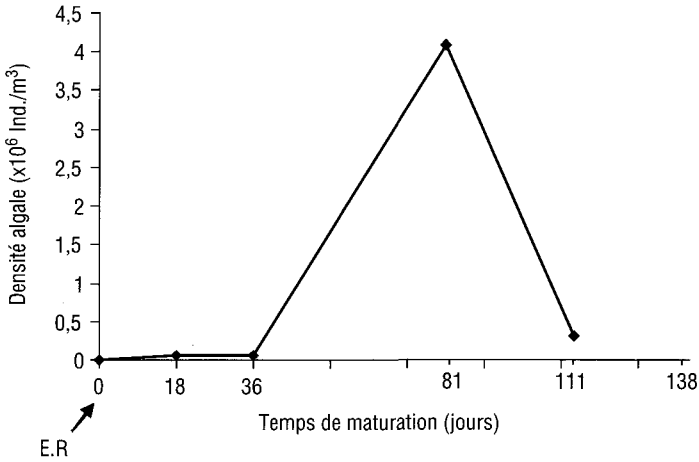


Figure 4 Changement temporel de la densité d'*Euglena viridis* durant la période d'étude.
Temporal variations of *Euglena viridis* density during the study period.

La forte concentration en nitrates (10,6 mgN/L) le 138^e jour de rétention a favorisé la prolifération de deux espèces de Chlorophycées (*Pediastrum boryanum* et *Ankyra judai*) (91 % de la densité totale, les densités algales ne dépassent pas $3,2 \cdot 10^5$ ind./m³). À ce stade de maturation, la Dinophycée (*Gymnodinium sp*) et la Cryptophycée (*Cryptomonas sp*) marquent leur présence ; les Diatomées disparaissent même si la teneur des eaux en Silice est de 5,3 mg/l. Le zooplancton présente son pic de densité (10^6 ind./m³) avec une dominance d'*Acanthocyclops robustus* ($9,7 \cdot 10^5$ ind./m³) et une présence de *Nauplii* ($3,6 \cdot 10^4$ ind./m³) et de *Daphnia magna* ($6 \cdot 10^3$ ind./m³). Les Rotifères, ayant un rôle important dans la transformation du matériel organique et dans la production du milieu (LAMPERT, 1985), sont absents.

Dans ce réservoir de maturation, les coliformes fécaux et streptocoques fécaux, qui ont un rôle primordial dans la chaîne trophique par l'intermédiaire du zooplancton qui les consomme (CEMAGREF, 1985), présentent des valeurs très faibles indépendamment des saisons. Ces mêmes observations ont été signalées par JUANICO et FRIEDLER (1994) et JUANICO (1996). BERNINGER *et al.*, (1991) rapportent que le zooplancton est capable de consommer totalement la production bactérienne du milieu. En milieu eutrophe, la mortalité bactérienne journalière peut atteindre 100 % (SANDERS *et al.*, 1989). La réduction considérable de ces bactéries dans les eaux du réservoir de maturation par rapport aux eaux de remplissage a été relevée (100 % pour les C.F et 96 % pour les S.F). Ces performances se renforcent davantage durant la maturation avec des rendements atteignant 100 %. Ce qui confirme les travaux de KOURAA *et al.* (2001).

En définitive, cette période d'étude peut, toutefois, être subdivisée en deux phases d'épuration. La première jusqu'au 36^e jour de rétention et la seconde du 36^e au 138^e jour. La première phase est caractérisée par des faibles valeurs de la majorité des variables étudiées. Ces dernières augmentent durant la seconde phase suite à une remise en solution.

Les rendements épuratoires sont assez importants et similaires à ceux trouvés par ECHIHABI *et al.* (1999), KOURAA *et al.* (2001) sur le même système, NAMECHE *et al.* (1999) sur un système identique sous climat tempéré alors qu'ils dépassent ceux obtenus par EL HAMOURI *et al.* (1995) sur le lagunage naturel d'Ouarzazate, OUZZANI *et al.* (1995) sur celui de Marrakech et SAAQ-QAR et PESCOD (1996) en Jordanie.

