

Revue des sciences de l'eau

Traitement des eaux usées domestiques par un chenal algal à haut rendement (CAHR) agité par air lift sous climat semi-aride

Said Nacir, Naila Ouazzani, Jean-Luc Vasel, Hugue Jupsin et Laila Mandi

Volume 23, numéro 1, 2010

URI : id.erudit.org/iderudit/038925ar

DOI : [10.7202/038925ar](https://doi.org/10.7202/038925ar)

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

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

ISSN 0992-7158 (imprimé)
1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Nacir, S., Ouazzani, N., Vasel, J., Jupsin, H. & Mandi, L. (2010).
Traitement des eaux usées domestiques par un chenal algal à
haut rendement (CAHR) agité par air lift sous climat semi-
aride. *Revue des sciences de l'eau*, 23(1), 57–72.
doi:10.7202/038925ar

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 2010

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

érudit

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. www.erudit.org

TRAITEMENT DES EAUX USÉES DOMESTIQUES PAR UN CHENAL ALGAL À HAUT RENDEMENT (CAHR) AGITÉ PAR AIR LIFT SOUS CLIMAT SEMI-ARIDE

Treatment of the domestic wastewater by High Rate Algal Ponds (HRAP) shaken by airlift under semi-arid climate

SAID NACIR¹, NAILA OUAZZANI¹, JEAN-LUC VASEL², HUGUE JUPSIN² et LAILA MANDI^{1*3}

¹Laboratoire d'Hydrobiologie, Écotoxicologie et Assainissement (LHEA), Faculté des Sciences Semlalia, BP2390, Université Cadi Ayyad, Marrakech, Maroc

²Unité Assainissement et Environnement, Université de Liège, site d'Arlon, Belgique

Reçu le 19 août 2008, accepté le 14 avril 2009

RÉSUMÉ

De nombreux travaux de recherche ont montré l'efficacité des systèmes de traitement extensifs tels que le lagunage naturel et leur adaptabilité aux conditions climatiques et socio-économiques pour des pays comme le Maroc. Le lagunage à haut rendement est une variante de lagunage naturel qui a pu démontrer ses meilleures performances épuratoires et son efficacité.

Le but de la présente étude est : i) de déterminer les différents paramètres hydrauliques d'un chenal algal pilote fonctionnant avec un air lift; ii) d'étudier son fonctionnement et d'évaluer ses performances épuratoires (physicochimiques et bactériologiques), sous les conditions climatiques semi-arides de la ville de Marrakech. Il faut signaler que ce système d'agitation par air lift sera testé pour la première fois au Maroc.

L'étude hydrodynamique a pu démontrer que les vitesses d'écoulement calculées pour le pilote fonctionnant avec un air lift rentrent dans la gamme des vitesses d'écoulement

recommandées pour ce genre de système et avec d'autres systèmes d'agitation comme la roue à aubes qui est la plus souvent utilisée dans ce genre d'installation. Également, la capacité d'oxygénation du chenal est plus importante.

L'étude physicochimique a porté sur le suivi des paramètres de charge organique (DCO et DBO₅) et de nutriments (azote et phosphore), tout en utilisant des méthodes d'analyse standards. En matière de DBO₅, la filière élimine environ 44 %, alors que les teneurs en DCO brute de l'effluent traité restent élevées. Dans ce genre de système (CAHR), on assiste à une transformation de la matière organique entrante sous forme de biomasse algale, ce qui explique les faibles performances du chenal en matière de DCO brute. Contrairement à la charge organique, le chenal a montré une efficacité remarquable dans l'élimination des nutriments (77 % pour PO₄ et 90 % pour NH₄).

Mots clés : *air lift, hydrodynamique, aération, qualité physicochimique et bactériologique, climat aride.*

*Auteur pour correspondance :

Téléphone : 212 524 434649

Télécopieur : 212 524437412

Courriel : mandi@ucam.ac.ma

ABSTRACT

Arid and semi-arid climate areas such as Morocco are affected by water shortages, especially shortages in the water intended for irrigation. In this particular climatic context, the reuse of treated wastewater may partly contribute to solving this problem. Currently, a number of studies have shown the effectiveness of extensive treatment systems and their adaptability to Moroccan socio-economic conditions. The high rate algal pond (HRAP) is an efficient alternative to natural lagoons. The objective of this study was (i) to determine the various hydraulic parameters of a HRAP equipped with an air-lift agitation system, and (ii) to study its operation and to evaluate its performance (physico-chemical and bacteriological) under the semi-arid climatic conditions of Marrakech. The hydrodynamic study showed that the flow rates calculated for the pilot HRAP equipped with the air-lift met the flow range rates recommended for this installation and those of other agitation systems often used, such as the paddlewheel. The physico-chemical study related to the monitoring of organic load parameters (Chemical Oxygen Demand, COD; Biochemical Oxygen Demand, BOD₅) and nutrients (nitrogen and phosphorus), was done in accordance to standard methods. For BOD₅, the system eliminated approximately 44%, whereas total COD remained high. In the HRAP system, the transformation of the incoming organic matter into algal biomass was expected, and explains the weak performances of the HRAP with respect to total COD. In contrast to the results for the organic load, the pond system showed a remarkable efficiency for the elimination of nutrients (77% for PO₄ and 90% for NH₄).

Keywords: *air-lift, hydrodynamics, aeration, physico-chemical quality, bacteriological quality, arid climate.*

1. INTRODUCTION

Actuellement, l'efficacité des systèmes de traitement extensifs tels que le lagunage et leur adaptabilité aux conditions socio-économiques marocaines est très remarquable. La technique d'épuration par chenal algal à haut rendement (CAHR) semble présenter plusieurs atouts, aussi bien à l'échelle de l'efficacité qu'à l'échelle des surfaces requises pour la mise en place des installations de traitement des eaux usées.

Ce procédé est connu comme un véritable réacteur de culture intensive d'algues. Il est basé sur l'interaction symbiotique entre les bactéries hétérotrophes et les algues produites dans ce lagunage (OSWALD, 1977) où le but est d'accélérer le processus d'épuration en favorisant la production

algale. Le CAHR semble être une technique intéressante pour le traitement des eaux usées en raison de l'importante efficacité d'assimilation de l'azote et du phosphore par les micro-algues (EL HALOUANI *et al.*, 1993).

Pour pallier les problèmes de stratification qui présente des effets négatifs sur le bon fonctionnement des stations d'épuration par lagunage, une agitation mécanique constante est recommandée par le CAHR. Cette agitation présente plusieurs avantages. Selon RAMI (2001) et MOERSIDIK (1992) :

- L'agitation maximise l'exposition des cellules en suspension à la lumière solaire et améliore la conversion de l'énergie solaire en biomasse algale.
- Par l'effet de la turbulence, l'agitation permet d'éviter le phénomène de la photo-inhibition.
- L'agitation permet le contact des cellules algales avec les nutriments en solution, en évitant la création de gradients limitatifs de diffusion.
- Elle permet également une répartition homogène de l'oxygène, ce qui supprime la formation des couches anoxiques et, par conséquent, l'oxydation des formes réduites d'azote et de soufre (NH₄⁺, H₂S).
- L'agitation permet le transfert du CO₂ de l'atmosphère vers le bassin et de sa biodisponibilité, surtout en période d'activité photosynthétique intense qui se traduit par des valeurs de pH élevées.

L'agitation dans un chenal algal est donc d'une importance capitale. La plupart des études effectuées actuellement sur le CAHR montrent que c'est le système d'agitation par roue à aubes qui est le plus employé. Par contre, on peut également utiliser un jet d'eau ou une pompe à air. Ce dernier système présente l'avantage d'aérer en plus de l'agitation. De ce fait, l'optimisation des systèmes d'aération est impérative afin de garantir la qualité de traitement des eaux usées et de réduire les coûts énergétiques.

