

Devenir de l'azote et du phosphore en période d'adaptation et en phase stationnaire d'un chenal algal à haut rendement

Fatiha EL HAFIANE¹, Ahmed RAMI¹ & Bouchaib EL HAMOURI^{1a}

(Reçu le 04/07/2001 ; Accepté le 05/09/2001)

النيتروجين والفوسفور في حوض الطحالب ذو المردود المرتفع خلال مرحلتي التأقلم والإستغلال

تمت دراسة التحولات التي تحصل للنيتروجين و الفوسفور في حوض الطحالب ذو المردود المرتفع وذلك خلال مرحلتي التأقلم والإستغلال . يبلغ معدل ضياع النيتروجين 34% من مجموع النيتروجين الداخل إلى الحوض خلال مرحلة التأقلم و 24% خلال مرحلة الإستغلال بينما تمثل الحصة المستهلكة من طرف الطحالب بالتتابع 32 و 43,5%، تحصل عملية تعدن نشيطة في الحوض خلال فترة الإستغلال بمعدل 12,4 كلغ في الهكتار الواحد واليوم الواحد أثناء الفصل الحار مقابل 1,3 في الفصل البارد يرجع ضياع النيتروجين إلى عمليتي الترسيب والتبخر على شكل أمونياك (NH₃) في الفصل البارد وإلى التبخر فقط في الفصل الحار . يشكل معدل ضياع الفوسفور 27% خلال مرحلة التأقلم مقابل 17,5% خلال مرحلة الإستغلال بينما تشكل الحصة المستهلكة من طرف الطحالب بالتتابع 25 و 17,5%. يعود ضياع الفوسفور الدائب إلى الإستهلاك من طرف الطحالب (54%) والترسيب الكيميائي على شكل أملاح (46%) .

الكلمات المفتاحية : مياه مستعملة- معالجة- حوض الطحالب ذو المردود المرتفع- نيتروجين- فوسفور

Devenir de l'azote et du phosphore en période d'adaptation et en phase stationnaire d'un chenal algal à haut rendement

Le devenir de N et P a été étudié dans un CAHR. La part de N total perdu atteint 34,5% du N admis en période d'adaptation et 24,5% en phase stationnaire. La part assimilée par les algues atteint 32% au cours de la période d'adaptation et 43,5% pendant la phase stationnaire. Une minéralisation active du sédiment a lieu pendant la phase stationnaire avec un taux de 12,4 kg N/ha.j en saison chaude contre 1,3 en saison froide. Les pertes nettes en N dans le CAHR seraient dues à la sédimentation et à la volatilisation de NH₃ en saison froide. Par contre, elles seraient dues au dernier mécanisme, seulement en saison chaude. La part du P total perdu 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%. L'élimination du P soluble dans le CAHR serait due à l'assimilation algale (54%) et à la précipitation chimique sous forme de phosphates (46%).

Mots clés : Eaux usées - Épuration - CAHR - Azote - Phosphore - Volatilisation de NH₃ - Biomasse algale

Fate of nitrogen and phosphorus in a high rate algal pond during the start-up period and under steady-state conditions

The fate of nitrogen (N) and phosphorus (P) is studied in the HRAP. Total N losses reach 34.5% in the start-up period and 24.5% under steady state conditions while N assimilated by the algae represents 32 and 43.5%, respectively. An active mineralization process is taking place in the sediment with rates of 12.4 and 1.3 kg of N/ha.d respectively for the hot and the cold season. Mechanisms involved in N losses might be attributed to settling of PONr and, in much lesser extents, to NH₃ volatilization in the cold season, while the later one might be the main one in the hot season. Total P losses in the HRAP reach 27% in the start-up period and only 17.5% under steady state conditions while algae assimilation part represents 25 and 17.5% respectively. Under steady state conditions, algae uptake (54%) and chemical precipitation (46%) are found to be the main mechanisms for P removal in the HRAP.

Key words : Wastewater - Treatment - HRAP - Nitrogen - Phosphorus - Stripping - Algal biomass

¹ 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

^a Auteur correspondant, e-mail : b.elhamouri@iav.ac.ma

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).

