

# ETUDE DE L'ELIMINATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE DANS LE LAGUNAGE NATUREL

**S.Houli., F. Ammour**

Laboratoire de mobilisation et valorisation des ressources en eau (M.V.R.E).  
ENSH. BP 31. Blida

## RESUME

L'objectif de ce travail est d'étudier le fonctionnement épuratoire de l'écosystème lagunaire naturel afin de déterminer les principaux facteurs responsables de l'élimination des sels nutritifs (azote, phosphore) et d'évaluer sous les conditions estivales, les performances épuratoires de ce système.

Sur deux bassins placés en série, alimentés en eaux usées domestiques de l'Ecole Nationale Supérieure de l'hydraulique ont été suivies selon une périodicité de cinq jours, les formes carbonées, azotées et phosphorées, les variables caractéristiques de l'activité photosynthétique et bactérienne (chlorophylle a, dénombrement algal et bactérien, pH et O<sub>2</sub>) ainsi que l'évolution des paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur.

**Mots clés :** Lagunage naturel. Azote. Phosphore., Performances.

## INTRODUCTION

L'épuration des eaux usées par la technique du lagunage naturel connaît un développement considérable et en expansion tant sur le plan technique que scientifique dans le monde entier. Son application est envisagée de plus en plus fréquemment dans des pays du bassin méditerranéen. Il est adapté à des climats chauds en été et relativement doux en hiver et exigeant peu de contraintes d'exploitation Il pourrait être la solution la mieux adaptée en Algérie.

## 1. PRESENTATION DE L'ETUDE

L'ensemble de ce travail correspond à une étude de l'influence des paramètres physico-chimiques et biologiques sur l'épuration dans un écosystème lagunaire naturel utilisé pour le traitement des eaux usées domestiques de l'Ecole Nationale Supérieure de l'Hydraulique.

### 1.1 Matériel et méthodes

#### 1.1.1 Description du montage expérimental

Pour parvenir à la réalisation de notre étude, nous avons installé un dispositif expérimental (Fig.1) à l'air libre au niveau de l'Ecole Nationale Supérieure de l'Hydraulique. Ce dispositif est destiné à traiter les eaux usées provenant du regard principal de l'Ecole.

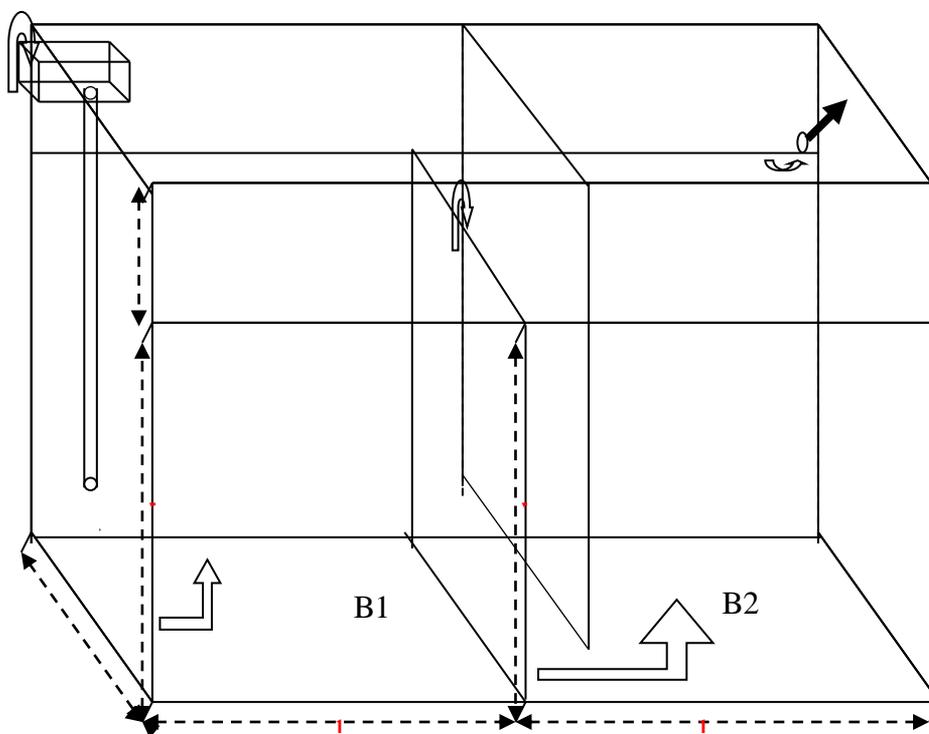
Il est constitué de deux bassins rectangulaires, en Plexiglas semi enterrés et placés en série. Leurs caractéristiques sont données dans le tableau 1.

Tableau 1. Caractéristiques des bassins

Longueur m	Largeur m	Hauteur d'eau m	Hauteur de revanche m	L / l
1	1	1	0.3	2

Les parois de ces bassins ont été recouvertes par un film en PVC pour éviter leur réchauffement par le soleil et mieux simuler le fonctionnement des lagunes réelles.

Le suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques de l'effluent de sortie a été effectué juste après la mise en fonctionnement des lagunes.



**Fig. 1** Schéma du dispositif expérimental

## 1.2 Paramètres de fonctionnement des bassins de lagunage

### 1.2.1 Temps de séjour

- Temps de séjour théorique

Le temps de séjour en jour théorique est calculé à l'aide de l'équation  $t_s = V/Q$  où :

V : volume utile du bassin exprimé en litre (500 L),

Q : débit d'alimentation exprimé en litre par jour (25L/j).

