

Mécanismes d'élimination de l'azote et du phosphore dans un chenal algal à haut rendement

Mechanisms of nitrogen and phosphorus removal in a high rate algal pond

F. EL HAFIANE, A. RAMI, B. EL HAMOURI*

Reçu le 6 juillet 2001, accepté le 20 janvier 2003**.

SUMMARY

The fate of nitrogen (N) and phosphorus (P) was studied in a high-rate algal pond (HRAP) during the start-up period and under steady-state conditions. The HRAP was first used by Oswald and co-workers in Berkeley (California, USA) in the late 1950s for wastewater treatment with algae collection as a by-product for Single Cell Protein production. The HRAP consisted of a race-way shaped, shallow pond (less than 0.50 m deep) equipped with a continuous and gentle mixing device (paddle wheel) generally operated at 8rpm. The paddle wheel is not used for aeration purposes.

In this study, the HRAP is included in a wastewater treatment plant aimed at producing good quality effluent for agriculture reuse purposes. The treatment plant includes three components with the HRAP placed in the middle of the pond train. Up-stream, there is a two-phase anaerobic reactor (TAR) and downstream, two maturation ponds in series. Assigned removal tasks for the plant components are as follows: i) organic matter, suspended solids and helminth eggs for the TAR; ii) N and P for the HRAP; and iii) fecal coliforms for the two maturation ponds. The capacity of the plant is 1,500 inhabitants (70 m³/day), total hydraulic retention time is 8 days and the total occupied area is 1,500 m² including walkways and other facilities. The plant was constructed in December 1996 and has been continuously operated since that time.

The present paper focuses on the fate of N and P in the HRAP in order to evaluate its performance and to shed light on the mechanisms behind N and P removal, with the ultimate goal to improve surface and groundwater protection from pollution by wastewater nutrients. Under steady-state conditions and when we consider the soluble part of N and P taken up by the algal

Unité d'épuration et de réutilisation des eaux usées - Département de biochimie générale, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, B.P. 6202-Instituts, 10101 Rabat, Maroc.

* Correspondance. E-mail : elhamouri@iam.net.ma

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 décembre 2003.

cells together with that lost (either by stripping or chemical precipitation), the total removal averaged 70% for N and 40% for P. Such important removal must be highlighted especially because the system relies on solar energy with no electromechanical aeration, is cheap to construct and easy to operate and maintain.

To understand the mechanisms behind such a performance and also to gain experience for the process start-up and for rational operation and maintenance of future plants, an in-depth analysis on the fate of N and P was done based on the four-year follow up data. Total N losses reached an average of 34.5% in the start-up period and 24.5% under steady-state conditions, whereas N assimilated by the algae represented 32 and 43.5%, respectively. Particulate organic nitrogen (PON) accumulated in the bottom of the unit did undergo rapid mineralization under steady-state conditions. Mechanisms involved in N losses might be attributed to settling of PON, and, to much lesser extent, NH_3 volatilization in the cold season, whereas the latter mechanism might occur primarily in the hot season. The rates of mineralization of HRAP sediment were estimated to be 12.4 and 1.3 kg of N $\text{ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ respectively for the hot and the cold season.

On average, total P losses in the HRAP reach 27% in the start-up period and only 17.5% under steady-state conditions, whereas algae assimilation represented 25 and 17.5% respectively. Under steady-state conditions, algae uptake (54%) and chemical precipitation (46%) were found to be the main mechanisms for P removal in the HRAP.

Key-word: wastewater, treatment, HRAP, nitrogen, phosphorus-stripping, algal biomass.

RÉSUMÉ

Le devenir de l'azote(N) et du phosphore (P) a été étudié dans un chenal à haut rendement (CAHR) au cours de la période d'adaptation puis en phase stationnaire. En moyenne, la part de N total perdue atteint 34,5 % du N admis en période d'adaptation et 24,5 % en phase stationnaire tandis que la part assimilée par les algues atteint respectivement 32 et 43,5 %. L'azote organique particulaire s'accumule dans le sédiment et subit une minéralisation lente pendant la phase d'adaptation puis rapide en phase stationnaire. Les pertes nettes en N dans le CAHR seraient dues à la sédimentation et à la volatilisation de NH_3 en saison froide et seulement au dernier mécanisme, en saison chaude. Le bilan de l'azote ammoniacal en phase stationnaire montre que l'importance de la biomasse algale produite en saison chaude ne peut s'expliquer qu'en présence d'une minéralisation active du sédiment. Le taux de minéralisation est estimé à 12,4 kg N $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$ en saison chaude contre 1,3 en saison froide. En moyenne, la part du P total perdue atteint 27 % du P admis en période d'adaptation et 17,5 % en phase stationnaire alors que la part assimilée par les algues atteint respectivement 25 et 17,5 %. En phase stationnaire, l'élimination du P soluble dans le CAHR serait due à l'assimilation algale (54 %) et à la précipitation chimique sous forme de sels de phosphates (46 %).

Mots clés : eaux usées, épuration, CAHR, azote, phosphore, volatilisation de NH_3 , biomasse algale.

1 – INTRODUCTION

Dans l'épuration des eaux usées, le chenal algal à haut rendement (CAHR) remplit un rôle similaire à celui attribué aux bassins facultatifs classiques (BF) dans les bassins de stabilisation (BDS). Ce système a été introduit au Maroc et testé à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (IAV) de Rabat vers la fin des années 80 (El Hamouri *et al.*, 1987).

A l'instar des BF, le fonctionnement du CAHR repose sur une association «algues-bactéries» à bénéfice mutuel avec, cependant, des dimensions géométriques et des sous-produits de l'épuration qui diffèrent de ceux des BF. Le CAHR élimine efficacement les germes de contamination fécale et les parasites intestinaux ce qui autorise la réutilisation de son effluent en irrigation conformément aux recommandations de l'OMS de 1989 (EL HAMOURI *et al.*, 1994).