Selon l'OMS (1989), l'effluent de la station d'épuration de Ben Slimane est placé dans la catégorie « A » et peut servir à l'irrigation des espaces verts sans restriction à partir du 36^e jour de rétention. L'efficacité de cette station de lagunage mixte, qui traite les eaux à des fins récréatives (arrosage des espaces verts), est démontrée par l'élimination de la charge aussi bien organique que bactériologique d'où l'utilité de cet édifice dans la préservation de l'environnement et la santé publique.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier l'ONEP pour leur assistance technique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFNOR, 1994. Recueil des normes françaises : Qualité de l'eau, Environnement, Paris.
- AMOROS C., 1984. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises : Crustacés Cladocères. *Bulletin de la société linnéenne de Lyon*. 53^e année, 3, 63 p.
- ANAGNOSTIDIS K., KOMAREK J., 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3-Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiol. Suppl.*, 80 (1-4), 327-472.
- BERNINGER U.G., FINLAY B.J., KUUPPO-LEINIKKI P., 1991. Protozoan control of bacterial abundances in freshwater. *Limnol. Oceanogr.*, 36 (1), 139-147.
- BOUARAB L., OUZZANI N., OUDRA B., CHIFAA A., TIFNOUTI A., BOUSSAID A., CASELLAS C., BONTOUX J., 1997. Modelling of phosphorus behaviour in wastewater stabilization ponds in Marrakech (Morocco). *Agr. Med.* 127 : 1-8.
- BOUHOUM K., 1996. Étude épidémiologique des helminthiases intestinales chez l'enfant de la zone d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech. Devenir des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes dans différents systèmes extensifs de traitements des eaux usées (lagunage, sur-irrigation, lits à roseaux). *Th. Doct. État, Fac.Sci., Semlalia*, Marrakech, 227 p.
- BOURRELLY P., 1970. Tome III. Initiation à la systématique. Les algues d'eau douce : Les algues bleues et rouges (Les Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines). N. Boubée et Cie [Ed.], 512 p.
- BOURRELLY P., 1981. Tome II. Initiation à la systématique. Les algues d'eau douce : Les algues jaunes et brunes (Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées). N. Boubée [Ed.], 483 p.
- BOURRELLY P., 1990. Tome I. Initiation à la systématique. Les algues d'eau douce : Les algues vertes. N. Boubée et Cie [Ed.], 572 p.