À 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 & 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.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Site d'étude et station d'épuration

La ville de Rabat est située au Nord-Ouest du Maroc à la latitude de $30^{\circ}03'$ N et la longitude de $6^{\circ}46'$ W et une altitude moyenne de 73,3 m. Selon le climat-gramme 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 (Figure 1) comporte :

- un système de prétraitement englobant un déshuilage, un dégrillage et un dessablage ;
- un réacteur anaérobie à deux phases (RAP),
- un chenal algal à haut rendement (CAHR) et
- deux bassins de maturation placés en série.

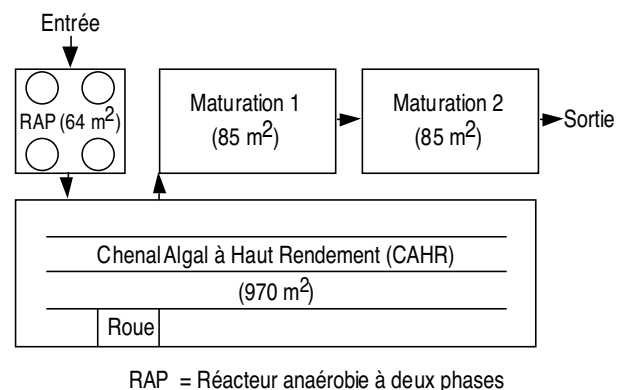


Figure 1. Configuration de la filière lagunage à haut rendement de l'IAV Hassan II, Rabat

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 décembre 1999.

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. 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).

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 échantillons bruts et après filtration sur papier filtre Whatman GF/C (AFNOR, T90-110). L'azote ammoniacal (N-NH₄⁺), l'azote nitreux (N-NO₂⁻) et l'azote nitrique (N-NO₃⁻) sont déterminés suivant les méthodes décrites dans Standards Methods (APHA, 1985). L'azote organique particulaire (NOP) est déterminé par différence entre NTK déterminé sur échantillons bruts (NTKb) et NTK soluble déterminé sur échantillons filtrés (NTKs) : NOP = NTKb - NTKs. L'azote organique dissous (NOD) est déterminé par différence entre NTKs et l'azote ammoniacal : NOD = NTKs - (N-NH₄⁺)

Le phosphore total (PT) est déterminé sur échantillons bruts et après filtration sur papier filtre Whatman GF/C (AFNOR T90 - 023). Les

orthophosphates (PO₄³⁻) sont déterminés suivant la méthode décrite dans Standards Methods (APHA, 1985). Le phosphore particulaire (PP) est obtenu par différence entre le PT déterminé sur échantillons bruts (PTb) et le PT soluble déterminé sur échantillons filtrés (PTs) : PP = PTb - PTs. Le phosphore organique dissous plus les polyphosphates est déterminé par différence entre le PT soluble et les orthophosphates : PODPP = PTs - (P-PO₄³⁻)

RÉSULTATS ET DISCUSSION

1. Devenir des formes d'azote dans le CAHR

Les formes azotées examinées dans cet article sont: l'azote ammoniacal (N-NH₄⁺), 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 (NO₂⁻) et nitrate (NO₃⁻). 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 (NH₄⁺) et, peut être, en nitrites (NO₂⁻) et nitrates (NO₃⁻) suite à une oxydation.

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 24 h 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).

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

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

e : entrée ; s : sortie ; r : RAP ; 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) :

$$\text{Perte nette en N} = \text{NTK}_e - \text{NTK}_s \\ = (\text{N sédimenté} - \text{N minéralisé}) + \text{N volatilisé} \quad (2)$$

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

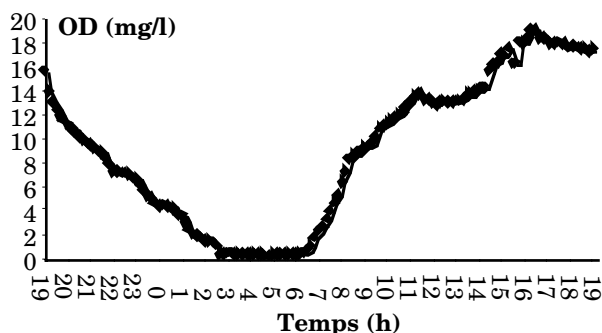


Figure 2. Évolution de la concentration en oxygène dissous à 20 cm de profondeur dans le CAHR pendant 24 h

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:

$$\text{NOP}_c > (\text{N-NH}_4^+_r - \text{N-NH}_4^+_c) \quad (3)$$

1.1. Devenir de l'azote en période d'adaptation

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 et 16,5% pour NOD sans différences significatives entre les saisons. La distribution des formes de N à la sortie montre une forte réduction de la part $\text{N-NH}_4^+_c$, qui atteint 35% en saison froide et 44% en saison chaude. La part de NOP_c représente 28% du N admis en saison froide et 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.