Sur le plan de l'élimination des nutriments, le CAHR s'avère plus efficace que les BF (PICOT *et al.*, 1992 ; El Hamouri *et al.*, 1998). Les processus d'élimination du phosphore dans les systèmes d'épuration biologiques des eaux usées ne sont pas encore connus avec précision (GOMEZ *et al.*, 2000 ; ORTUNO *et al.*, 2000 ; SHIPIN *et al.*, 2000). Les mécanismes régulièrement cités pour expliquer l'élimination de N et P dans le CAHR sont l'assimilation biologique essentiellement algale, la volatilisation de N, la sédimentation des formes particulières et la précipitation chimique de P sous forme de sels de phosphates. Ces mécanismes sont sous la dépendance de l'activité photosynthétique, laquelle conditionne la croissance des algues (élimination par assimilation algale) et l'élévation du pH au cours de la journée. L'élévation de pH favorise d'une part, la conversion de l'ammonium (NH_4^+) en ammoniac (NH_3) (élimination par volatilisation) et d'autre part, la précipitation chimique des phosphates sous forme de sels de phosphate de calcium $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, de carbonate de calcium (CaCO_3) et d'hydroxyde de magnésium $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (MOUTIN *et al.*, 1992 ; MESPLÉ *et al.*, 1995 ; NURDOGAN et OSWALD, 1995).

Cet article examine le devenir de N et P pendant la période d'adaptation puis au cours de la phase stationnaire dans le CAHR. L'article évalue et discute l'importance des principaux mécanismes assurant l'élimination de N et P pendant les deux périodes considérées. L'objectif étant d'optimiser l'élimination des nutriments N et P des eaux usées pour réduire l'eutrophisation des eaux de surface ou la dégradation de la qualité des eaux souterraines par les nitrates.

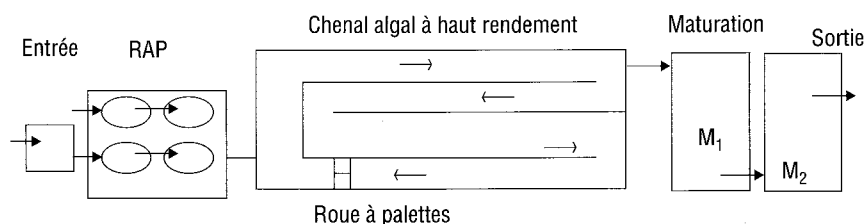
2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site d'étude et station d'épuration

La ville de Rabat est située au Nord-Ouest du Maroc à la latitude de 30°03' N et la longitude de 6°46' W et une altitude moyenne de 73,3 m. Selon le climatogramme d'Emberger, la ville de Rabat appartient à l'étage bioclimatique sub-humide avec l'hiver froid et pluvieux et l'été chaud et sec. Les températures mensuelles moyennes enregistrées sont de 14 et de 24 °C respectivement en

saison froide et en saison chaude. La durée mensuelle minimale d'ensoleillement est enregistrée en novembre et décembre avec 173 heures et la durée maximale est d'environ 330 heures enregistrée en juillet. La durée annuelle moyenne est de 2988 heures.

Les eaux usées du campus de l'IAV sont acheminées vers une station d'épuration (STEP) ayant une capacité de 1500 équivalent-habitants et dont l'élément central est le CAHR. Elle est entièrement réalisée en béton armé et fonctionne depuis décembre 1996. La STEP comporte i) un système de prétraitement englobant un déshuilage, un dégrillage et un dessablage ; ii) un réacteur anaérobie à deux phases (RAP), iii) un chenal algal à haut rendement (CAHR) et iv) deux bassins de maturation placés en série (figure 1). Configurée de cette façon, la STEP constitue ce que nous appelons la Technologie des Bassins à Haut Rendement (TBHR) entièrement mise au point à l'IAV et dont la partie correspondant au réacteur RAP a été brevetée sous N°25037 en date du 21/12/99.



RAP : Réacteur anaérobie à deux phases, CAHR : Chenal algal à haut rendement.
M1 and M2 : bassins de maturation.

Figure 1 Configuration de la station d'épuration des eaux usées de l'IAV Hassan II de Rabat.

Layout of the IAV Hassan II wastewater treatment plant.

Le CAHR occupe une superficie de 970 m² et consiste en une série de 8 pistes totalisant une longueur de 400 m. Les pistes ont une profondeur de 0,50 m où l'eau est maintenue en circuit fermé. Le contenu du CAHR est maintenu en circulation permanente à l'aide d'une roue à palettes entraînée par un moteur électrique de 0,75 kW. Le moteur est associé à un réducteur de vitesse qui permet de maintenir la vitesse de circulation de l'eau en surface entre 20 et 30 cm/s.

2.2 Échantillonnage

Des prélèvements bimensuels effectués à l'entrée et à la sortie du CAHR consistent en des échantillons composites. Des prélèvements ponctuels de 1 litre effectués toutes les 2 heures (entre 8h et 20h) et conservés à 4°C sont par la suite mélangés pour en prélever un échantillon de 2 litres qui va subir les analyses. Le suivi a duré 4 années consécutives : de janvier 1997 à décembre 1998 (phase d'adaptation) et de janvier 1999 à janvier 2001 (phase stationnaire).

2.3 Méthodes d'analyses

Le pH et la température sont mesurés in situ, au cours des prélèvements grâce à des instruments portatifs. Les matières en suspension (MES) et les matières en suspension volatiles (MVS) sont déterminées comme suit : Après filtration d'un volume d'échantillon, en utilisant des filtres de type Whatman GF/C, les MES sont déterminées après séchage à 105 °C et les MVS après passage au four à 525 °C (APHA, 1985).

L'azote total kjeldhal (NTK) est déterminé sur des échantillons bruts et après filtration sur papier filtre Whatman GF/C (AFNOR, T90-110). L'azote ammoniacal (N-NH_4^+), l'azote nitreux (N-NO_2^-) et l'azote nitrique (N-NO_3^-) sont déterminés suivant les méthodes décrites dans « Standard Methods » (APHA, 1985). L'azote organique particulaire (NOP) est déterminé par différence entre NTK déterminé sur des échantillons bruts (NTKb) et NTK soluble déterminé sur des échantillons filtrés (NTKs) : $\text{NOP} = \text{NTKb} - \text{NTKs}$. L'azote organique dissous (NOD) est déterminé par différence entre NTKs et l'azote ammoniacal : $\text{NOD} = \text{NTKs} - (\text{N-NH}_4^+)$.