- CEMAGREF, 1985. L'exploitation des lagunes naturelles. *Guide technique à l'usage des petites collectivités, groupement de Lyon*, FNDAE, N° 1, 65 p.
- CRUMPTON W. G., WETZEL R. G., 1982. Effects of differential growth and mortality in the seasonal succession of phytoplankton populations. *Ecology*, 63, 1729-1739.
- DUSSART B., 1967. Les Copépodes des eaux usées d'Europe occidentale. Tome I : Calanoïdes et Harpacticoïdes. Collection « Faunes et Flores actuelles ». N. Boubée et Cie [Ed.], Paris, 500 p.
- DUSSART B., 1969. Cyclopoïdes et Biologie. Tome II. Collection « Faunes et Flores actuelles ». N. Boubée et Cie [Ed.], Paris 6, 292 p.
- ECHIHABI L., FOUTLANE A., YAGOUBI A., BAHIJ J., MAGHRABI A., LOULIDI Y., LAHLOU A., 1999. Évaluation des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Ben Slimane au Maroc. Type lagunage. *4^e conférence internationale sur les lagunes des eaux usées : Technologie et environnement*. Marrakech, 9 p.
- EL HAMOURI B., KHALLAYOUNE K., BOUZOUBAA K., RHALLABI N., CHALABI M., 1995. The performance of a high-rate algal pond in the Moroccan climate. *Water Sci. Tech.*, 31 (12), 67-74.
- FUHS G.W., DEMMERLE S.D., CANELLI E., CHEN M., 1972. Characterization of phosphorus limited plankton algae (with reflection on the limiting-nutrient concept). In "Nutrients and eutrophication: the limiting-nutrient controversy". Likens (G.E.). *Limnol. Oceanogr.*, Inc., 113-133.
- GLIWICZ Z.M., 1994. Retarded growth of cladoceran zooplankton in the presence of a copepod predator. *Ecologia*, 97, 458-461.
- GOLTERMAN H.L., DE GROOT C.J., 1994. Nouvelles connaissances des formes du phosphore : Conséquence sur le cycle du phosphore dans les sédiments des eaux douces peu profondes. *Annal. Limnol.*, 30 (3), 221-232.
- GOLTERMAN H.L., 1996. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods sediment. *Hydrobiologia*, 335, 87-95.
- HASNAOUI M., KASSILA J., LOUDI KI M., DROUSSI M., BALVAY G., BARROIN G., 2001. Relargage du phosphore à l'interface eau-sédiment dans les étangs de pisciculture de la station Deroua (Béni-Mellal, Maroc). *Rev. Sci. Eau*, 14 (3), 307-322.
- HEALEY F.P., 1978. Physiological indicators of nutrient deficiency in algae. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 21, 34-41.
- JUANICO M., FRIEDLER E., 1994. Hydraulic age distribution in perfectly mixed non-steady-state reactors. *Journal of environmental engineering*, 120 (6), 1427-1445.
- JUANICO M., 1996. The performance of batch stabilization reservoirs for wastewater treatment, storage and reuse in Israel. *Wat. Sci. Tech.*, 33 (10-11), 149-159.
- KHATTABI H., ALEYA L., MANIA J., 2002. Lagunage naturel de lixiviat de décharge. *Rev. Sci. Eau*, 15 (1), 411-419.
- KOMAREK J., FOTT B., 1983. Chlorophyceae : Chlorococcales. Das Phytoplankton des Süßwassers und Biologie. In: PHIL, PESTALOZZI MAD G.H [Ed.], *Die Binnengewässer*, Stuttgart.
- KOURAA A., FETHI F., FAHDE A., LAHLOU A., OUAZZANI N., 2000. Combined stabilization pond efficiencies under Moroccan conditions (Benslimane). In *Wastewater Treatment and Reuse Adapted to the Mediterranean Area*, Tunis, October, 25-28.
- KOURAA A., FETHI F., FAHDE A., LAHLOU A., OUAZZANI N., 2001. Reuse of urban wastewater treated by a combined stabilization pond system in Ben Slimane (Morocco). *Urban Water*, 138, 6 p.
- LAMPERT W. (ed.), 1985. Food limitation and the structure of zooplankton communities. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergrbn. Limnol.*, 21, 497 p.
- LAMPERT W., FLECKNER W., RAI H., TAYLOR B., 1986. Phytoplankton control by grazing Zooplankton: a study on the spring clear water phase. *Limnol. Oceanogr.*, 31 (3), 478-490.
- LEGENDRE L., WATT W.D., 1972. On a rapid technique for plankton enumeration. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 58, 173-177.
- LORENZEN C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments : spec-

- trophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 343-346.
- MAKULLA A., 1991. Species composition of spring phytoplankton in relation to nutrient ratios. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24, page N° 799.
- MARGARITORA F., 1983. CLADOCERI (Crustacea : Cladocera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane. *Consiglio Nazionale delle Ricerche*, 169 p.
- NAMECHE T., DUFAYT O., EL OUARGHI H., VASEL J.L., 1999. Performances of a system combining aerated lagoons and waste stabilization ponds in temperate climate. In *4th International specialist conference on stabilization ponds: Technology and environment*, Marrakech, april 20-23.
- OMS, 1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : Recommandations à visées sanitaires. *OMS série de rapports techniques*, 778, 82 p.
- OUAZZANI N., BOUHOUM K., MANDI L., BOUARAB L., HABBARI K., RAFIQ F., PICOT B., BONTOUX J., SCHWATZBROD J., 1995. Wastewater treatment by stabilization pond: Marrakech experiment. *Water Sci. Tech.*, 31 (12), 75-80.
- OUAZZANI N., BOUARAB L., PICOT B., LAZREK H., OUDRA B., BONTOUX J., 1997. Variations saisonnières des formes de phosphore dans une station de traitement des eaux usées par lagunage, sous climat aride de Marrakech (Maroc). *Rev. Sci. Eau*, 4, 527-544.
- OUDRA B., 1990. Bassins de stabilisation anaérobie et aérobie facultatif pour le traitement des eaux usées à Marrakech. Dynamique du phytoplancton (microplancton et picoplancton) et évaluation de la biomasse primaire. *Thèse 3^e cycle*. Univ. Cadi Ayyad, Fac. Sci. Semlalia Marrakech. 144 p.
- PANO A., MIDDLEBROOKS E.J., 1982a. Ammonia and total kjeldahl nitrogen removal in aerated lagoons. *Nat. Sci. Tech.*, 14, 381-391.
- PANO A., MIDDLEBROOKS E.J., 1982b. Ammonia nitrogen removal in facultative waste water stabilization ponds. *Journal water pollution control federation*, 54 (4), 344-351.
- POURRIOT R., CAPBLANCO J., CHAMP P., MEYER J.A., 1982. Écologie du plancton des eaux continentales. *Collection Écol. Appl. Sci. Env.*, Masson [Ed.], 16, 198 p.
- POURRIOT R., FRANCEZ A.J., 1986. Introduction pratique des organismes des eaux continentales françaises : Rotifères. *Extrait du bulletin mensuel de la société linnéenne de Lyon*. 55^e année, 5, 37 p.
- PREMAZZI G., MARENGO G., 1982. Sedimentation rates in Swisse-Italian lake measured with sediment traps. *Hydrobiologia*, 92, 603-610.
- RAYMOND A.F., CEM B.A., 1982. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. Lagunage. Azote1. *J.W.P.C.F.*, 54 (4), 361-369.
- RHEE G.Y., 1978. Effects of N:P ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition and nitrate uptake. *Limnol. Oceanogr.*, 23, 10-25.
- RODIER J., 1984. L'analyse de l'eau. 7^e édition. Dunod. Paris, 1365 p.
- SANDERS R.W., PORTER K.G., BENNETT S.J., DE BIASE A.E., 1989. Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers and cladocerans in a freshwater plankton community. *Limnol. Oceanogr.*, 34 (4), 673-687.
- SAQQAR M.M., PESCOD M.B., 1996. Performance evaluation of anoxic and facultative wastewater stabilization ponds. *Water Sci. Tech.*, 33 (7), 141-145.
- SCHETRITE S., RACAULT Y., 1995. Purification by natural waste stabilization pond: influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. *Wat. Sci. Tech.*, 31 (9), 191-200.
- SEIP K.L., 1994. Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sci.*, 56 (1), 16-28.
- SHUVAL H. I., VEKUTIE P., FATTAH B., 1986. An Epidemiological Model of the potential Health Risk associated with various pathogens in water irrigation. *Water Sci. Tech.*, 19, 61-64.
- STANDARD METHODS, 1975. For the examination of water and wastewater. 14th edition. Apha. Awwa. WPCF. Fourteenth [Ed.], 1193 p.
- STARMACH K., 1983. Euglenophyta. *Flora Slodkowodna Polski*. Warszawa.
- STEMBERGER R. S., 1979. A guide to Rotifers of the Laurentian Great Lakes. Envi-

- ronmental monitoring and support laboratory. *Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency*. Cincinnati, Ohio. 45268, 185 p.
- 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). *Rev. Sci. Eau*, 15 (1), 235-249.
- TIFNOUTI A., 1987. Zooplancton des bassins de lagunage de Marrakech. Structure du peuplement et dynamique des principales populations. *Doct. 3^e cycle, Univ. Cadi Ayyad, Fac. Sci. Semlalia, Marrakech*, 198 p.
- UTERMÖHL H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 9, 1-38.