Les chenaux d'aération équipés de dispositifs d'insufflation d'air en fines bulles (air lift) connaissent un développement remarquable depuis les années 90. Ils présentent l'avantage de la compacité et de performances de transfert d'oxygène et de mélange très élevées (FNDAE, 2004; GILLOT *et al.*, 2005).

En plus de l'activité photosynthétique des algues, l'utilisation d'un tel système (air lift) pour l'agitation dans un CAHR contribue à l'amélioration de l'oxygénation du milieu en influençant le transfert d'O₂ de l'air vers le milieu liquide.

Le transfert gazeux est un transfert de masse à travers une interface. Une masse d'eau dépourvue d'oxygène se met en équilibre avec l'air, à une certaine vitesse (EDELIN, 1998). Cette interface gaz-liquide était étudiée par de nombreux

auteurs. Elle consiste en la juxtaposition de deux films (un film gazeux et un film liquide), d'une certaine épaisseur.

Si on suppose que dans un réacteur piston les variables d'état sont constantes dans une section transversale, le bilan en oxygène entre deux sections du réacteur peut être écrit comme suit (JUPSIN *et al.*, 2003; BOUMANSOUR, 1998; EL OUARGHI *et al.*, 2000; EL OUARGHI *et al.*, 2003; JUPSIN et VASEL, 2003) :

$$dc/dt = K_L a (C_s - C) + P + R \quad (1)$$

avec :

C : concentration en oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);
 C_s : concentration en oxygène dissous à saturation ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$);
 $K_L a$: coefficient de réaération pour l'oxygène (h^{-1}); P : le terme de photosynthèse liée à la présence des algues et fonction des conditions météorologiques ($\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$); R : le terme de respiration incluant à la fois les bactéries et les algues ($\text{mg d'O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$).

Dans une filière de traitement biologique des eaux usées, une biomasse épuratrice dégrade la matière organique polluante, en présence d'oxygène dissous. Celui-ci est apporté par un dispositif d'aération, qui est la principale source de consommation d'énergie dans une station d'épuration, et influence directement la qualité du traitement. En plus, la capacité de traitement du chenal dépend du bilan en oxygène net, lequel tient compte de la réaération atmosphérique, de la photosynthèse et du processus de respiration algo-bactérienne (BOUMANSOUR, 1998; EL OUARGHI *et al.*, 2000).

Les études d'aération d'EVANS *et al.* (2003) en Australie ont été effectuées sur un chenal fonctionnant avec une roue à aubes. Des études hydrodynamiques et d'aération ont également été réalisées sur le CAHR de Rabat (BOUMANSOUR, 1998; EL OUARGHI *et al.*, 2000) et d'autres sur l'efficacité épuratoire sur le chenal de Ouarzazate (EL HAMOURI *et al.*, 2003; RAMI, 2001). Ces systèmes de traitement des eaux usées fonctionnent tous avec une roue à aubes comme système d'agitation.

Il y a peu ou pas d'études de par le monde qui ont étudié le chenal algal agité par un air lift. À l'échelle du Maroc, mis à part quelques travaux récents de l'équipe de l'Université de Liège et l'Université Cadi Ayyad depuis 2004, toutes les études ont été faites sur des CAHR agités par roue à aubes (EL HAMOURI *et al.*, 2003; RAMI, 2001).

Le but de la présente étude est de tester l'air lift comme système d'agitation du CAHR sous les conditions du climat semi-aride au Maroc. Cette étude est réalisée en déterminant les différents paramètres hydrauliques d'un chenal algal à haut rendement pilote fonctionnant avec un air lift, en

étudiant son fonctionnement et ses performances épuratoires physicochimiques et bactériologiques.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site d'étude

La région de Marrakech se trouve à une altitude de 468 m par rapport au niveau de la mer. Pour cette région, les précipitations sous forme de pluie sont très faibles et restent en dessous de $300 \text{ mm}\cdot\text{an}^{-1}$ en plaine. Elles sont très irrégulières et présentent deux maxima, l'un en hiver (novembre - décembre) et l'autre au printemps (mars - avril). Les températures présentent une grande amplitude des variations journalières et saisonnières. Les températures maximales enregistrées en plaine sont très élevées, les valeurs moyennes calculées sur une période de 20 ans sont de $11,5 \text{ }^\circ\text{C}$ en janvier et $28,8 \text{ }^\circ\text{C}$ en juillet avec des températures extrêmes de $-3 \text{ }^\circ\text{C}$ en janvier et $48,1 \text{ }^\circ\text{C}$ en juillet.

2.2 Description de l'installation

L'étude a été réalisée sur un chenal algal pilote dont les caractéristiques sont résumées dans le tableau 1 et la figure 1A. La circulation et l'homogénéisation de l'eau sont assurées par un système d'air lift, l'injection de l'air se faisant par deux diffuseurs plongés à une profondeur de 48 cm, produisant des bulles mettant l'eau en mouvement (Figure 1B).

2.3 Conditions opératoires

Dans un premier temps, les paramètres hydrauliques et le transfert d'oxygène sont déterminés dans le chenal pilote alimenté par de l'eau claire.

Par la suite, le chenal pilote est alimenté par une eau usée synthétique dont la composition est donnée dans le tableau 2. Cette eau est caractérisée par une DCO de $1\ 170 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et une DBO_5 de $558 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et elle est utilisée pour étudier l'écoulement hydrodynamique et le fonctionnement en période estivale tout en travaillant avec deux temps de séjour ($t_s = 8,7$ et 4 jours). La solution synthétique utilisée est renouvelée chaque deux ou trois jours afin d'éviter tout changement notable de sa composition.

Finalement, et pour étudier les performances épuratoires (physicochimiques et bactériologiques), le chenal est alimenté par des eaux usées réelles venant d'une agglomération urbaine

Tableau 1. Caractéristiques du CAHR pilote.
Table 1. Characteristics of the HRAP pilot plant.

Caractéristiques	Dimension
Longueur	242 cm
Largeur	102 cm
Largeur des chenaux	12 cm
Longueur des chenaux linéaires	20 m
Surface totale des chenaux	2,4 m ²
Nombre de chenaux	8
Hauteur intérieure des chenaux	15 cm
Volume d'eau	288 L

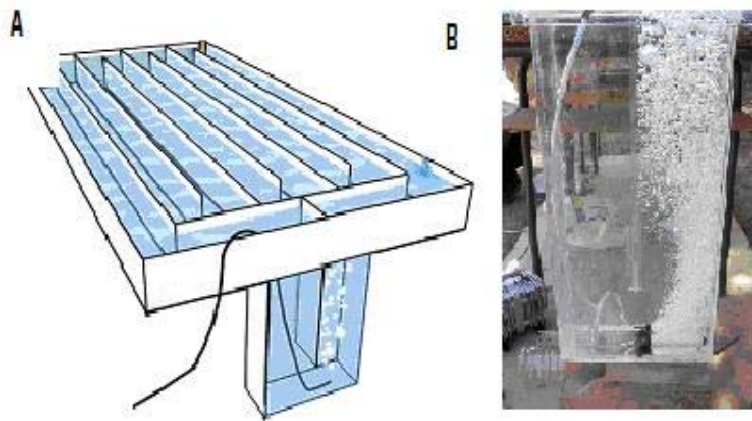


Figure 1. A. Schéma du CAHR pilote; B : air lift.
Plan of pilot HRAP; B: air-lift.

Tableau 2. Composition de l'eau usée synthétique.
Table 2. Synthetic wastewater composition.