En considérant que le débit sortant du premier bassin est égal au débit entrant dans la deuxième lagune, le temps de séjour total serait de 40 jours.

- **Temps de séjour réel**

Pendant la période expérimentale (fin mai – début août), l'évaporation a été très importante et les pertes sont estimées à **20 %** dans la première lagune et à **25 %** dans la deuxième lagune d'où un temps de séjour total de 58 jours dans l'installation.

Il est à noter que l'infiltration est nulle vu que nos bassins sont en Plexiglas.

### 1.2.2 La charge organique

La charge organique  $C_e$  appliquée sur le bassin est de **213,5 Kg /ha/j**.

## 2. CARACTERISATION DES EAUX USEES

Les caractéristiques physico-chimiques et biologiques moyennes obtenues lors de nos essais sur les échantillons brutes sont portées dans les tableaux 2 et 3.

**Tableau 2 Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées de l'ENSH (mai 2001)**

Paramètre	T °c	pH	MES mg/l	MVS mg/l	DBO <sub>5</sub> mg/l	DCO mg/l	NTK mg/l	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	DCO/DBO
Résultat	18.1	7.24	475	357	427	928	91.93	65.67	0,48	4,3	14..95	2.12

Au vu de la figure 2, le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> = 2.12 est inférieur à 3. Par conséquent, les eaux usées de l'E.N.S.H s'apprêtent bien à un traitement biologique, notamment le lagunage naturel. On note que l'azote se présente dans les eaux brutes sous la forme organique et que le pH est voisin de la neutralité.

**Tableau 3 Analyse biologique des eaux brutes**

ESPECES	OBSERVATIONS
Pediastrum - Chlorophycées simplex	Algues microscopiques
Bosmina corigon	Zooplankton
Larves de moustique	Macro invertébrés
Entamoeba histolytica	Protozoaires
Qocystis matura d'eimeria SP à 4 sporocytis	Parasites
Penicillium SP Rhizopus SP	Moisissures
Pseudomonas fluorescents	Bactéries

Les eaux usées abritent un ensemble plus ou moins riche de micro organismes qui jouent un rôle dans l'élimination de la charge polluante. Par ailleurs, la quantité d'algues présente dans ces eaux est très faible, voire même négligeable, étant donné que le développement de ces algues dépend de certaines conditions climatiques (éclairage, température, etc..).

Néanmoins, ce milieu est très favorable à la croissance bactérienne qui prolifère au détriment d'autres organismes. Aussi, les analyses effectuées révèlent la présence de protozoaires Entamoeba Histolytica responsables de la maladie dysenterie amibienne.

### 3. RESULTATS EXPERIMENTAUX

#### 3.1 - Identification du phytoplancton

Les espèces algales rencontrées dans les bassins sont présentées dans les tableaux 4 et 5.

**Tableau 4 Evolution du phytoplancton dans le bassin de tête**

MOIS	ESPECES ALGALES	OBSERVATIONS
Juin	Scenedesmus SP, Chlamydomonas Chlorelles, Euglène	Dominance des chlorelles et euglène
Juillet	Diatomées, chlorelles, Euglène Chlamydomonas	Dominance des euglène et Chlorelles
Août	Scenedesmus, Euglène, Chlorelles et Diatomées	Dominance des Scenedesmus et chlorelles

**Tableau 5 Evolution du phytoplancton dans le second bassin**

MOIS	ESPECES ALGALES	OBSERVATIONS
Juin	Scenedesmus, Chlorelles et Euglène	Dominance des chlorelles et des Scenedesmus
Juillet	Scenedesmus , Euglène Chlorelles et Diatomées	Dominance des Scenedesmus
Août	Euglène, Chlorelles et Scenedesmus	Dominance des Scenedesmus

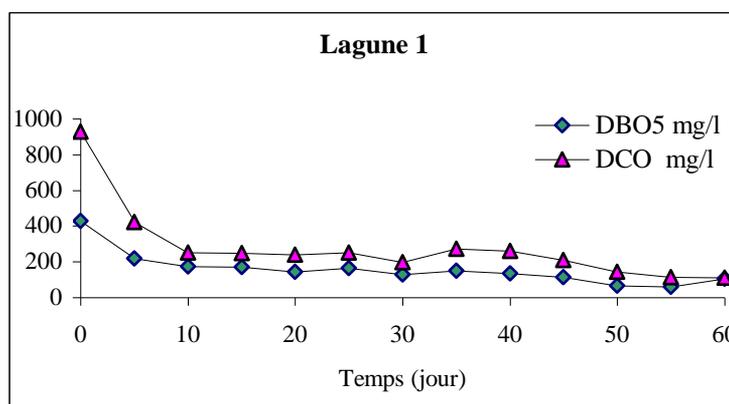
L'installation présente un peuplement phytoplanctonique très peu diversifié. Au cours de la période étudiée, deux grandes classes d'algues dominent dans le 1<sup>er</sup> bassin : les chlorophycées et les Euglenophycées ; ce sont des espèces adaptables à toutes les conditions du milieu.