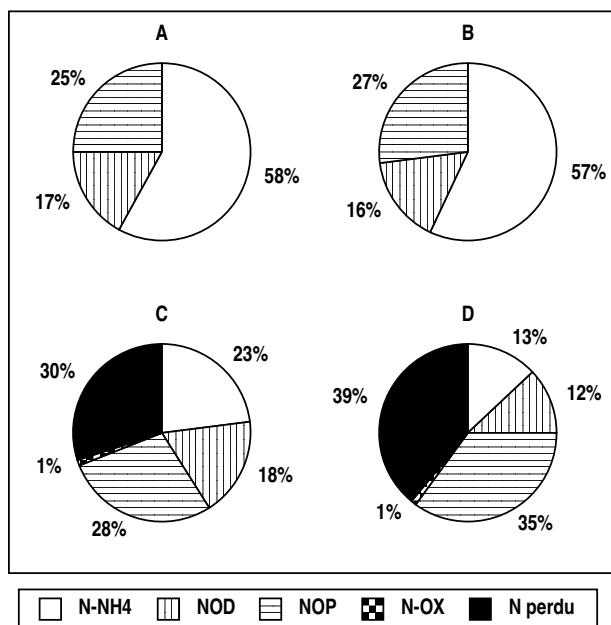


Figure 3. Répartition des diverses formes d'azote rencontrées à l'entrée (A & B) et à la sortie (C & D) du CAHR en saison froide (A & C) et en saison chaude (B & D) pendant la période d'adaptation

1.2. Devenir de l'azote en phase stationnaire

À l'entrée du CAHR, le N-NH₄⁺ constitue en moyenne 67,5%. Les parts NOP et NOD atteignent respectivement 21 et 11,5% sans différences significatives entre les saisons. À la sortie, le bilan met en lumière une part perdue équivalente à 24,5% du N total admis. Les pertes nettes en N ne semblent 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).

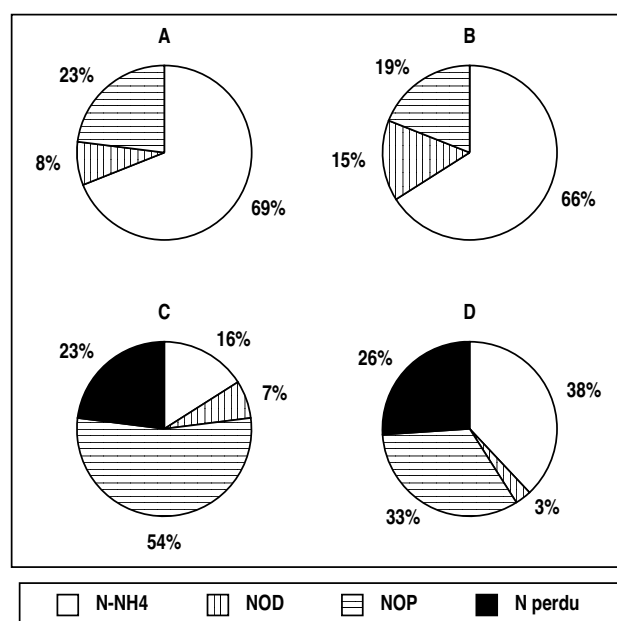


Figure 4. Répartition des diverses formes d'azote rencontrées à l'entrée (A & B) et à la sortie (C & D) du CAHR en saison froide (A & C) et en saison chaude (B & D) pendant la phase stationnaire

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.

1.3. Mécanismes d'élimination de l'azote

En période d'adaptation, l'établissement du bilan N-NH₄⁺ montre que la relation (3) n'est pas vérifiée. En effet, la somme de NOP_c et de N-NH₄⁺_c reste inférieure à N-NH₄⁺_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 & 4).

Par ailleurs, le tableau 1 montre que les quantités de N-NH₄⁺_r et de NOD_r potentiellement utilisables par la biomasse algale sont inférieures à la quantité de NOP_c. 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 kg N-NH₄⁺/ha.j en saison chaude contre seulement 1,3 en saison froide (Tableau 1).