Composition	mg·L ⁻¹
Papier toilette	4
Savon	3
Urée	30
Gélatine	60
Amidon	300
Poudre de lait écrémé	180
NaHCO ₃	150
Na ₂ HPO ₄	10
MgSO ₄ , 7 H ₂ O	3
FeCl ₃ , 6 H ₂ O	4
KCl	4

et qui sont caractérisées par une DCO et une DBO₅ de l'ordre de 488 mg•L⁻¹ et 256 mg•L⁻¹ respectivement. Également, les teneurs de ces eaux usées en matière de NTK, NH₄, PT et PO₄ sont respectivement 81 mg•L⁻¹, 69 mg•L⁻¹, 36,5 mg•L⁻¹ et 8 mg•L⁻¹. Ces eaux usées réelles ont subi un prétraitement (dégrillage dessablage), puis un traitement primaire (décantation) avant d'alimenter le chenal pilote. Le débit d'entrée du CAHR est réglé pour garder un temps de séjour de quatre jours durant toute la période d'expérimentation.

2.4 Échantillonnage

Pour chaque étape, une période de stabilisation du système était nécessaire avant de commencer les analyses. Elle correspond à au moins trois fois le temps de séjour fixé. Une observation des différents paramètres enregistrés en continu (pH et oxygène dissous) nous a aidé dans ce sens. Après cette stabilisation du chenal pilote et pour étudier son fonctionnement avec les deux temps de séjour (8,7 et 4 jours), un échantillon ponctuel est prélevé et analysé chaque jour pendant une semaine. À la fin de cette semaine, un essai de traçage est effectué. Pour l'étude des performances épuratoires, un échantillon ponctuel est prélevé mensuellement pendant une période s'étalant d'avril à juillet.

2.5 Description de l'essai de traçage

Une solution de 80 g de NaCl a été injectée instantanément à l'entrée du pilote. Ensuite, l'évolution de la conductivité était suivie au cours du temps avec une sonde de type YSI 6920 placée à une distance telle qu'un bon brassage soit réalisé. La fréquence d'acquisition des données est réglée sur une seconde et l'essai prend environ une heure. Les données de conductivité recueillies sont converties en concentrations grâce à une courbe d'étalonnage.

Si on porte graphiquement le rapport $C/C_0 = f(t)$, avec C la concentration du traceur (le sel) et C_0 la concentration finale quand le traceur est bien mélangé, on obtient une courbe de même allure que la courbe de traçage de conductivité.

Cette courbe obtenue lors de l'étude hydrodynamique est sous forme de sinusoides amorties qui peuvent être modélisées par l'équation de Vonken (Équation 2) (ZOUHIR, 2004).

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left(\left[\frac{P_e}{\pi\theta} \right] \right)^2 \sum_{i=1}^n \exp \left[\left(\frac{-P_e}{4\pi} \right) (U_c - \theta)^2 \right] \quad (2)$$

avec :

θ : temps réduit, (sans dimension); C : concentration en sel en g•L⁻¹ à l'instant (t); C_0 : concentration à la fin du traçage

en g•L⁻¹; P_e : nombre de Peclet (sans dimension); U_c : vitesse moyenne d'écoulement (m•s⁻¹).

Dans cette expression, le nombre de Peclet règle l'amplitude des sinusoides et θ (temps réduit = t/temps de circulation) l'étalement de la sinusoïde. Pour étalonner le modèle, on fait correspondre la courbe expérimentale et la courbe de Voncken, en faisant varier les deux paramètres P_e et θ . L'ajustement a été réalisé avec un programme écrit sous Matlab, il s'agit d'un ajustement par moindres carrés avec une valeur de R² proche de 1.

2.6 Description de l'essai d'aération

Après l'ajout du sulfite qui sert à la désoxygénation du pilote (concentration en oxygène dissous OD = 0), l'aération commence et les teneurs en OD augmentent avec le temps pour atteindre la saturation (concentration de saturation Cs). Le coefficient de ré-aération K_La est calculé après une linéarisation de la courbe obtenue.

La capacité d'oxygénation (OC en kg O₂•m⁻³•h⁻¹) représente la quantité d'oxygène dissous produite par unité de volume de réacteur et de temps. Elle se calcule par l'équation 3 :

$$OC = K_L a \cdot C_s \cdot 10^{-3} \quad (3)$$

L'apport horaire en oxygène (AH en kg O₂•h⁻¹) correspond à la quantité d'oxygène dissous apportée par heure. Il peut être estimé par l'équation 4 :

$$AH = OC \cdot V = K_L a \cdot C_s \cdot V \cdot 10^{-3} \quad (4)$$

3. MÉTHODES D'ANALYSES UTILISÉES

3.1 Paramètres physico-chimiques

La température de l'eau, la teneur en oxygène dissous, le pH, la conductivité ainsi que la turbidité sont enregistrées en continu à l'aide d'une multisonde (YSI 6920). Un étalonnage des différentes électrodes est réalisé d'une façon régulière.

3.2 Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension sont déterminées selon la norme AFNOR NFT90-105. Après filtration d'une prise d'essai sur des filtres micropores préalablement séchés et pesés, ces filtres sont placés à l'étuve à 105 °C pendant deux heures, puis refroidis dans un dessiccateur. Par la suite ils sont pesés.

La différence entre poids humide et poids sec permet d'évaluer les MES.

3.3 Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est déterminée sur des échantillons bruts et filtrés (sur des filtres de 0,45 µm de pores) selon la norme AFNOR NF T90-101. La DCO est une oxydation de la matière organique contenue dans l'échantillon par un excès de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$), en milieu acide (H_2SO_4) et en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) et de sulfate de mercure ($HgSO_4$). Après deux heures de minéralisation à 150 °C, on lit la densité optique à 620 nm.

3.4 Demande Biochimique en Oxygène (DBO)

La DBO_5 exprime la quantité d'oxygène ($mg \cdot L^{-1}$) nécessaire à l'oxydation de la matière organique biodégradable par voie biologique en cinq jours à 20 °C et à l'obscurité. Elle permet donc d'exprimer la quantité de pollution organique biodégradable par méthode respirométrique.

3.5 Phosphore total

Le phosphore total (PT) est déterminé selon la norme AFNOR NF T90-023 (sur un échantillon brut). Il est dosé après minéralisation du phosphore de l'eau en présence de persulfate de potassium en milieu acide à 150 °C pendant deux heures. Les différentes formes du phosphore sont ainsi transformées en orthophosphates (PO_4^{3-}), qui sont dosés par la méthode colorimétrique des orthophosphates décrite ci-après.

3.6 Orthophosphates

Les orthophosphates (PO_4^{3-}) sont déterminés selon la norme AFNOR NF T90-023 sur un échantillon filtré par méthode colorimétrique au réactif combiné et à l'acide ascorbique.

3.7 Azote total Kjeldahl

L'azote total Kjeldahl (NTK) est déterminé selon la norme AFNOR NF T90-110 (sur un échantillon brut). Il est dosé après minéralisation de l'azote organique en azote ammoniacal en milieu acide et en présence de catalyseur à base de sélénium. L'ammonium est ensuite évalué par acidimétrie après entraînement à la vapeur sur une unité de distillation.

3.8 Azote ammoniacal (NH_4^+)

L'azote ammoniacal est déterminé selon la norme AFNOR T90-015 sur un échantillon filtré par méthode colorimétrique au bleu d'indophénol.

3.9 Chlorophylle a

Dans cette étude, la chlorophylle a (chl a) a été choisie pour caractériser la biomasse algale. Elle est dosée selon le protocole expérimental décrit dans la norme AFNOR NF T90-117.

3.10 Analyses bactériologiques

Les analyses bactériologiques sont effectuées sur des échantillons ponctuels. Le dénombrement des coliformes fécaux est réalisé par la technique d'étalement sur milieu sélectif gélose lactosé au Tergitol et TCC et incubation à 44,5 °C et celui des streptocoques par incorporation dans le milieu sélectif gélosé à Esculins. Les moyennes sont calculées sur trois répétitions pour chaque mois, par la suite une moyenne de la période estivale est calculée pour les quatre mois d'étude (avril à juillet).