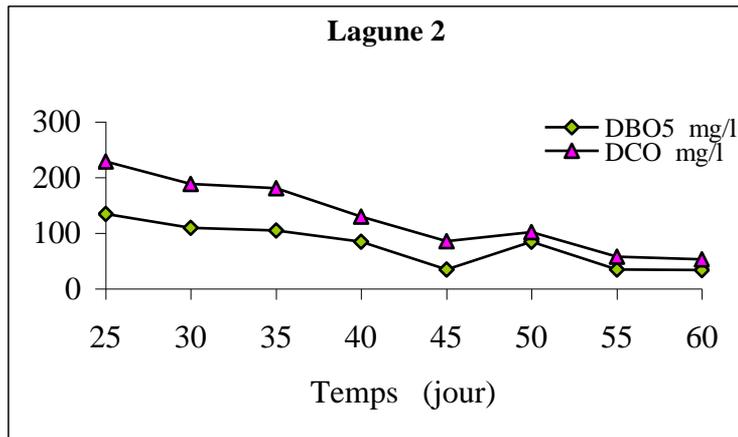
Les chlorelles sont apparues les premières que ce soit dans le 1<sup>er</sup> bassin, caractérisé par une forte charge organique ou dans le second bassin de charge moyenne. Dans ce dernier, cette espèce perd de son importance relative au mois de juillet où on assiste à une prolifération des Scenedesmus. D'autres espèces avec une abondance beaucoup plus faible apparaissent au cours de la période juillet – août, elles sont représentées par les diatomées.

### 3.2 Interprétation des résultats

#### 3.2.1 Réduction de la DCO et DBO<sub>5</sub>

L'évolution des concentrations en demandes d'oxygène (DCO<sub>5</sub> et DBO) des eaux traitées par lagunage illustrées par la figure 2 peut être interprétée comme suit :





**Fig. 2** Evolution de la DBO<sub>5</sub> et de la DCO en fonction du temps

En effet, dans la lagune 1, l'évolution de la charge organique (DCO et DBO) connaît une chute rapide les dix premiers jours de la période d'observation qui peut s'expliquer par un développement important de la biomasse bactérienne hétérotrophe assurant directement la métabolisation du substrat carboné et aussi au phénomène de décantation.

L'épuisement du substrat carboné entraîne une réduction du taux de croissance des bactéries qui se traduit par une réduction lente et plus ou moins stable de cette charge organique qui est suivie d'une remontée faible due à un développement massif du phytoplancton.

D'autre part, plus la charge à l'entrée est élevée plus l'épuration se réalise rapidement.

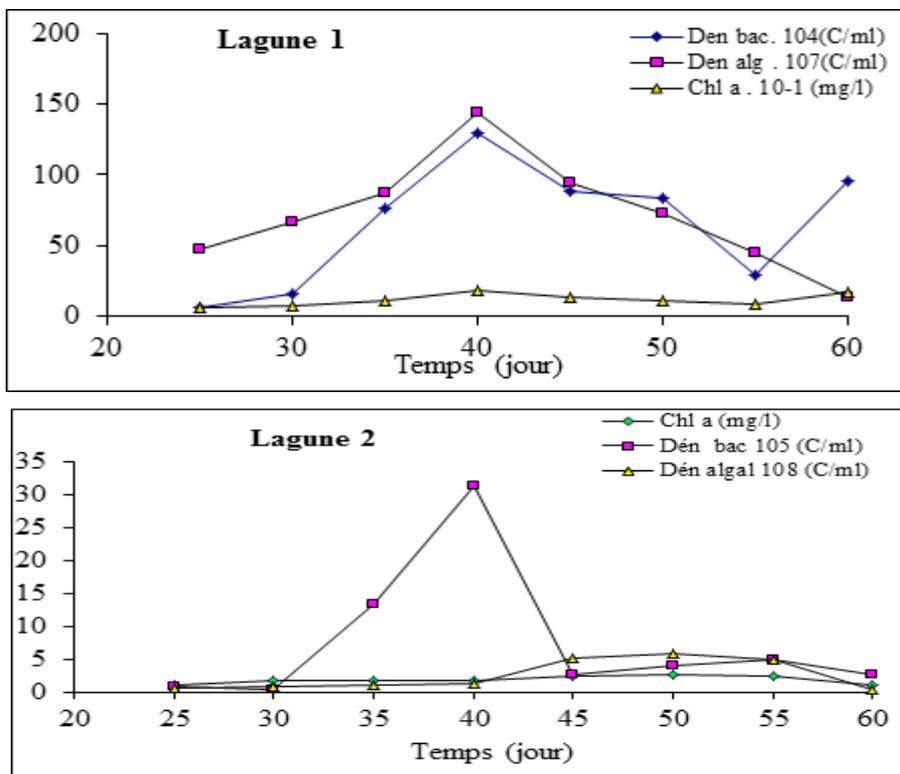
Il conviendrait de signaler qu'en sortie de lagune, la présence des algues rend la mesure de la DBO<sub>5</sub> aléatoire tant sur échantillon brut que sur échantillon filtré (passage possible de micro-algues à travers le filtre). Ce paramètre n'a donc pas de réelle signification.

### 3.2.2 Quantification de la biomasse phytoplanctonique et bactérienne

#### • Cas de la lagune 1

La figure 3 traduit l'évolution de la biomasse bactérienne et phytoplanctonique. Ainsi, l'évolution de la biomasse bactérienne semble coïncider avec la prolifération intense des algues. Par ailleurs, le dénombrement algal ( $10^7$  cellules/ml) est nettement supérieur au dénombrement bactérien ( $10^4$  cellules/ml). Nous assistons, dans une première étape, à une augmentation considérable de microphytes et de bactéries engendrée par l'abondance de la matière organique nécessaire à leur croissance.