On assisterait donc, pendant la phase stationnaire, à un relargage de N du sédiment emmagasiné pendant la phase d'adaptation ce qui

Tableau 1. Détermination du taux de minéralisation en kg N/ha. j du sédiment dans le CAHR pendant la phase stationnaire

Saison	Entrée NH ₄ ⁺ _r *	Entrée NOD _r **	Perte N total perdu*	Biomasse NOP _c *	Sortie NH ₄ ⁺ _c *	Sortie NOD _c **	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. j ; ** NOD est considéré comme une forme rapidement transformée en NH₄⁺

bénéficierait à la croissance algale. Si cette hypothèse était retenue, il serait évident de considérer que la sédimentation ne contribuerait pas à l'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 obtenus 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.

Étant 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 & 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 & 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.

$$\frac{NH_4^+}{NH_3} = 10^{(10 - pH - 0,03 T)} \tag{4}$$

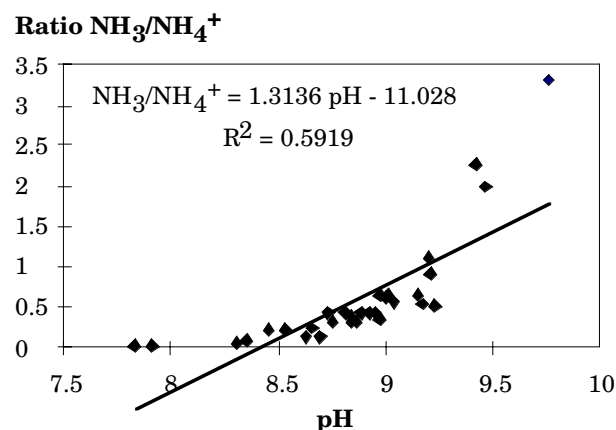


Figure 5. Évolution du rapport NH_3 / NH_4^+ en fonction du pH dans le CAHR de Rabat

L'application de la relation (4) montre que le rapport NH_3/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).

2. Devenir des formes de phosphore 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.

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.

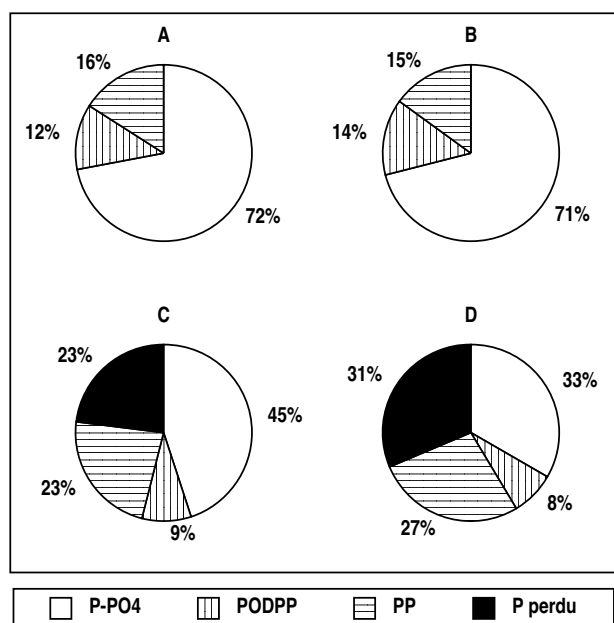


Figure 6. Répartition des diverses formes de phosphore rencontrées à l'entrée (A & B) et à la sortie (C & D) du CAHR en saison froide (A & C) et en saison chaude (B & D) pendant la période d'adaptation

2.2. Devenir du phosphore en phase stationnaire

À 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. À 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 phosphore 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.