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Étude hydrodynamique en eau claire

La figure 2 présente un exemple de résultats des essais de traçage par le sel. On y constate que la courbe présente plusieurs pics. Ce phénomène est le résultat de la recirculation des eaux. Nous remarquons également que l'amplitude des pics diminue progressivement, et ce, suite au mélange du traceur dans le réacteur. La largeur des pics, quant à elle, augmente au fur et à mesure de l'essai, traduisant par là le phénomène de dispersion dans le réacteur.

Pour mieux exploiter ces données, un lissage a été effectué selon la méthode de Savitzky Golay (EDELIN, 1998) afin d'éliminer le bruit de fond expérimental. Ce lissage est effectué sur cinq points. Également, la dérivée première a été déterminée par la méthode de Savitzky Golay (EDELIN, 1998) à partir de la courbe lissée, tout en travaillant sur cinq points. Ceci a permis d'obtenir les temps correspondant aux maxima de la conductivité (T_{pic}) et par la suite de calculer le temps de circulation (T_c) comme suit :

$$T_c = T_{pic}(i+1) - T_{pic}(i) \quad (5)$$

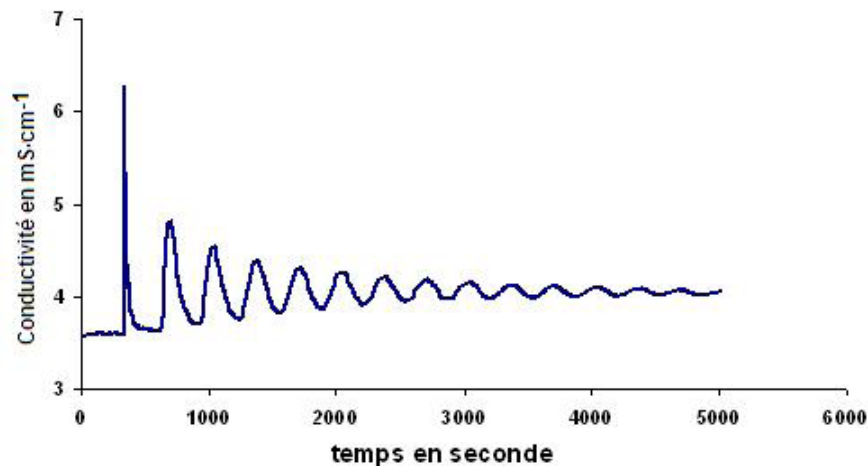


Figure 2. Exemple du résultat d'un essai de traçage.
Example of the tracing test result.

Après avoir calculé le temps moyen de circulation (T_c) qui est de l'ordre de 175 secondes, la vitesse de circulation (V_c) est déterminée. Elle est voisine de $11,5 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$.

4.2 Essai d'aération

Dans notre cas, le but essentiel de ce système d'agitation est de maintenir l'eau en mouvement tout en assurant un apport minimal et permanent d' O_2 dans le bassin. D'où l'intérêt de cette partie qui consiste à déterminer quelques paramètres relatifs au transfert d'oxygène dans le chenal pilote alimenté avec l'eau claire. L'aération dans le chenal pilote se fait par palier suite à l'effet de la circulation dans le système pilote (Figure 3).

Le coefficient de réaération pour l'oxygène ($K_L a$), représente le transfert physique de l'oxygène entre une phase gazeuse et une phase liquide. Ce terme est supposé être constant et dépend du système d'aération choisi. Pour un débit d'air appliqué au système et après une déoxygenation de l'eau par le sulfite ou l'azote, le $K_L a$ peut être déterminé avec une bonne précision.

Pour déterminer ce coefficient, on a utilisé la méthode semi-logarithmique qui consiste à porter en graphique le logarithme des déficits ($C_s - C_i$) en fonction du temps. La pente de la droite ajustée nous donne le $K_L a$ (Figure 4). Cette méthode permet de déterminer le $K_L a$ avec une bonne précision, mais suppose une bonne estimation de la concentration de saturation en oxygène C_s . Cette dernière a été déterminée graphiquement et elle est

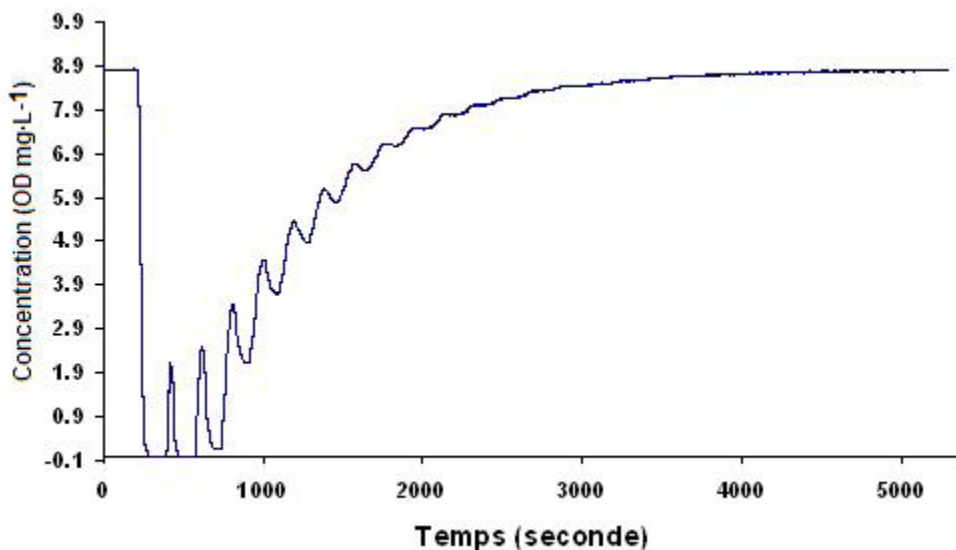


Figure 3. Évolution d'oxygène dissous en fonction du temps.
Trend in dissolved oxygen as a function of time.

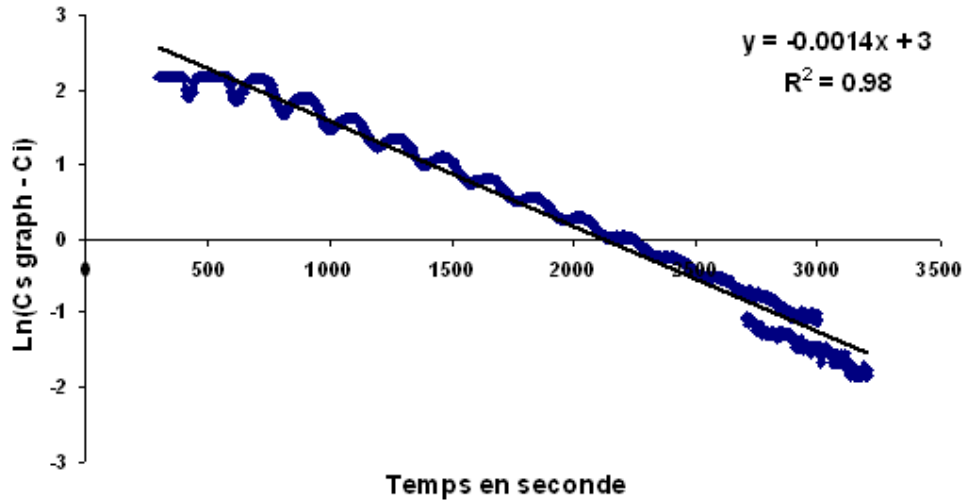


Figure 4. Méthode semi-logarithmique de détermination du K_La .
Semi-logarithmic method of determining of K_La .