Le phosphore total (PT) est déterminé sur des échantillons bruts et après filtration sur papier filtre Whatman GF/C (AFNOR T90 - 023). Les orthophosphates (PO_4^{3-}) sont déterminés suivant la méthode décrite dans « Standard Methods » (APHA, 1985). Le phosphore particulaire (PP) est obtenu par différence entre le PT déterminé sur des échantillons bruts (PTb) et le PT soluble déterminé sur des échantillons filtrés (PTs) : $\text{PP} = \text{PTb} - \text{PTs}$. Le phosphore organique dissous plus les polyphosphates est déterminé par différence entre le PT soluble et les orthophosphates : $\text{PODPP} = \text{PTs} - (\text{P-PO}_4^{3-})$.

3 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Les formes d'azote et leur devenir dans le CAHR

Les formes azotées examinées dans cet article sont : l'azote ammoniacal (N-NH_4^+), l'azote organique particulaire (NOP), l'azote organique dissous (NOD) ainsi que l'azote sous ses formes oxydées représentées par le symbole N-Ox regroupant les formes nitrite (NO_2^-) et nitrate (NO_3^-). Les indices r et c indiquent respectivement entrée (effluent quittant le RAP et entrant dans le CAHR) et sortie (effluent quittant le CAHR).

Le NOD_r provient des acides aminés résultant de la dégradation des protéines, ainsi que de la lyse des bactéries anaérobies du RAP, alors que c'est essentiellement la lyse d'une partie des algues qui donne naissance au NOD_c . De même, le NOP_r est constitué des bactéries anaérobies qui échappent au RAP tandis que le NOP_c , est constitué, à plus de 90 %, de la biomasse algale qui se développe, *de novo*, dans le CAHR grâce à la capture de l'énergie solaire et à l'utilisation du bicarbonate et des éléments minéraux solubles.

Il est supposé dans cet article que la totalité du NOP_r précipite dans le CAHR et rejoint le sédiment. Ce dernier peut également contenir des bactéries aérobies, des algues ainsi que des ciliés et rotifères qui rejoignent le sédiment

à leur mort. Le sédiment du CAHR est supposé subir une minéralisation qui le transforme en ammonium (NH_4^+) et, peut être, en nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-) suite à une oxydation.

D'après nos observations, les formes oxydées d'azote restent faiblement représentées dans le CAHR témoignant d'une activité nitrifiante réduite qui pourrait être attribuée à l'un ou à la combinaison des trois facteurs suivants :

- l'interruption des conditions à forte disponibilité de l'oxygène par des périodes d'anoxie. En effet, il a été rapporté que la nitrification ne démarre qu'après un minimum de 24h d'aérobie (DIAB *et al.*, 1993). Cette durée n'est jamais atteinte dans nos conditions à cause de l'épuisement de l'oxygène pendant la phase nocturne (figure 2).
- le faible taux de croissance des bactéries nitrifiantes comparées aux bactéries hétérotrophes aérobies qui profitent mieux de l'oxygène dissous du milieu.
- le manque de support aérobie permanent pour les bactéries nitrifiantes (CRAGGS *et al.*, 2000).

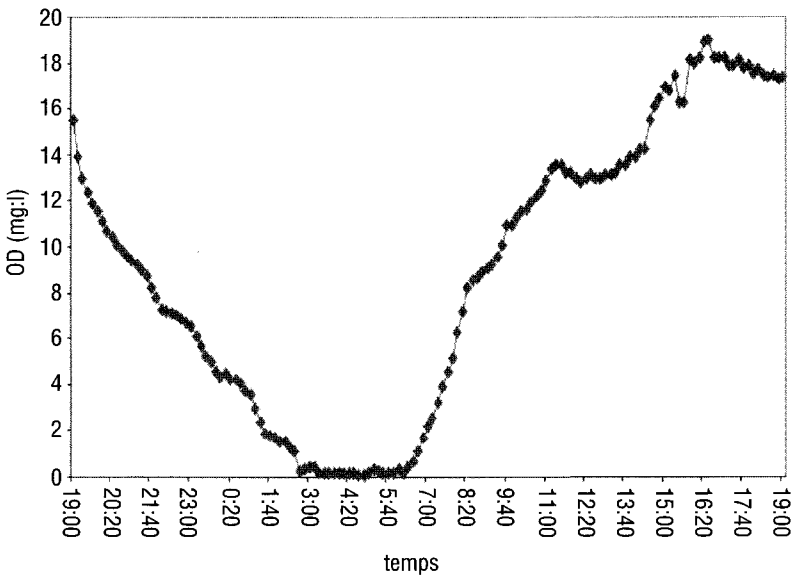


Figure 2 Évolution de la concentration en oxygène dissous mesurée à une profondeur de 20 cm sur une durée de 24 heures.

24-hours dissolved oxygen monitoring at a depth of 20 cm.

L'azote perdu au cours du passage de l'effluent dans le CAHR peut être obtenu à partir de l'équation (1) :

$$\text{Perte en N} = \text{NTK}_e - \text{NTK}_s = (\text{NOP}_r + \text{NOD}_r + \text{N-NH}_4^+_r) - (\text{NOP}_c + \text{NOD}_c + \text{N-NH}_4^+_c) \quad (1)$$

avec e : entrée ; s : sortie ; r : RAP et c : CAHR ; les formes oxydées ont été négligées.