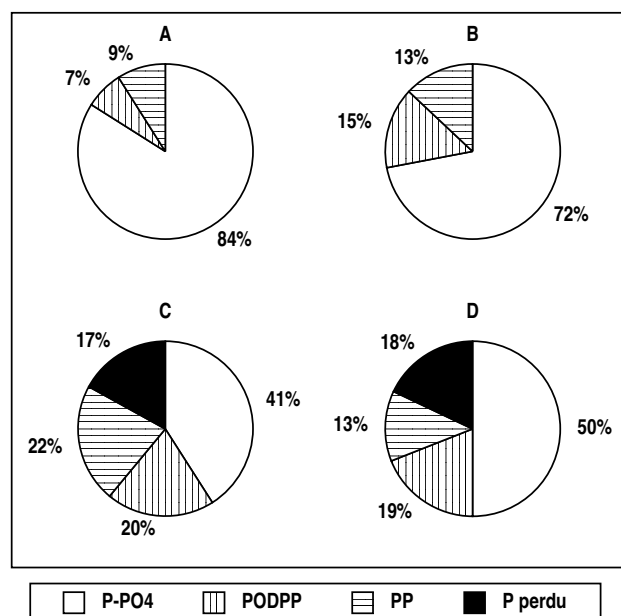


Figure 7. Répartition des diverses formes de phosphore rencontrées à l'entrée (A & B) et à la sortie (C & D) du CAHR en saison froide (A & C) et en saison chaude (B & D) pendant la phase stationnaire

2.3. 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 phosphore 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 & 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..

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, 1987) et son accumulation intracellulaire (Sherrard & Hawkins, 1985). En effet, la population algale, très dense en période d'adaptation où les genres *Micractinium* et *Euglena* sont dominants, 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 à la fois comme piège à précipiter le P (environ 46%) et 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-PO₄³⁻ éliminée et les valeurs de pH enregistrées (Figure 8) confirmant les observations de Moutin *et al.* (1992).

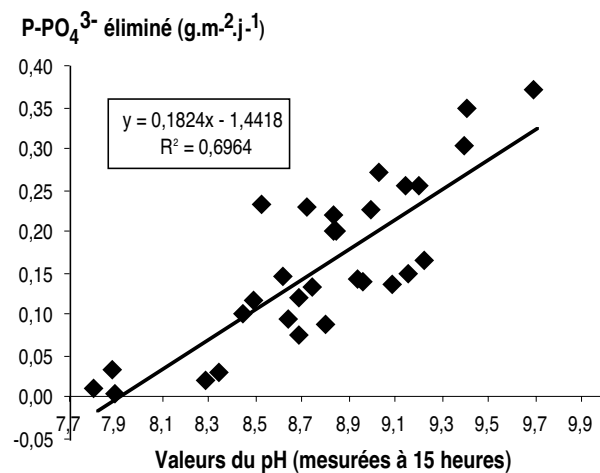


Figure 8. Régression linéaire entre la quantité de P-PO₄³⁻ éliminée (g/m².j) et les pH enregistrés dans le CAHR de Rabat

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 algobactérienne adaptée au CAHR. L'assimilation de N et de P par les algues, la volatilisation de NH₃ 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 et 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 à sa diffusion au Maroc. Le Professeur Moussa ETTALIBI est remercié pour la discussion et la lecture du manuscrit.

Tableau 2. Contribution de l'assimilation algale et de la précipitation chimique dans l'élimination du P-PO₄³⁻ au cours de la période d'adaptation et en phase stationnaire

	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-PO₄³⁻/m².j

RÉFÉRENCES CITÉES

- 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. *Editions 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. & Ettalibi M. (1987) Traitement des eaux usées domestiques dans un chenal algal à haut rendement. *Actes Inst. Agron. Vét. (Maroc)* 7 (3 & 4) : 5-15
- El Hamouri B., Khallayoune K., Bouzoubâa K, Rhallabi N. & Chalabi M. (1994) High-rate algal pond performance in faecal coliforms and heminth eggs removals. *Water.Research.* 28 (1): 171-174
- El Hamouri B., Rami A., Benkerroum A., Benchokroun 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
- Ferrara R.A. & Avci C.B. (1982) Nitrogen dynamics in waste stabilisation ponds. *Journal WPCF* 54 (4) : 361-369
- Florentz M., Hartemann P. & 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. & 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. Editions Lavoisier, Paris
- Gomez E., Paing J., Casellas C. & Picot B. (2000) Characterisation of phosphorus in sediments from waste stabilization ponds. *Wat. Sci.Techn.* 42 (10-11) : 257-264
- Mara D.D. & 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. Edit. Lavoisier, Technique et documentation, 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
- Nurdoğan 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 pp. 357-374
- Picot B., Bahlaoui A., Moersidik S., Baleux B. & Bontoux J. (1992) Comparison of purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. *Wat.Sci.Techn.* 25 (12) : 197-206
- Sherrard & 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, pp. 208-213

Shipin O.V., Meiring P.G.J. & 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. & 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