Tableau 3. Résumé des résultats de l'essai.
Table 3. Summary of the test results.

Grandeurs	Unités	Valeurs
K_La	h^{-1}	5,04
$K_La(20)$	h^{-1}	6,5
OC	$KgO_2 \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$	0,06
AH	$KgO_2 \cdot h^{-1}$	0,016

de l'ordre de $8,78 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Le tableau 3 présente les résultats de l'essai.

Le coefficient de transfert d'oxygène (K_La 20 °C) obtenu pour le CAHR pilote au cours de cette manipulation est égal à $6,49 \text{ h}^{-1}$. Cette valeur obtenue est plus grande que celle obtenue pour le CAHR de Rabat qui est de l'ordre de $0,7 \text{ h}^{-1}$ (BOUMANSOUR, 1998; EL OUARGHI *et al.*, 2000; JUPSIN *et al.*, 2003). Ces résultats montrent bien et sans doute que la capacité d'oxygénation de notre pilote qui fonctionne avec un air lift comme système d'agitation et d'aération est plus importante que le CAHR de Rabat fonctionnant avec une roue à aubes. De ceci on voit bien l'importance de ce système d'agitation qui est utilisé pour la première fois sur ce genre d'ouvrage d'épuration au Maroc.

Généralement, le coefficient de transfert d'oxygène K_La reste très variable d'un système de traitement à l'autre, car le système d'agitation utilisé, la charge organique à l'entrée, le débit d'entrée, etc. peuvent fortement influencer ce coefficient (JUPSIN et VASEL, 2003).

4.3 Fonctionnement du chenal pilote avec des eaux usées synthétiques

Dans cette partie on a testé l'effet de variation de temps séjour entre 8,7 et 4 jours sur l'hydrodynamique et quelques paramètres de fonctionnement du chenal pilote.

4.3.1 Étude hydrodynamique

Les résultats sont présentés dans le tableau 4. L'écoulement hydrodynamique dans le CAHR est assuré uniquement par la pression d'injection de l'air dans le milieu par l'air lift. Ce dernier système assure également l'aération du pilote contrairement aux autres systèmes d'agitation tels que la roue à aubes.

Les vitesses d'écoulement recommandées pour un CAHR sont comprises entre 5 et $30 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, 10 à $15 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ étant généralement les valeurs optimales (OSWALD, 1988).

Tableau 4. Temps de circulation et vitesse de circulation de l'eau dans le chenal pilote.
Table 4. Circulation time and water circulation velocity in the pilot channel.

	Eau claire		ts=8,7 jours		ts=4 jours	
	Tc (s)	Vc cm·s ⁻¹	Tc (s)	Vc cm·s ⁻¹	Tc (s)	Vc cm·s ⁻¹
Moyenne	175	11,5	333	6	222	9
Écart-type	9,21	0,59	7,95	0,14	3,28	0,13
Erreur standard	2,17	0,14	2,13	0,04	0,77	0,03

Avec : Tc : temps de circulation, ts : temps de séjour et Vc : vitesse de circulation

Les vitesses extrêmes ne sont pas recommandées pour deux raisons. La première raison est d'ordre fonctionnel : les vitesses d'écoulement inférieures à 5 cm·s⁻¹ permettent de maintenir les algues en suspension mais il est difficile de maintenir la vitesse constante le long du bassin (forme de chenal). La seconde raison est d'ordre économique : l'augmentation de la vitesse d'écoulement au delà de 30 cm·s⁻¹ s'accompagne d'un accroissement de la consommation d'énergie. OSWALD (1988) a montré que l'énergie consommée augmente de façon exponentielle avec la vitesse d'écoulement de l'eau dans le chenal. Les vitesses de circulation que nous avons calculées concernant les deux temps de séjour (8,7 et 4 jours) rentrent donc dans cet ordre de grandeur. Cependant, les vitesses calculées pour un temps de séjour de 8,7 jours restent quand même des vitesses limites.

La vitesse calculée dans le système en eau claire est de l'ordre de 11,5 cm·s⁻¹. Pour un temps de séjour de 8,7 jours, on remarque une baisse de vitesse de circulation (6 cm·s⁻¹). Cette dernière est une vitesse limite par rapport à celles recommandées pour le bon fonctionnement d'un tel système. Cette diminution peut être expliquée par une perte de charge suite au temps de séjour prolongé et à la forte température observée pendant la période d'essai et qui agissent sur le pilote. Avec un temps de séjour de quatre jours, la vitesse d'écoulement calculée est de l'ordre de 9 cm·s⁻¹. Elle est proche de celle de l'eau claire et elle rentre dans la gamme des vitesses optimales. Une vitesse similaire est observée dans le chenal expérimental de Rabat et qui est de l'ordre de 8,5 cm·s⁻¹, mais fonctionnant avec une roue à aubes (BOUMANSOUR, 1998; EL OUARGHI *et al.*, 2000; JUPSIN et VASEL, 2003).

Donc, avec ce nouveau système d'agitation qui assure la circulation et l'homogénéisation de l'eau en produisant des bulles d'air mettant l'eau en mouvement, on arrive à avoir des vitesses de circulation similaires à celles trouvées pour d'autres systèmes d'agitation comme la roue à aubes qui est la plus souvent utilisée dans ce genre d'installation. De plus, l'air lift permet de maintenir une certaine concentration d'O₂ dans le chenal surtout pendant la nuit où l'activité photosynthétique des algues est nulle. Également, on n'a pas décelé une grande différence entre les deux temps de séjour testés (8,7 et 4 jours),

ce qui est en accord avec plusieurs des travaux réalisés sur ce système (CAHR) qui ont montré l'importance du changement du temps de séjour en fonction des facteurs climatiques : rayonnement solaire et température. En période estivale, les temps de séjour varient de deux à quatre jours, et en période hivernale, de huit à dix jours (AZOV et SCHELEF, 1982; EL HAMOURI *et al.*, 1994; PICOT *et al.*, 1991; SCHELEF et AZOV, 1987).

La modélisation de l'écoulement hydrodynamique pour ces deux temps de séjour a été testée selon le protocole décrit précédemment et a permis d'obtenir les résultats présentés dans la figure 5. L'ajustement des courbes expérimentales par l'équation de Vonken nous a permis de déterminer le nombre de Peclet (P_c) théorique caractéristique de l'hydrodynamique du réacteur algo-bactérien. De ce nombre de Peclet, nous avons calculé le nombre de réacteurs parfaitement mélangés en série correspondant à notre chenal par l'équation 6 (VILLERMAUX, 1995) :

$$1/n = 2 \cdot d - 2 \cdot d^2 (1 - \exp(-1/d)) \quad (6)$$

avec :

d : le nombre de dispersion ($d = 1 \cdot P_c^{-1}$) (sans dimension).

La condition nécessaire à l'application de cette formule 6 est remplie, à savoir que l'essai de traçage a été réalisé en lot (réacteur fermé aux deux extrémités). Également, à partir de la valeur du nombre de Peclet ainsi déterminée, on peut directement déterminer le coefficient de diffusivité axiale Ezl (m²·s⁻¹) grâce à l'équation 7 (VILLERMAUX, 1995) :

$$Ezl = Vc \cdot L/P_c \quad (7)$$

où L est la longueur de bassin parcourue par le liquide entre l'entrée et la sortie du réacteur (= 21 m).