En fait, le bilan de N, en tout instant, va dépendre de l'équilibre qui s'établit entre le taux de sédimentation et le taux de minéralisation du NOP_r , comme le montre l'équation (2) :

$$\text{Perte nette en N} = NTK_e - NTK_s = (\text{N sédimenté} - \text{N minéralisé}) + \text{N volatilisé} \quad (2)$$

Eu égard aux équations (1) et (2), trois situations peuvent se présenter :

- le taux de sédimentation est équilibré par celui de la minéralisation de N, les pertes nettes en N enregistrées en bilan ponctuel sont alors dues à la seule volatilisation.
- le taux de sédimentation l'emporte sur celui de la minéralisation alors les pertes nettes englobent une part perdue par sédimentation et une part perdue par volatilisation.
- le taux de minéralisation est supérieur à celui de la sédimentation avec une minéralisation touchant le N sédimenté durant des périodes antérieures : les pertes nettes en N enregistrées par le bilan ponctuel «entrée-sortie» sont toutes dues à la volatilisation et ne représentent, en fait, qu'une part des pertes totales effectivement opérées par le système. Cette situation doit, cependant, être confirmée par la relation (3) qui met en évidence une importante assimilation de N par les algues :

$$NOP_c > (N-NH_4^+_r - N-NH_4^+_c) \quad (3)$$

3.1.1 Devenir de l'azote en période d'adaptation

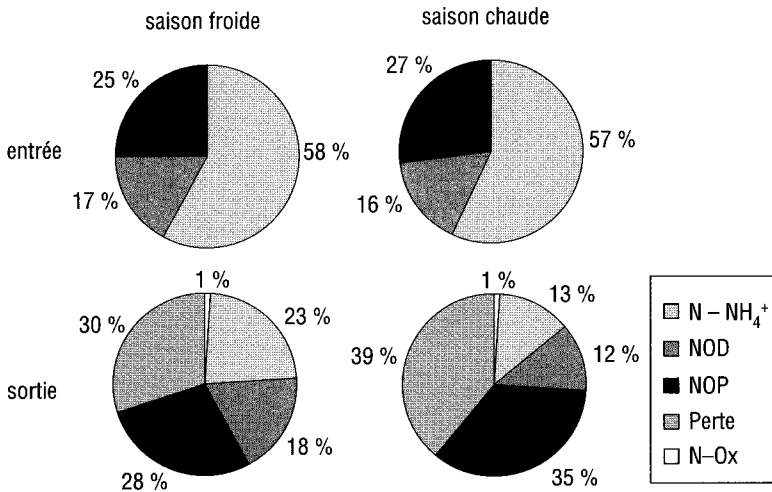


Figure 3 Répartition des diverses formes d'azote rencontrées à l'entrée et à la sortie du CAHR en saison froide et en saison chaude pendant la période d'adaptation.

Repartition of different forms of nitrogen in the influent and the effluent of HRAP in cold and hot seasons during start up period.

La période d'adaptation est la période de démarrage et de mise au point du système durant laquelle de nombreuses déstabilisations de l'équilibre algo-bactérien ont été observées dans le CAHR. Pendant ces déstabilisations, le CAHR basculait des conditions aérobies à l'anaérobiose avec floculation des algues.

La figure 3 présente les parts des différentes formes de N à l'entrée du CAHR et qui sont en moyenne de 57,5 % pour $N-NH_4^+$; 26 % pour NOP_c et 16,5 % pour NOD_c sans différences significatives entre les saisons. La distribution des formes de N à la sortie montre une forte réduction de la part $N-NH_4^+_c$, qui atteint 35 % en saison froide et 44 % en saison chaude. La part de NOP_c représente 28 % du N admis en saison froide contre 35 % en saison chaude. La part NOD_c est évaluée à 18 % du N admis en saison froide et 12 % en saison chaude. La perte nette moyenne en N total est évaluée à 34,5 % du N admis.

3.1.2 Devenir de l'azote en phase stationnaire

La phase stationnaire est la période où les conditions de fonctionnement du CAHR sont optimales et les déstabilisations de l'équilibre algo-bactérien sont rares voire accidentelles.

A l'entrée du CAHR, le $N-NH_4^+$ constitue en moyenne 67,5 %. Les parts NOP_c et NOD_c atteignent respectivement 21 et 11,5 % sans différences significatives entre les saisons. A la sortie, le bilan met en lumière une part perdue équivalente à 24,5 % du N total admis. Les pertes nettes en N ne semble pas dépendre de la saison contrairement à la part assimilée par les algues qui est plus importante en saison chaude (54 %) qu'en saison froide (33 %) (figure 4).

La teneur en N de la biomasse produite au cours de l'épuration des eaux usées est une donnée utile dans le domaine du génie sanitaire. Plusieurs auteurs y font référence notamment Oswald (1988) qui rapporte une valeur allant de 7 à 10 % de la biomasse algale. Les valeurs obtenues dans nos conditions sont de 6,25 et 9,2 % rapportées respectivement aux MES et MVS.

3.1.3 Mécanismes d'élimination de l'azote

En période d'adaptation, l'établissement du bilan $N-NH_4^+$ montre que la relation (3) n'est pas vérifiée. En effet, la somme de NOP_c et de $N-NH_4^+_c$ reste inférieure à $N-NH_4^+_r$, rendant peu probable l'occurrence d'une minéralisation au cours de cette période ce qui conduit à une dominance du processus de sédimentation de NOP_r dans le CAHR.

En phase stationnaire, La part moyenne de NOP_c domine les autres composantes rencontrées à la sortie du CAHR et représente 43,5 % du N admis contre seulement 32 % en période d'adaptation (figures 3 et 4). Par ailleurs, le tableau 1 montre que la quantité de $N-NH_4^+$ et de NOD_c à l'entrée du CAHR est inférieure à la quantité totale d'azote sous ses différentes formes à la sortie. La minéralisation de N du sédiment doit ainsi être mise à contribution pour fournir la différence. La situation dominante pendant la phase stationnaire correspondrait plus à une minéralisation plus active grâce, probablement, à une meilleure colonisation du CAHR par la flore minéralisante ce qui expliquerait la différence observée dans les pertes nettes en N total entre les périodes. Le taux de minéralisation est estimé à $12,4 \text{ kg } N-NH_4^+ \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en saison chaude contre seulement 1,3 en saison froide (tableau 1).