Dans une seconde étape, nous constatons une réduction brutale de la biomasse algale et bactérienne, survenue à partir du 40<sup>ème</sup> jour de l'épuration. En effet, en période d'été, les conditions climatiques favorables (ensoleillement, température) collaborent à une prolifération intense d'une population algale qui s'auto-sature en nourriture et en lumière et finit par s'intoxiquer et sédimenter au fond du bassin. De ce fait, cette situation entraîne la mort des cellules bactériennes.



**Fig. 3** Evolution de la chlorophylle a et des dénombrements algal et bactérien en fonction du temps

- **Cas de la lagune 2**

La figure 3 présente la variation de la teneur en chlorophylle a et du dénombrement algal et bactérien évoluant d'une façon comparable au premier bassin. Néanmoins, les eaux de cette lagune sont relativement plus riches en pigment chlorophyllien. Cela s'explique en fait par la réduction de la charge organique admise dans cette lagune.

Ce second bassin se distingue par une abondance plus importante de la densité algale par rapport à la biomasse bactérienne qui évolue d'une manière différente. Le décalage entre les optimums des deux populations algale et bactérienne peut s'expliquer par une déficience en nutriments qui provoque la mortalité des cellules bactériennes. Par contre, les algues continuent à proliférer en utilisant leurs réserves en nutriments (azote – phosphore) stockés lorsque les éléments nutritifs sont en excès par rapport à leurs besoins métaboliques immédiats.

### **3.2.3 Evolution temporelle des sels nutritifs (azote et phosphore) et de la biomasse algale et bactérienne**

Le devenir de l'azote et du phosphore est essentiellement abordé au travers des formes ; ammoniacale, nitrique pour l'azote et orthophosphates pour le phosphore car ce sont les composés les plus utilisés par les microphytes et les bactéries. Ce sont donc les critères d'appréciation les plus représentatifs contrairement aux concentrations en azote nitreux qui restent faibles au cours du temps.

- **Cas de la lagune 1**

La variation de la pollution azotée et phosphorée en fonction de la durée est illustrée par la figure 4.

Nous constatons dans le premier bassin une légère augmentation de la concentration en orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) qui pourrait s'expliquer par une fermentation anaérobie au fond du bassin qui est favorisée par une température élevée et qui entraîne un relarguage d'une partie des orthophosphates utilisés, vers la phase liquide. Aussi, les pertes en phosphore dans des conditions alcalines enregistrées dans la lagune 1 peuvent être dues en partie à la précipitation des phosphates.

Par ailleurs, l'abattement de la pollution azotée montre deux étapes :

➤ La première étape caractérisée par une réduction rapide et significative de la concentration en azote ammoniacal durant les 15 premiers jours de l'épuration en même temps qu'une augmentation des nitrates observée pour la même période.

Ce phénomène est appelé nitrification. Il consiste donc en une transformation de l'azote ammoniacal en azote nitrique par les bactéries autotrophes.

➤ La deuxième étape se distingue par une réduction simultanée de l'azote ammoniacal et de l'azote nitrique due à leur assimilation par les cellules algales et bactériennes qui continuent à proliférer jusqu'à un optimum au 40<sup>ème</sup> jour au delà duquel on assiste à une décroissance de cette activité biologique.

Par ailleurs, les valeurs de pH élevées observées dans ce bassin durant notre période d'étude contribuent à l'élimination d'une partie de l'azote par volatilisation appelée également Stripping. Rappelons qu'une élévation des pH favorise le passage de  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NH}_3$  et son départ par la suite vers l'atmosphère.