Le mélange de la phase liquide dans le chenal est décrit par le modèle piston dispersif avec recirculation et la grandeur caractéristique est le coefficient de diffusivité axiale Ezl. Ce coefficient englobe le mélange dû à la diffusion et celui dû au transport par la turbulence. Théoriquement, ce coefficient Ezl

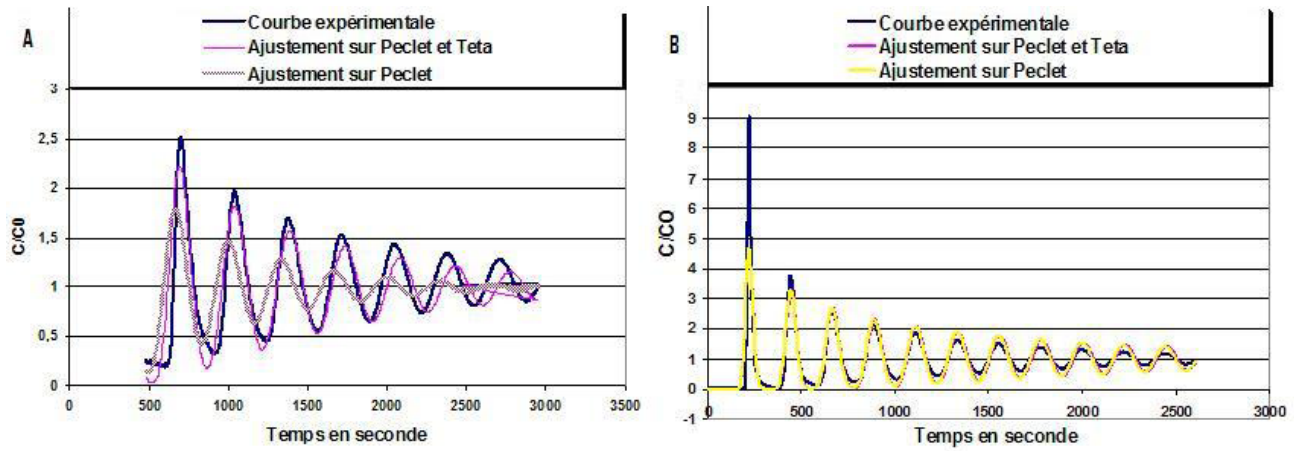


Figure 5. Ajustement de la courbe expérimentale du traçage au sel avec l'équation de Vonken (A : $t_s = 8,7$ jours; B : $t_s = 4$ jours).
Experimental curve fitting of the salt tracing using the Vonken equation (A : $t_s = 8,7$ d; B : $t_s = 4$ d).

tend vers l'infini lorsque le mélange est parfait, et quand il est égal à 0, l'écoulement tend vers un modèle piston.

Les résultats présentés dans le tableau 5 montrent que les nombres de Pecllet (P_c) caractéristiques du système pendant les deux périodes d'essai sont respectivement 81 et 274,5. Ces valeurs du nombre de Pecllet sont en accord avec les vitesses d'écoulement calculées pour les deux périodes (c'est-à-dire que plus la vitesse est grande, plus le nombre de Pecllet est grand).

Le nombre de Pecllet obtenu avec notre chenal pilote fonctionnant avec un air lift est de 340 avec de l'eau claire. Cette valeur est proche de celle obtenue en présence d'une biomasse algale et avec un temps de séjour de quatre jours (274,5) alors qu'avec un temps de séjour de 8,7 jours, le nombre Pecllet diminue à 81. Cette valeur est proche de celle obtenue dans le chenal d'Ouarzazate (70) et celui de Rabat (116,60), qui fonctionnent avec une roue à aubes et qui souffrent de l'existence de courts-circuits (EL OUARGHI *et al.*, 2000).

Le nombre de dispersions d calculé pour les deux temps de séjours (8,7 et 4 jours) (avec $d = 1 \cdot P_c^{-1}$) est très faible et proche

de zéro. Ceci nous permet de dire que notre système se comporte macroscopiquement comme un réacteur piston dispersif, mais tout en s'approchant d'un modèle piston idéal caractérisé par un nombre de dispersions d égal à zéro. Également, et puisqu'on a la recirculation dans notre système, l'écoulement hydrodynamique du CAHR pilote est de type piston dispersif avec recirculation. Ceci confirme les premières études menées sur des installations réelles à Rabat et Ouarzazate, qui ont montré que l'hydrodynamique du CAHR expérimental peut être définie par un écoulement de type piston dispersif avec un débit de recirculation élevé (EL OUARGHI *et al.*, 2000).

D'une manière générale, l'étude hydrodynamique du chenal pilote fonctionnant avec ce système d'agitation (air lift) a pu montrer que les vitesses calculées pour les deux temps de séjour (8,7 et 4 jours) rentrent dans la gamme des vitesses recommandées pour le bon fonctionnement du CAHR, et donc qu'elles peuvent garantir un bon mélange du système. Également, l'écoulement hydrodynamique du pilote peut être approché par un modèle piston dispersif avec recirculation préalablement montré sur des installations réelles avec des roues à aubes.

Tableau 5. Résultats de l'étude hydrodynamique.
 Table 5. Results of the hydrodynamic study.

	$t_s = 8,7$ jours	$t_s = 4$ jours
Temps de circulation (T_c en seconde)	333	222
Vitesse de circulation (V_c en $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)	6	9
Nombre de Pecllet (P sans dimension)	81	274,5
Nombre de dispersion (d sans dimension)	0,012	0,004
Nombre de réacteurs parfaitement mélangés	41	138
Coefficient de diffusivité axiale (E_{z1} en $\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$)	0,016	0,007

Après plusieurs cycles de recirculation de sel dans le chenal pilote, on arrive à un état stable et homogène. Si on compare le temps nécessaire pour arriver à cet état homogène par rapport au temps de séjour fixé pour les deux périodes, on trouve qu'il est largement inférieur. Ceci nous a permis de dire que le système, après un certain temps de fonctionnement (trois fois le temps de séjour fixé), devient très homogène, et ce, à cause du grand nombre de recirculations du fluide avant qu'il ne quitte le système.

4.3.2 Fonctionnement du chenal pilote

Le bon fonctionnement du CAHR dépend des interactions de l'ensemble des facteurs (biotiques et abiotiques) intervenant dans ce système. Le suivi de la variation nyctémérale des paramètres physicochimique a permis de diagnostiquer le fonctionnement de notre système pilote et de distinguer les deux phases photosynthétique et respiratoire (Figure 6).

Pour les deux temps de séjour, on constate qu'il y a une succession des cycles journaliers de pH, température et oxygène dissous. Ces cycles permettent de distinguer les deux phases photosynthétique et respiratoire.

Pour un temps de séjour de 8,7 jours, les enregistrements montrent que la concentration moyenne en oxygène dissous est de $15,58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. En diminuant le temps de séjour à quatre jours, on obtient presque la même concentration d'oxygène dissous et qui est de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Les deux périodes d'étude présentent une cyclicité journalière avec des maxima dans la matinée ($40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) et des minima dans la nuit ($0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Cette diminution du niveau d'oxygène durant la nuit est due à la consommation d'oxygène par respiration algale et d'autres microorganismes dans le système (PICOT *et al.*, 1993).

Les cycles que nous avons enregistrés sont décalés dans le temps par rapport à ce qui est habituellement observé. Généralement, les concentrations maximales en oxygène dissous (OD) sont observées juste après le maximum de l'ensoleillement, soit aux environs de 14 h à 16 h. Dans notre cas, les maxima en OD sont observés bien plus tôt dans la matinée. Ceci peut être dû aux dimensions de notre chenal pilote, le même phénomène ayant également été observé en Australie sur un CAHR de traitement des rejets d'abattoir (EVANS *et al.*, 2003). Pour le CAHR testé à Rabat avec des dimensions réelles, les maxima sont atteints à 15 h pour les trois paramètres (OD, pH et T°). Il faut cependant noter que pour le CAHR de Rabat, la température maximale ne dépasse pas $27 \text{ }^\circ\text{C}$, et la concentration maximale en OD est l'ordre de $31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (RAMI, 2001; SIAIDA, 1998).