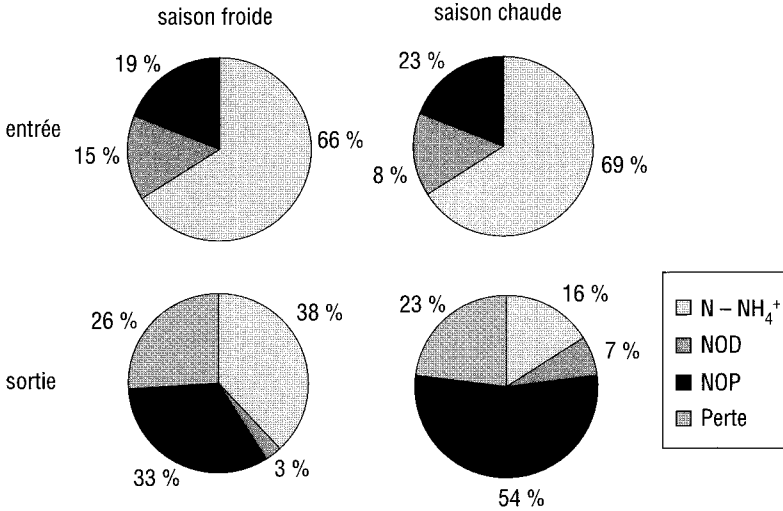


Figure 4 Répartition des diverses formes d'azote rencontrées à l'entrée et à la sortie du CAHR en saison froide et en saison chaude en phase stationnaire.

Repartition of different forms of nitrogen in the influent and the effluent of HRAP in cold and hot seasons under steady state conditions.

Tableau 1 Détermination du taux de minéralisation de l'azote organique du sédiment dans le CAHR pendant la phase stationnaire (kg N ha⁻¹ j⁻¹).

Table 1 Calculated rate of mineralization of organic nitrogen of the sediment in the HRAP under steady state conditions (kg N ha⁻¹ j⁻¹).

Saison	Entrée NH ₄ ⁺ r*	Entrée NODr**	Perte N total perdu*	Biomasse NOPc*	Sortie NH ₄ ⁺ c*	Sortie NODc**	Taux de minéralisation = [(a+b)-(c+d+e+f)]
	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)	(f)	
Froide	22,50	10,00	9,00	11,36	12,56	0,89	1,31
Chaude	37,80	4,20	12,33	29,75	8,60	3,70	12,38

* en (kg N ha⁻¹j⁻¹) ** NOD est considéré comme une forme rapidement transformée en NH₄⁺.

On assisterait donc, pendant la phase stationnaire, à un relargage de N du sédiment emmagasiné pendant la phase d'adaptation ce qui bénéficierait à la croissance algale. Si cette hypothèse était retenue, la volatilisation devrait être considérée comme le principal mécanisme d'élimination de N pendant la phase stationnaire et que les pertes totales en N (24,5 % du N admis) seraient à mettre entièrement sur le compte de la volatilisation. Toutefois, les pourcentages présentés sont basés sur le N admis ponctuel et cachent, par conséquent, la partie minéralisée des sédiments antérieurs et qui a forcément été, elle aussi, volatilisée. Pour une quantification plus exacte de cette part, sous-jacente, des pertes par volatilisation, il est nécessaire de recourir à un montage expérimental orienté vers la maîtrise du taux de minéralisation du N dans le

sédiment du CAHR. En outre, au sein de la phase stationnaire elle-même, on assisterait à un fonctionnement en deux temps qui dépendrait de la saison qui influence les conditions de minéralisation.

Etant donné que la sédimentation du N particulaire dans les lagunes ainsi que l'assimilation du N minéral par les algues sont des processus connus et largement étudiés (FERRARA et AVCI, 1982 ; ZIMMO *et al.*, 2000), il a été jugé plus utile de cerner le processus de perte de N par volatilisation de l'ammoniac. La forme NH_4^+ est dominante à pH inférieur à 8 et une conversion totale de NH_4^+ en NH_3 est obtenue quand le pH dépasse 11 (MINOCHA & PRABHAKAR RAO, 1988 ; EL HALOUANI, *et al.*, 1993 ; NURDOGAN et OSWALD, 1995). Ce processus dépend étroitement du pH et de la température comme le décrit la relation (4) établie par AZOV & GOLDMAN (1982). La concentration en NH_3 est multipliée par 10 quand le pH augmente d'une unité et par 2 quand la température T s'élève de 10°C .

$$\frac{\text{NH}_4^+}{\text{NH}_3} = 10^{(10-\text{pH}-0,03 T)} \quad (4)$$

L'application de la relation (4) montre que le rapport $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ calculé pour les valeurs de pH enregistrées dans le CAHR est en faveur de la forme gazeuse, NH_3 ce qui renforce l'hypothèse de l'existence d'une volatilisation ou « stripping » très active dans le CAHR (figure 5).

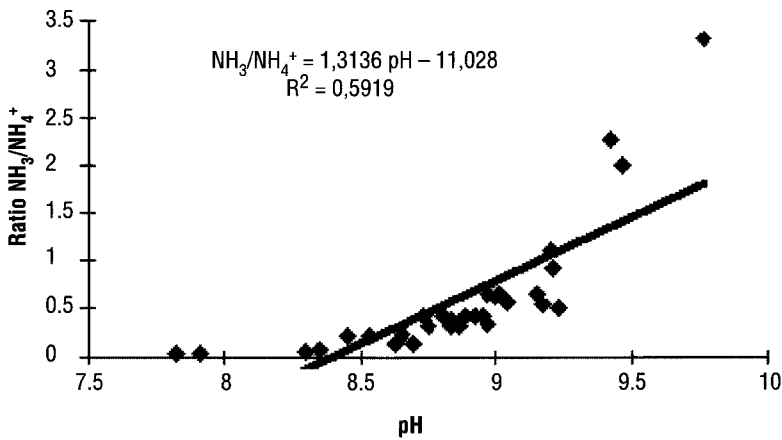


Figure 5 Évolution du rapport $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ en fonction du pH.
Evolution of $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ratio vs pH.