### • Cas de la lagune 2

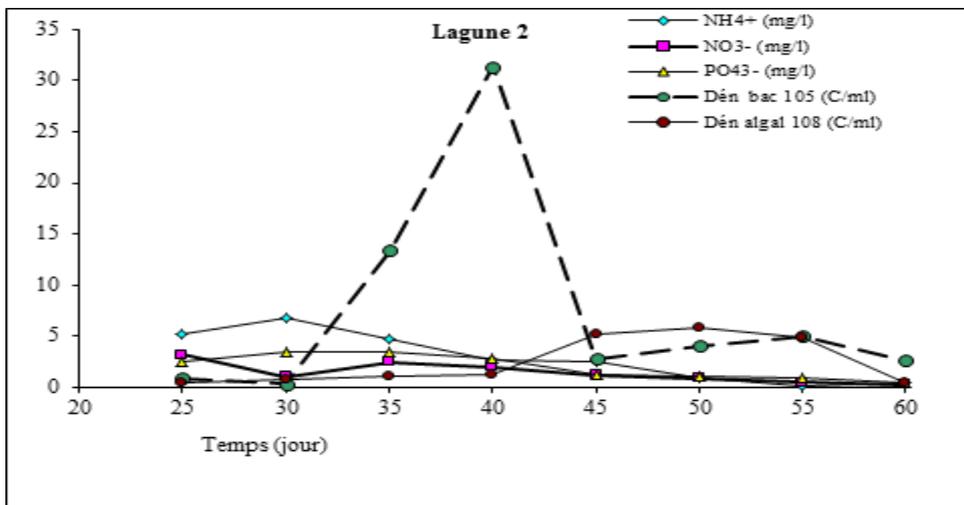
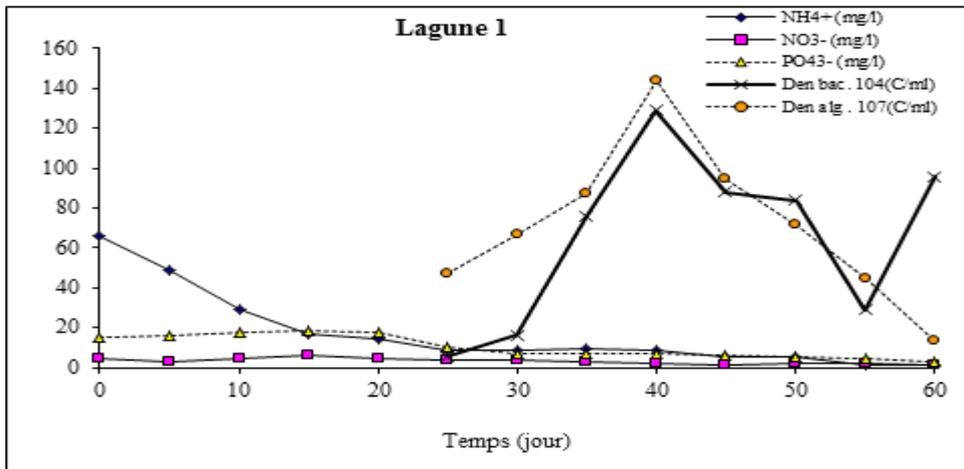
Le suivi de l'évolution de la pollution azotée et phosphorée est représenté par la figure 4.

Nous constatons que l'abattement des concentrations en orthophosphates se produit d'une manière similaire à celui de la lagune 1. L'évolution de la pollution azotée montre :

➤ Dans une première phase, une élévation de la teneur en azote ammoniacal du 25<sup>ème</sup> au 30<sup>ème</sup> jour : c'est l'ammonification qui est due à la minéralisation de l'azote organique au niveau des sédiments. Elle est accompagnée d'une diminution de l'azote nitrique provoquée par les populations algale et bactérienne qui connaissent une faible croissance.

➤ Au 30<sup>ème</sup> jour de l'épuration, on assiste à une réduction de la teneur de l'azote ammoniacal en même temps qu'une augmentation de la concentration en azote nitrique. C'est la nitrification de l'azote ammoniacal en azote nitrique, favorisée par la température, le pH et l'oxygène dissous. En effet, ces conditions sont très satisfaisantes dans la période estivale. Toutefois, durant cette étape, la vitesse de croissance des bactéries est nettement supérieure à celle des algues.

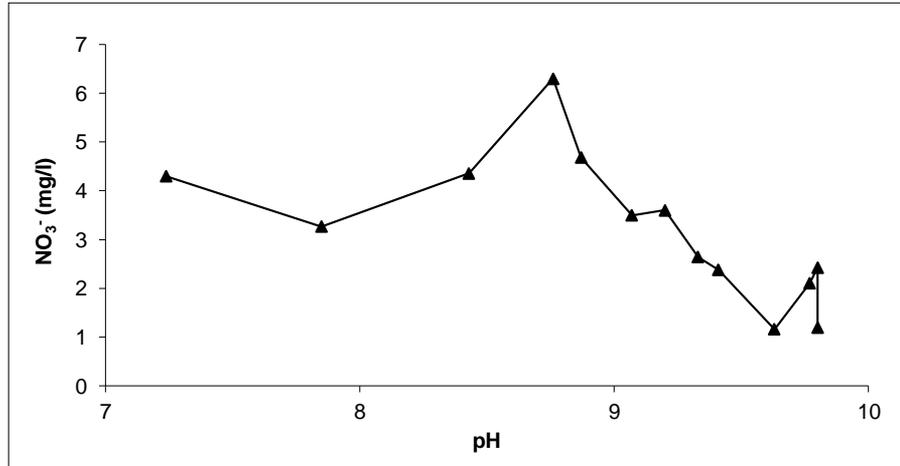
➤ Au delà du 35<sup>ème</sup> jour, nous assistons à un abattement constant des concentrations ammoniacales et nitriques engendré par leur assimilation par la biomasse phytoplanctonique et bactérienne.



**Fig. 4** Evolution de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et des dénombrements algal et bactérien en fonction du temps

### 3.2.4 Evolution des nitrates en fonction du pH

La figure 5 laisse apparaître l'influence du pH sur la nitrification. Nous constatons que la concentration en  $\text{NO}_3^-$  atteint le maximum pour le pH 8,76 puis diminue avec l'augmentation du pH. Ainsi cette élévation du pH suite à l'assimilation photosynthétique du dioxyde de carbone gêne l'activité des bactéries nitrifiantes. En effet, d'après les données bibliographiques, le pH optimal pour la nitrification est compris entre 7,2 et 9.



**Fig. 5** Variation des nitrates en fonction du pH dans la lagune 1

#### 4. RENDEMENTS EPURATOIRES

Les performances épuratoires des différents paramètres dans les deux lagunes et à la sortie de l'installation sont récapitulées dans le tableau 6.