Pendant cette étude, le pilote était exposé en plein soleil jusqu'à au moins 14 h et la température de l'eau arrive à $39 \text{ }^\circ\text{C}$ vers 15 h. Pour ces raisons, une baisse de la concentration en OD à partir de 9 h du matin pourrait s'expliquer par une inhibition de la photosynthèse, c'est-à-dire une chute du taux de croissance due à des intensités lumineuses et des températures trop élevées. Ceci pourrait être dû à la faible profondeur d'eau dans le pilote (12 cm). En effet, la photosynthèse n'est pas maximale en surface. Pour un ensoleillement intense, l'activité photosynthétique est optimale à 25 ou 30 cm sous la surface, la trop forte lumière l'inhibant. De plus, la photo-inhibition est d'autant plus forte que la température est élevée (BOUARAB *et al.*, 2002). Or, les températures de l'eau dans le chenal sont arrivées à $40 \text{ }^\circ\text{C}$.

Le pH est en moyenne de 8,6 pour un temps de séjour de 8,7 jours (Figure 6). La diminution du temps séjour à quatre jours n'affecte pas beaucoup le pH (8,15). Il présente également des cycles journaliers (associés à l'activité photosynthétique) décalés dans le temps par rapport aux cycles d'oxygène et il

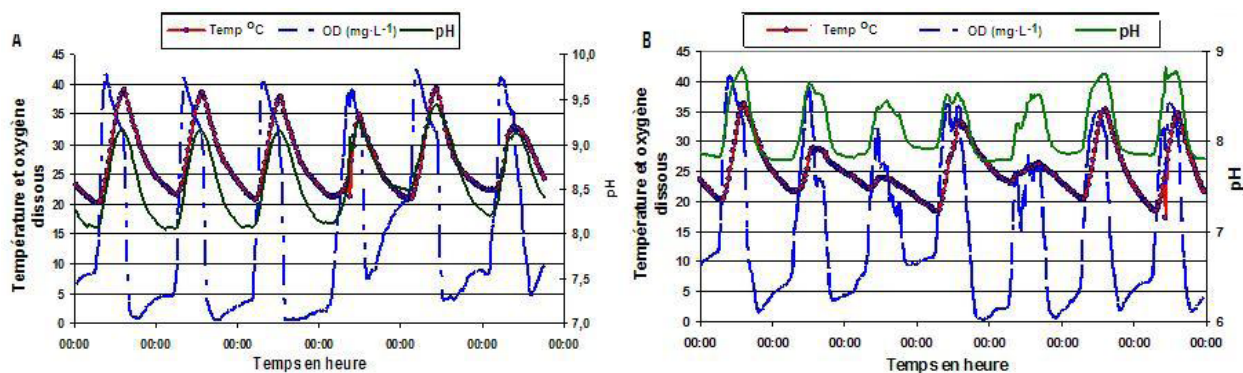


Figure 6. Évolution de la concentration en OD, du pH et de la température de l'eau (A : $t_s = 8,7$ jours; B : $t_s = 4$ jours).
Trends in dissolved oxygen concentration (OD), pH and water temperature (A: $t_s = 8,7$ d; B: $t_s = 4$ d).

varie de 8,05 à 9,45 avec un $t_s = 8,7$ et de 7,8 à 8,8 avec un $t_s = 4$ jours. Ces valeurs de pH sont très proches de celles obtenues dans le CAHR étudié à Rabat (EL HAMOURI *et al.*, 2003; SIAIDA, 1998; RAMI, 2001).

En ce qui concerne les matières en suspension (MES), les résultats montrent qu'avec un temps de séjour de 8,7 jours, elles sont plus élevées ($507 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) que quatre jours ($386 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Ceci est dû à l'importance du temps de séjour qui favorise la prolifération algale dans le bassin. Cette prolifération peut être approchée par la quantité de chlorophylle a produite dans le chenal pilote et qui peut donner une idée sur la biomasse algale, car elle est le principal pigment constitutif des cellules phytoplanctoniques. Dans la littérature, les valeurs vont de moins de $0,1$ à $6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mais généralement, elles représentent 1 à 2 % des MES. La valeur calculée pendant la deuxième période d'essai ($t_s = 4$ jours) est donc proche de cette grandeur ($5,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). La teneur en chlorophylle a obtenue dans le CAHR de la ville d'Ouarzazate est similaire à celle calculée pour le pilote expérimenté dans cette étude : elle est de l'ordre de $4,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (EL HAMOURI, 2003; RAMI, 2001).

Globalement, les résultats du suivi de fonctionnement du CAHR pilote, pendant les deux périodes d'essai, ont montré que la variation nyctémérale de l'OD, du pH et de la température est presque la même, mais ces cycles sont décalés dans le temps. De même, les concentrations moyennes en OD enregistrées et le pH n'ont pas connu une grande variation entre les deux temps de séjour. Il semblerait que la diminution du temps de séjours ne semble pas avoir beaucoup d'incidence sur le fonctionnement du chenal pilote. Donc, pour un fonctionnement correct en période estivale, il est nécessaire de respecter un minimum de quatre jours de temps de séjour dans un CAHR (EL HALOUANI *et al.*, 1993).

4.4 Performances épuratoires du CAHR pilote alimenté par des eaux usées réelles.

4.4.1 Charge organique

Les teneurs en sortie du chenal pilote en matière de DCO brute augmentent. Ceci est dû principalement à la forte prolifération algale observée dans ce dernier, ce qui explique les fortes teneurs en MES ($439 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) et de chlorophylle a ($3,86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) obtenues dans le chenal algal. En matière de DBO₅, les résultats montrent une faible diminution avec un rendement de 20 % (Figure 7).

Généralement, dans ce genre de système (CAHR), si on ne récupère pas les algues produites, on assiste à une transformation de la matière organique entrante sous forme de biomasse algale, ce qui explique les faibles performances du chenal en matière de DCO brute.

4.4.2 Nutriments

Les résultats obtenus (Figure 8) montrent que le CAHR permet d'éliminer une grande partie d'azote, en particulier l'azote ammoniacal, avec un pourcentage d'abattement de l'ordre de 90 %. Les travaux réalisés par PICOT *et al.* (1993) sur ce genre de système de traitement montrent aussi une bonne efficacité dans l'élimination d'ammonium avec un taux d'abattement de l'ordre de 85 % et un même temps de séjour (quatre jours) et durant la même période estivale. CHEN *et al.* (2003) ont obtenu les mêmes rendements épuratoires dans un CAHR (94 %).

Plusieurs auteurs travaillant sur le lagunage ont attribué les pertes en azote au phénomène de volatilisation ou « stripping » de l'ammoniac (PICOT *et al.*, 1991). Le « stripping » de l'ammoniac consiste en un transfert de NH_3 à partir de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Ce phénomène est contrôlé par plusieurs facteurs physicochimiques et hydrodynamiques (EL HALOUANI *et al.*, 1993) : les pH alcalins sont nécessaires pour la formation de l'ammoniac. Également, la présence d'une agitation mécanique par le barbotage de l'air via l'air lift favorise le transfert de NH_3 de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Ces conditions sont réunies dans le CAHR car l'activité algale intense qui s'y développe s'accompagne d'une augmentation du pH suite à l'assimilation photosynthétique des bicarbonates.

Pour le phosphore total, le CAHR élimine 43,5 % et 50 % pour le PO_4 . (Figure 9). Le CAHR d'Ouarzazate, qui est presque dans les mêmes conditions climatiques que Marrakech, montre une efficacité similaire dans l'élimination du PO_4 avec un taux d'abattement de 54 % (EL HAMOURI *et al.*, 2003). PICOT *et al.* (1993) ont pu obtenir des rendements plus élevés pour les PO_4 (73 %) avec le même temps de séjour, alors que CHEN *et al.* (2003) ont trouvé des taux d'abattement proches de notre chenal pilote.