3.2 Les formes du phosphore et leur devenir dans le CAHR

Les formes de P étudiées sont : le P des orthophosphates (P-PO_4^{3-}), le phosphore particulaire (PP) et le phosphore organique dissous et polyphosphates (PODPP). Les indices r et c ont les mêmes significations que pour N.

3.2.1 Devenir du phosphore en période d'adaptation

La figure 6 présente les parts moyennes des différentes formes de P à l'entrée du CAHR et qui sont de 71,5 % pour $P-PO_4^{3-}$; 15,5 % pour PP et 13% pour PODPP sans différences significatives entre les saisons. La distribution des formes de P à la sortie montre une forte réduction de la part $P-PO_4^{3-}$, qui atteint 27 % en saison froide et 38 en saison chaude. La part PODPP subit aussi une réduction moyenne de 4,5 %. Les pertes nettes atteignent en moyenne 27 % du P total admis.

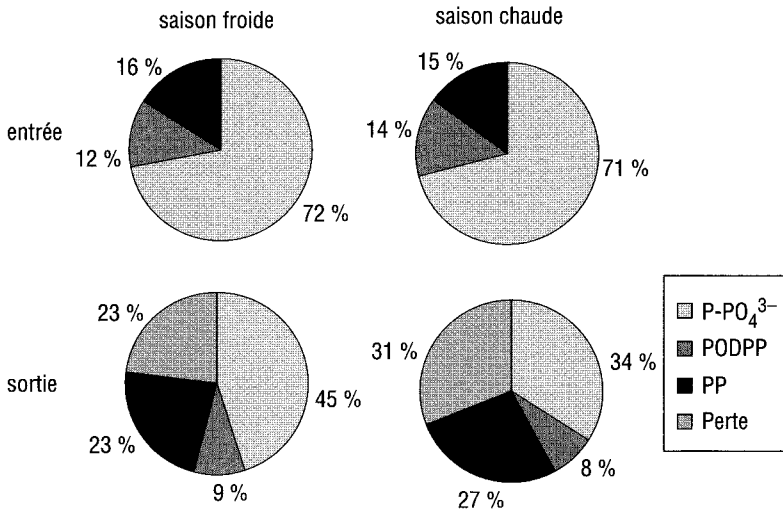


Figure 6 Répartition des diverses formes de phosphore rencontrées à l'entrée et à la sortie du CAHR en saison froide et en saison chaude pendant la période d'adaptation.

Repartition of different forms of phosphorus in the influent and the effluent of HRAP in cold and hot seasons during start up period.

3.2.2 Devenir du phosphore en phase stationnaire

A l'entrée du CAHR, les $P-PO_4^{3-}$ constituent en moyenne 78 % (Figure 7) ; les 22 % restants sont partagés, à égalité, entre le PP et les PODPP. A la sortie du CAHR, le bilan met en lumière une part perdue équivalente à 17,5 % du P total admis et qui ne semble pas dépendre de la saison contrairement à la part assimilée par les algues qui est plus importante en saison chaude (22 %) qu'en saison froide (13 %) avec une moyenne de 17,5 %. Les teneurs en P de la biomasse produite sont de 0,3 ou de 0,5 % selon que l'on rapporte les teneurs aux MES ou aux MVS. Oswald (1988) rapporte une valeur allant de 0 à 1 % de la biomasse algale sans préciser s'il s'agissait des MES ou des MVS.

3.2.2.1 Mécanismes d'élimination du phosphore

Le bilan net de P serait, en tout instant, une résultante entre les processus d'élimination (la sédimentation de PP, l'assimilation algale et la précipitation chimique des phosphates) et ceux d'enrichissement (la minéralisation et le relargage).

La sédimentation du PP d'origine organique et inorganique peut être assimilée à une décantation qui dépend essentiellement de la taille des MES. Dans nos conditions, la part de PP admise ne dépasse pas en moyenne 10 à 15 % du P total ce qui limite son impact sur les performances d'élimination de P dans le CAHR (figures 6 & 7).

Le relargage peut avoir lieu suite à une mobilisation biologique ou grâce à des processus physico-chimiques (MARA et PEARSON, 1986 ; FLORENTZ *et al.*, 1984 ; MARTIN, 1987). La mobilisation biologique est l'œuvre de nombreux micro-organismes dont des bactéries et des champignons capables de synthétiser des phosphatases. Les espèces bactériennes les plus citées appartiennent aux genres *Serratia*, *Proteus*, *Arthrobacter* et surtout *Bacillus* (FLORENTZ *et al.*, 1987). La mobilisation est essentiellement affectée par le potentiel rédox et le pH (ORTUNO *et al.*, 2000). Ces deux facteurs dépendent, certes des données climatiques (température, ensoleillement, vent etc.) mais, ils sont surtout gouvernés par l'équilibre entre la respiration et la photosynthèse qui représentent les principaux processus métaboliques se déroulant dans le CAHR.

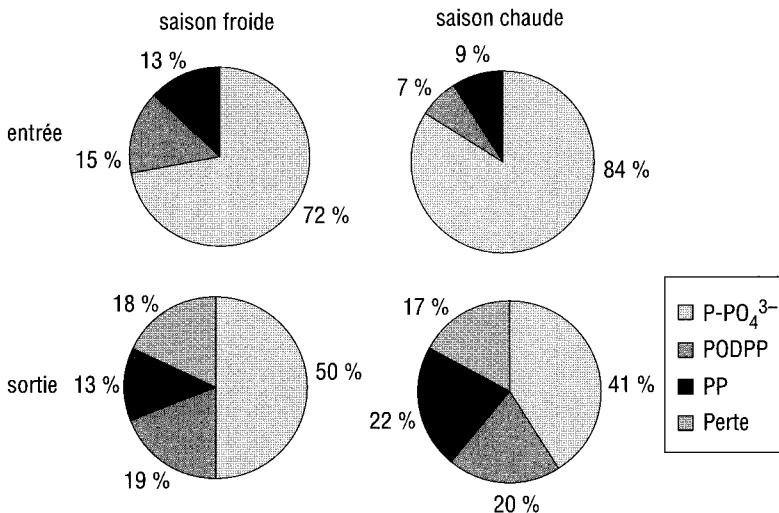


Figure 7

Répartition des diverses formes de phosphore rencontrées à l'entrée et à la sortie du CAHR en saison froide et en saison chaude pendant la période d'adaptation.