**Tableau 6** Rendements épuratoires des paramètres physico-chimiques

Rendements %	DBO <sub>5</sub>	DCO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Lagune 1	66,04	74,22	86,26	18,60	31,83
Lagune 2	41,38	45,65	81,61	81,6	58,12
Installation	80,09	86	95,94	54,41	81,60

#### • Discussion

Dans notre travail, le temps de séjour testé est de 40 jours (58 jours en tenant compte de l'évaporation). Dans le 1<sup>er</sup> bassin caractérisé par un temps de séjour de 20 jours, les performances épuratoires concernant la charge organique (DBO<sub>5</sub>, DCO) et l'azote ammoniacal sont bonnes bien que les charges à l'entrée soient très fortes. En effet, le bassin de tête joue un rôle prépondérant dans l'abattement de la matière organique. Il sert de décanteur en forte charge et élimine la plus grosse partie de la matière organique. Son fonctionnement conditionne l'épuration en aval et la qualité de l'eau à la sortie. Toutefois, le rendement en orthophosphates (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) dans le 1<sup>er</sup> bassin est faible à cause de la dégradation des dépôts au niveau des sédiments et le relargage d'une partie du phosphore. La faible élimination de l'azote nitrique par rapport à l'azote

ammoniacal confirme l'assimilation préférentielle de l'azote ammoniacal par les algues. C'est ainsi que l'installation d'une deuxième lagune reste indispensable pour une élimination plus efficace de ses sels. Les rendements obtenus dans cette deuxième lagune sont moyens ; sauf pour l'azote sous forme ammoniacal et nitrique qui semble coïncider avec l'augmentation de l'activité photosynthétique. Il apparaît donc que le lagunage naturel est une technique performante dans le traitement des eaux usées domestiques sous le climat algérien. Elle est bien adaptée pour une agglomération à fortes charges estivales mais il semble très intéressant d'adapter les temps de séjour aux variations des facteurs climatiques. En outre, les abattements de l'installation en matière organique sont satisfaisants malgré la forte production algale. Aussi, les rendements épuratoires en azote et notamment sous leur forme  $\text{NH}_4^+$  et en orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) sont élevés et proches des rendements obtenus en lagune à haut rendement.

## **5. PROFILS VERTICAUX DE CERTAINS PARAMETRES D'EPURATION**

Pour cette étude, nous avons retenu les paramètres nécessaires à la vie des deux populations algale et bactérienne. Il s'agit de l'azote sous les formes ammoniacale et nitrique, des orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), de la température, du pH et de l'oxygène dissous.

### **5.1 Profil vertical de l'oxygène dissous**

La figure 6a. fait apparaître une stratification en oxygène dissous ; nous assistons à une diminution brutale de la teneur en oxygène dissous sur une hauteur allant de 0 à 25 cm environ. La production importante d'oxygène en surface (concentration proche de la saturation) est liée d'une part à l'énergie lumineuse reçue, nécessaire au développement algal et d'autre part à l'absorption de l'oxygène atmosphérique, à l'interface eau / air.

Cependant, l'extinction de la lumière en fonction de la profondeur provoquée par la turbidité de l'eau usée admise dans le bassin mais aussi par les algues (phénomène d'auto ombrage) se traduit par l'abaissement progressif et constant de la teneur en oxygène dissous et délimite ainsi une zone où se développe une micro flore aérobie. Aussi, la zone allant de 80 à 100 cm de profondeur présente une concentration en oxygène dissous proche de zéro.

Il semble alors qu'il existe une profondeur critique au-delà de laquelle l'activité photosynthétique est inhibée. Cette zone est donc peuplée par une micro flore anaérobie.

## 5.2 Profil vertical du pH

La figure 6b montre une stratification du pH. Ce profil du pH peut s'expliquer par un ralentissement de l'activité photosynthétique des algues confirmé par l'évolution du profil vertical de l'oxygène dissous.

## 5.3 Fil vertical de la température

La figure 6c fait apparaître une stratification verticale de la température qui est favorisée par la faible vitesse du vent pendant la période étudiée. Néanmoins, les valeurs obtenues en température restent favorables au bon fonctionnement d'un lagunage naturel.

## 5.4 Profils verticaux de la pollution azotée

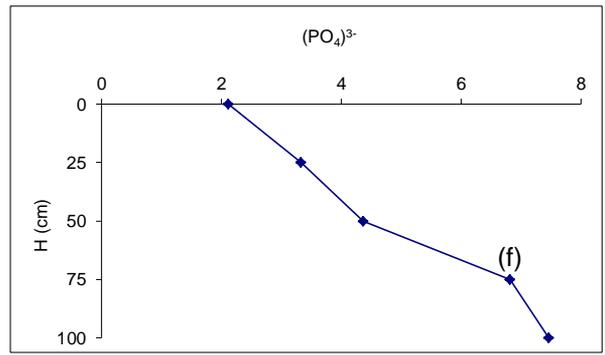
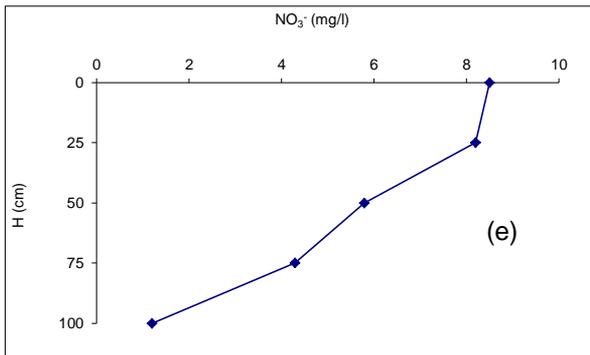
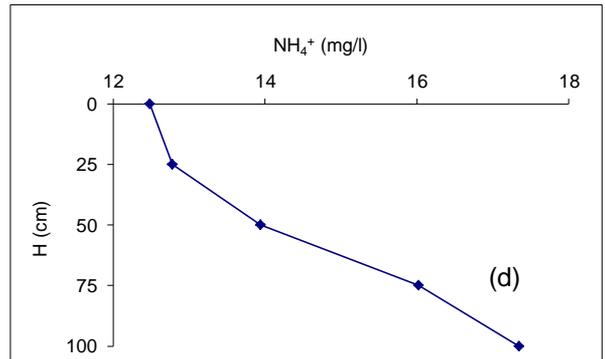
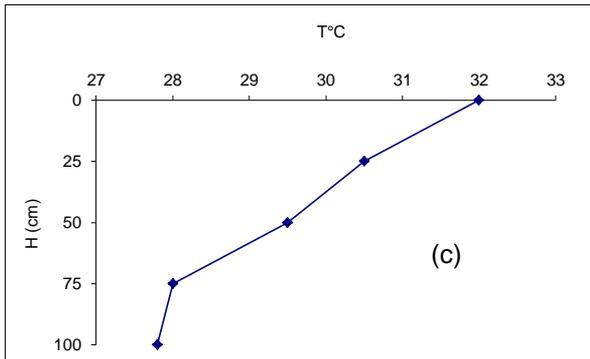
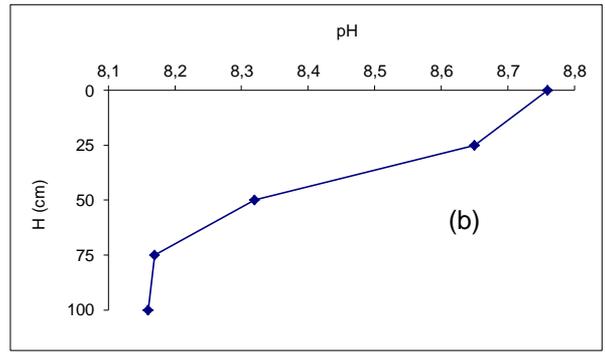
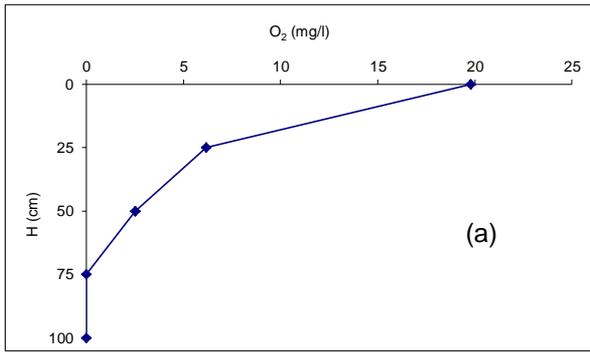
L'influence de la profondeur sur l'élimination de la pollution azotée représentée par les deux formes ammoniacale et nitrique est illustrée par les figures 6d et 6e. Cette variation antagoniste de la pollution azotée montre l'existence d'une relation entre les deux formes d'azote étudiées. Ces résultats mettent en évidence les phénomènes suivants :

- L'évolution de la concentration en azote ammoniacal suite à l'assimilation photosynthétique semble en correspondance avec la production d'oxygène (Fig. 6a), par conséquent, avec la prolifération algale.
- Ammonification au niveau des sédiments. En effet, sous l'action des bactéries anaérobies, il se produit une ammonification des dépôts au fond de bassin relargant ainsi la plus grande partie de l'azote des algues.
- Les nitrates sont éliminés par l'assimilation photosynthétique à la surface et par le phénomène de dénitrification (respiration des nitrates) dans la zone anoxique comprise entre 80 et 100 cm de profondeur. Cette dénitrification est favorisée par les conditions du milieu à savoir la concentration nulle en oxygène dissous et le pH voisin de 8 (Fig. 6a et 6b)

## 5.5 Profil vertical de la pollution phosphorée ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

La figure 6f illustre l'évolution des orthophosphates en fonction de la profondeur de la lagune. Les résultats obtenus mettent en évidence une stratification verticale des orthophosphates. En effet, en surface, la faible teneur en orthophosphates peut s'expliquer par l'assimilation chlorophyllienne de ce sel nutritif qui coïncide avec la teneur élevée de l'oxygène dissous (Fig. 6a).

En profondeur, la concentration importante des orthophosphates traduit une minéralisation accrue des cellules algales mortes et le relargage des orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) à partir des sédiments. En effet, les conditions d'anaérobiose qui règnent à partir de 80 cm environ (Fig. 6a) confirment l'existence d'une dégradation des cellules algales.