Repartition of different forms of phosphorus in the influent and the effluent of HRAP in cold and hot seasons during start up period.

La différence observée dans les pertes nettes en P total entre la phase d'adaptation et la phase stationnaire, respectivement de 27 et 17,5 %, peut s'expliquer par une absence ou une faible activité de relargage de P en période d'adaptation. Ainsi et comme dans le cas de N, la disponibilité de P soluble devient importante pendant la phase stationnaire grâce, probablement, à une meilleure colonisation du CAHR par une flore minéralisante adaptée ce qui réduit les pertes nettes enregistrées pendant cette phase.

L'assimilation de P par la biomasse est une voie d'élimination importante du phosphore. Elle contribue au prélèvement de 25 et 17,5 % du P admis dans le CAHR respectivement en période d'adaptation et en phase stationnaire (figures 6 & 7). Contrairement à l'azote, la part de P assimilée par les algues diminue en phase stationnaire par comparaison à la période d'adaptation. Ceci est à rapprocher du changement radical de l'écosystème CAHR qui s'est opéré entre ces deux phases et qui favoriserait, en période d'adaptation, l'adsorption de P aux particules algales (COLIN F., 1987) et son accumulation intracellulaire (SHERRARD et HAWKINS, 1985). En effet, la population algale très dense rencontrée en période d'adaptation où dominent les genres *Micractinium* et *Euglena* a cédé la place à une culture moins dense, quasi monospécifique constituée alternativement des genres *Scenedesmus*, *Pediastrum* ou *Actinastrum*. Ce changement stimulerait l'activité photosynthétique et augmenterait, par conséquent, la part de P précipité sous forme de sels. Ainsi, en phase stationnaire, la précipitation serait favorisée au détriment de l'assimilation par les algues. On parlerait, dans nos conditions, du CAHR autant comme piège à précipiter le P (environ 46 %) que comme réacteur d'assimilation algale (54 %) (tableau 2). Sous l'effet du pH, la précipitation des sels de P est démontrée dans le CAHR par la régression linéaire établie entre la quantité de $P-PO_4^{3-}$ éliminée et les valeurs de pH enregistrées (figure 8) confirmant les observations de MOUTIN *et al.*, (1992).

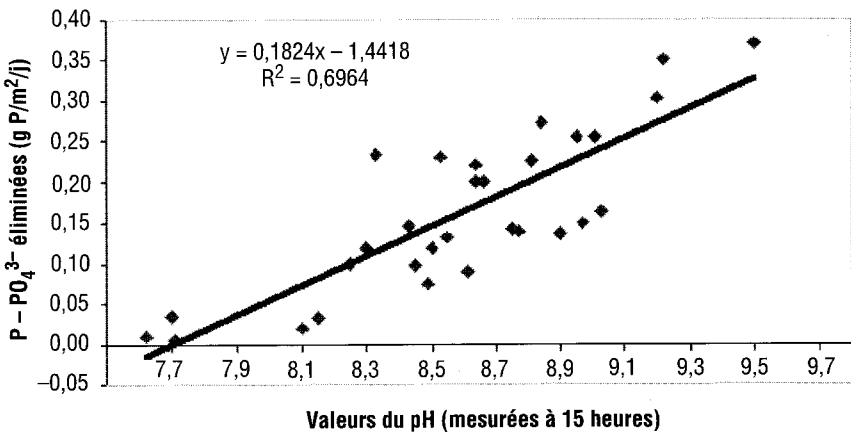


Figure 8 Régression linéaire entre la quantité de $P-PO_4^{3-}$ éliminée et le pH.
 Linear Regression between the removed amount of $P-PO_4^{3-}$ and pH.

Tableau 2 Parts des $P-PO_4^{3-}$ assimilées par la biomasse et précipitée sous formes de sels au cours de la période d'adaptation et en phase stationnaire.

Table 2 Parts of precipitated and assimilated $P-PO_4^{3-}$ during start up and under steady state conditions.

	Charge appliquée*	P- PO_4^{3-} précipité*		P- PO_4^{3-} assimilé*		Total P- PO_4^{3-} éliminé*	
		Valeur	%	Valeur	%	Valeur	%
Période d'adaptation							
Moyenne annuelle	0,51	0,12	43	0,15	57	0,27	100
Phase stationnaire							
Saison froide	0,48	0,06	43	0,08	57	0,14	100
Saison chaude	0,53	0,13	48	0,14	52	0,27	100
Moyenne annuelle	0,505	0,095	45,5	0,11	54,5	0,205	100

* En g $P-PO_4^{3-} \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$.