**Fig.6** Evolution des paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur de la lagune 1

## 6. Phénomène observé

**Tableau 6 : Phénomènes observés dans les bassins de lagunage**

Phénomènes observés	Causes probables et remèdes
La mise en eau des bassins a été réalisée le 30 mai 2001. Cinq (05) jours après, l'eau est devenue verdâtre.	Développement intense d'algues responsables de la coloration de l'eau dans les bassins étant donné les bonnes conditions de fonctionnement (éclairage et température favorables).
Formation d'une écume visqueuse en surface pendant la première semaine qui a suivi le démarrage des bassins.	Effluent admis riche en graisse. La graisse est émulsionnée et les particules agglomérées rendues plus légères viennent alors flotter en surface.
Changement de couleur : virage de la couleur de l'eau du vert au gris au 10 <sup>ème</sup> jour de l'épuration dans la première lagune.	Fonctionnement anoxique du premier bassin du à une surcharge temporaire.
Dégagement de bulles de gaz à la surface de ce premier bassin pendant cette période anoxique avec dégagement de mauvaises odeurs.	Fermentation des boues au fond du bassin due à une surcharge de l'installation.
Coloration verdâtre de l'eau au 15 <sup>ème</sup> jour de l'épuration.	Retour à l'aérobiose du au développement des algues. Une dilution temporaire a été réalisée afin d'alléger la charge admise dans le bassin.
Formation de mousse à la surface de la 1 <sup>ère</sup> lagune au 20 <sup>ème</sup> jour de l'épuration	Présence de produits détergents non biodégradables dans l'effluent d'arrivée. Pour y remédier, nous avons procédé à un raclage de la mousse.
Couleur verte de l'eau très marquée dans le 2 <sup>ème</sup> bassin durant toute la période étudiée.	Conditions climatiques favorables à la croissance algale. Ainsi, la diminution de la charge admise dans ce second bassin contribue à une meilleure pénétration de la lumière, donc à une activité photosynthétique intense.
Remontée des algues à la surface des deux bassins : Phénomène observé de bonne heure le matin.	Appauvrissement du milieu en oxygène dissous. Pendant la nuit, les algues respirent l'oxygène et libèrent du CO <sub>2</sub> .
Prolifération de macro invertébrés (moustiques)	La solution envisagée est la pulvérisation d'insecticide.

Dans le souci d'un bon fonctionnement de notre installation, un suivi régulier a été réalisé et les phénomènes observés ont été récapitulés dans le tableau 6.

## CONCLUSION

Comparé aux autres techniques d'épuration conventionnelles plus exigeantes et plus coûteuses, le lagunage naturel offre aujourd'hui une alternative très intéressante pour des pays bien ensoleillés comme l'Algérie. En effet, l'épuration par lagunage naturel peut donner satisfaction si nous arrivons à maîtriser les paramètres influençant le fonctionnement des lagunes. En effet les résultats obtenus nous amènent aux conclusions suivantes :

Le temps de séjour théorique retenu est de 40 jours, soit 20 jours pour chaque bassin. Cependant au bout de 10 jours de fonctionnement, l'abaissement de la pollution organique dans le premier bassin est significatif (66,04 % DBO<sub>5</sub> et 74,22%DCO), ces résultats trouvent leur justification dans les conditions climatiques très favorables (éclairage et température) en été. Il serait donc intéressant d'adapter le temps de séjour aux variations saisonnières des facteurs climatiques.

Toutefois, il faudrait souligner l'importance de la sédimentation dans l'élimination partielle de la matière organique dans la lagune de tête. Ainsi, dans le cas d'un effluent chargé nous préconisons une sur profondeur dans le premier bassin pour une meilleure récupération des boues. En dépit du rôle primordial du bassin de tête, la présence d'un deuxième bassin reste indispensable notamment dans l'abattement de la pollution azotée et phosphorée. Une surcharge temporaire a provoqué un dysfonctionnement du système lagunaire caractérisé par un changement de couleur et un dégagement de mauvaises odeurs qui marque un virage bactérien dans le 1<sup>er</sup> bassin (fonctionnement anaérobie).

Bien que la charge à l'entrée soit très importante (213,5 Kg DBO<sub>5</sub>/ha/J), les performances épuratoires de l'installation relatives aux trois types de pollution (organique, azotée et phosphorée) sont satisfaisantes. Les eaux épurées sont bien oxygénées et présentent de faibles teneurs en azote et phosphore.

Il ressort de ce travail que les eaux usées épurées par deux lagunes en série peuvent après désinfection être utilisées dans l'irrigation. Cependant, la réutilisation de ces eaux dans d'autres activités nécessite la réduction de la densité algale dans les eaux épurées.

Pour cela l'installation d'une lagune à macrophytes s'impose.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Boutin, C., Racault, Y., 1996 Le lagunage naturel en France. Bilan de 15 ans de pratique et perspectives » dans le séminaire « Lagunage naturel et lagunage aéré » FUL Belgique 23 et 24 mai 1996
2. Brakides, C., 1987 Le lagunage naturel, mécanismes et performances. Séminaire sur «Epuration des eaux usées par lagunage naturel et lagunage aéré » 1 – 24 – FUL Belgique 1987
3. EL Halouani., Picot, H.B., Casllas, C., Pena, G., Boutoux, J., 1993 Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. Revue des sciences de l'eau. pp 47 – 61
4. Gamrasni, M..., Phelippot, S., 1980 Le lagunage
5. Ghrabi, A., 1994 Traitement des eaux usées par lagunage naturel à microphytes : Adaptation d'un pilote semi industriel en conditions climatiques tunisiennes. Thèse de Doctorat. USTL. Montpellier
- 6 Moutin, T., 1999 L'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires. Thèse de Doctorat d'Etat Université des Sciences et Techniques du Languedoc Montpellier.
7. Office International de l'Eau 1999 Le lagunage naturel en Afrique du Nord.