4 – CONCLUSION

Cette étude met en lumière les mécanismes qui sont à l'origine de l'élimination des nutriments N et P au cours de l'épuration des eaux usées dans un CAHR. L'alternance entre le processus de sédimentation dominant pendant la période d'adaptation et celui de la minéralisation, qui conduit à la mobilisation de ces deux éléments en phase stationnaire, est mise en évidence. Une telle situation suggère la mise en place lente et progressive d'une flore principalement algo-bactérienne adaptée au CAHR. L'assimilation de N et P par les algues, la volatilisation de NH_3 et la précipitation des sels de P qui assurent l'essentiel de l'élimination de N et P pendant la phase stationnaire dépendent directement de l'activité photosynthétique algale. Par conséquent, toute amélioration des performances d'élimination de N et P passe nécessairement par une optimisation de l'activité photosynthétique des algues peuplant le CAHR.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Directeur de l'Institut Agronomique & Vétérinaire Hassan II pour son soutien financier pour la couverture des frais de fonctionnement, d'entretien et de suivi de la station d'épuration. L'Union Européenne et la Coopération belge sont également remerciées pour leur intervention dans le cadre des programmes Avicenne, INCO et FRAB. Les auteurs remercient également l'USAID pour l'intérêt qu'elle porte à la technologie du Chenal algal et sa diffusion au Maroc. Le Professeur Moussa Ettalibi est remercié pour la discussion et la lecture du manuscrit.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- APHA (1985). Standards methods for examination of water and wastewater, 16th edition. American Public Health Association, New York.
- AZOV Y. (1982). Effect of pH on inorganic carbon uptake in algal culture. *Appl. And Environ. Microbiol.* 43 : 1300-1306.
- AZOV Y. & GOLDMAN J.C. (1982). Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. *Appl. and Environ. Microbiol.* 3 (4) : 735-739.
- CRAGGS R.J., TANNER C.C., SUKIAS J.P.S & DAVIES-COLLEY R.J. (2000). Nitrification potentiel of attached biofilms in dairy farm waste stabilisation ponds. *Wat. Sci. Techn.* 42 (10-11) : 195-202.
- COLIN F. (1987). Déphosphatation physico-chimique. Dans point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau, air), phosphore. Vol. 3. Lavoisier, Paris.
- DIAB S., KOCHBA M., & AVINEMELECH Y. (1993). Nitrification pattern in a fluctuating anaerobic-aerobic pond environment. *Wat. Res.*, 27 (9) : 1469-1475.
- EL HALOUANI H., PICOT B., CASELLAS C., PENA G., BONTOUX J. (1993). Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des Sciences de l'eau* 6 : 47-61.
- EL HAMOURI B., BOUCHABCHOUB A., RHALLABI N., MARGHICH M. & ETALIBI M. (1987). Traitement des eaux usées domestiques dans un chenal algal à haut rendement. *Actes Inst. Agron. Vét.* (Maroc) 7 (3 et 4) : 5-15.
- EL HAMOURI B., KHALLAYOUNE K., BOUZOUBÂA, K, RHALLABI N., & CHALABI M. (1994). High-rate algal pond performance in faecal coliforms and heminths eggs removals. *Water. Research.* 28 (1) : 171-174.
- EL HAMOURI B., RAMI A., BENKERROUM A., BENCHOKKROUN T. & NEBRI B. (1998). Does the remplacement of a series of three facultative ponds by a high rate algal pond improve waste stabilization ponds performance? Advanced Wastewater treatment, Recycling and Reuse, Milano, 14-16 September.
- Ë R.A. and Ë C.B. (1982). Nitrogen dynamics in waste stabilisation ponds. *Journal WPCF*, vol. 54, n° 4, 361-369.
- FLORENTZ M., HARTEMANN P. et GILLES P. (1984). Expérimentation sur pilote à alternance de phases portant sur l'élimination biologique du phosphore. *Rev. Franç. des Sci. de l'eau*, 3 : 1-17.
- FLORENTZ M., HARTEMANN P. et T'SEYEN J. (1987). Métabolisme du phosphore dans la cellule bactérienne. Dans point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau, air), phosphore. Vol. 3. Lavoisier, Paris.
- GOMEZ E., PAING J., CASELLAS C. et PICOT B. (2000). Characterisation of phosphorus in sediments from waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Techn.* 42 (10-11) : 257-264.
- MARA D. D. and PEARSON H. (1986). Artificial freshwater environment : waste stabilization ponds. *Biotechnology.* H.G. Rhem and G. Reed (eds), 8, (microbial degradation) (vol. Ed. W. Schonborn), pp. 177-206. VCH Verlagsgesellschaft Weinheim, Germany.
- MARTIN G. (1987). Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau, air), phosphore. Vol. 3. Lavoisier, Paris.
- MESPLÉ F., TROUSSELIER M., CASELLAS C. & BONTOUX J. (1995). Difficulties in modelling phosphate evolution in a high-rate algal pond. *Wat. Sci. Techn.* 31 (12) : 45-54.
- MINOCHA V.K. & PRABHAKAR Rao A.V.S. (1988) Ammonia removal and recovery from urea fertilizer plant waste. *Environmental Technology Letters* 9 : 655-664.
- MOUTIN T., GAL J.Y., EL HALOUANI H., PICOT B. & BONTOUX J. (1992). Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate : theoretical and experimental results. *Wat. res.* 26 (11) : 1445-1450.
- NURDOGAN Y. & OSWALD W.J. (1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Wat. Sci. Techn.* 31 (12) : 33-43.
- ORTUNO J.F., SAEZ J., LLORENS M. & SOLER A. (2000). Phosphorus release from sediments of a deep wastewater stabilization pond. *Wat. Sci. Techn.* 42 (10-11) : 265-272.

- OSWALD W.J. (1988). Large-Scale algal culture systems (engineering aspects). In *Microalgal biotechnology*. by Borowitzka M.A. and Borowitzka L.J. (eds) Cambridge University Press, Cambridge, New York New Rochelle Melbourne Sydney : 357-374.
- PICOT B., BAHLAOUI A., MOERSIDIK S., BALEUX B. & BONToux J. (1992). Comparison of purifying efficiency of high rate algal pond with stabilisation pond. *Wat. Sci. Techn.* 25 (12) : 197-206.
- SHERRARD et HAWKINS, 1985. Effects of the COD : P ratio on the performance of the activated sludge wastewater treatment process. *Management strategies for phosphorus in the environment* Lisbon, 208-213.
- SHIPIN O.V., MEIRING P.G.J. et HOFFMANN J.R. (2000). Petro concept: a tentative approach to biological phosphorus removal incorporating waste stabilisation ponds. *Wat. Sci. Techn.* 42 (10-11) : 223-229.
- ZIMMO O.R., AL SA'ED R. et GIJZEN H. (2000). Comparison between algae-based and duckweed-based wastewater treatment : differences in environmental conditions and nitrogen transformations. *Wat. Sci. Techn.* 42 (10-11) : 215-222.