Dans le chenal, sous conditions alcalines de pH et en présence de calcium, les pertes en phosphore peuvent être dues à la précipitation de phosphates de calcium (PICOT *et al.*, 1991). Ces pertes sont généralement corrélées positivement avec le pH. Dans ce système, en raison de l'agitation constante, il y a peu de sédiments, mais on assiste toujours à un dépôt au fond du système. EL HALOUANI *et al.* (1993) ont révélé que 92 % du phosphore contenu dans ce dépôt est lié au calcium, ce qui confirme la précipitation de phosphate de calcium, mais ce dépôt reste très minime et n'influence en aucun cas le volume du réacteur. Ce stock de phosphore est immobilisé dans le bassin en raison du pH toujours élevé ($\text{pH} > 7,6$) et des conditions aérobies. D'après les résultats obtenus, les pertes en azote et phosphate sont, d'une part, corrélées positivement avec les variables photosynthétiques (pH, O_2) et, d'autre part, avec les facteurs climatiques. Donc, toute optimisation du

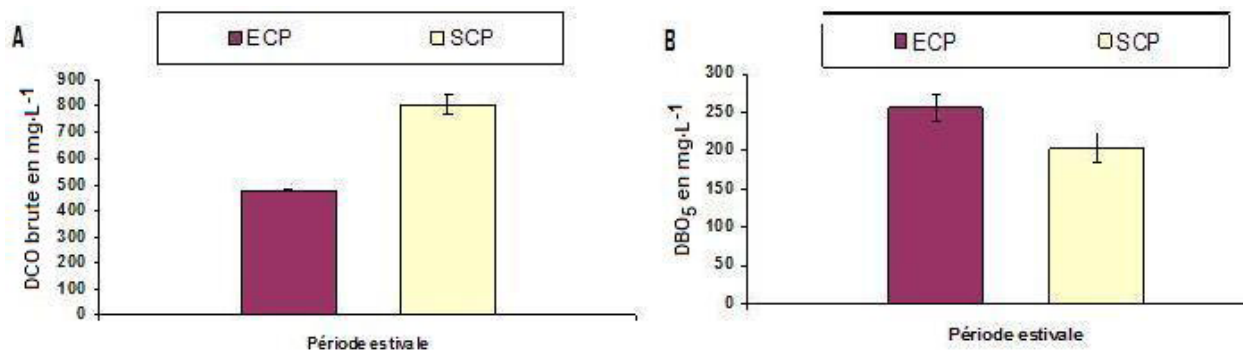


Figure 7. Teneurs de la DCO brute (A) et de la DBO₅ (B) en période estivale (les traits représentent les erreurs standards) avec ECP : entrée chenal pilote; SCP : sortie chenal pilote.

Concentrations of COD (A) and of BOD₅ (B) during the summer period (the lines represent the standards errors) where ECP: inlet of the pilot HRAP; SCP: exit of the pilot HRAP.

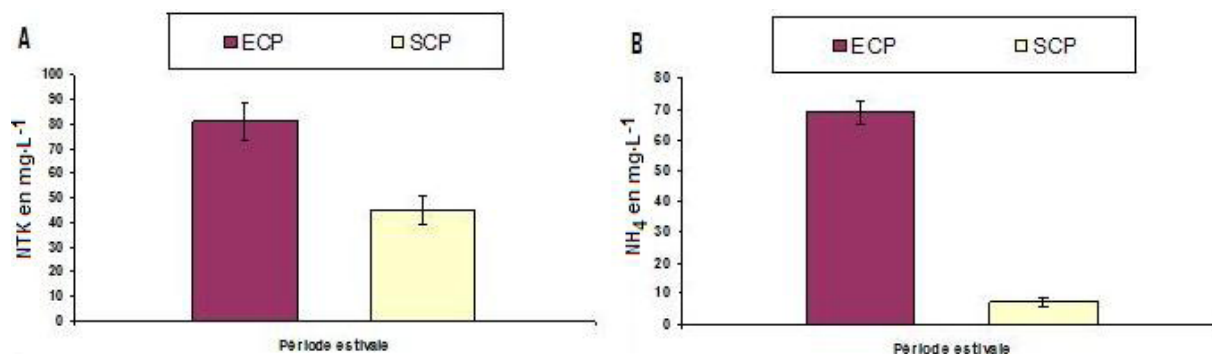


Figure 8. Teneurs de NTK (A) et de NH₄ (B) en période estivale avec ECP : entrée chenal pilote; SCP : sortie chenal pilote.

Concentrations of total Kjeldahl nitrogen (TKN) (A) and of NH₄ (B) during the summer period where ECP: inlet of the pilot HRAP; SCP: exit of the pilot HRAP.

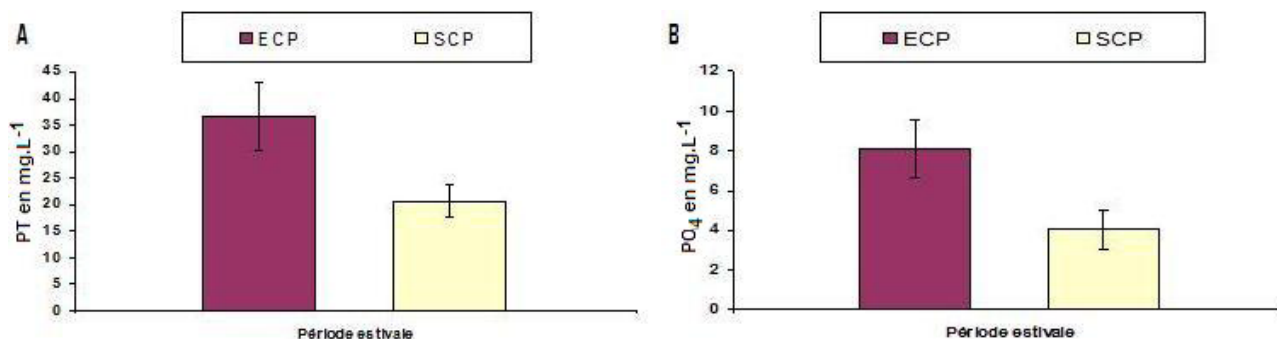


Figure 9. Teneurs de PT (A) et de PO₄ (B) en période estivale avec ECP : entrée chenal pilote; SCP : sortie chenal pilote.

Concentrations of total phosphorus (TP) (A) and PO₄ (B) during the summer period where ECP: inlet of the pilot HRAP; SCP: exit of the pilot HRAP.

CAHR doit favoriser le développement phytoplanctonique afin d'augmenter le pH, et par voie de conséquence, améliorer l'élimination des nutriments (EL HALOUANI *et al.*, 1993).

4.4.3 Qualité sanitaire des eaux traitées

L'étude bactériologique a donc porté sur le suivi spatio-temporel des bio-indicateurs de contamination : coliformes fécaux et streptocoques fécaux (CF, SF) et des germes pathogènes opportunistes : *Aéromonas* (Aér). Le tableau 6 montre les résultats obtenus.

Les rendements à la sortie du chenal algal pilote par rapport à l'entrée de la station sont de l'ordre de 99,7 %; 99,8 % et 94,97 % respectivement pour les CF, SF et Aér, soit 2,48, 2,62 et 1,3 ULog. Le chenal algal à lui seul assure un abattement de l'ordre de 1,43; 1,47 et 0,38 Ulog respectivement pour les CF, SF et Aér.

Pour le chenal d'Ouarzazate agité par une roue à aubes et qui présente une profondeur de 40 cm, les performances enregistrées concernant l'abattement des CF sont presque les mêmes que cette étude (2,44 ULog éliminées par rapport à l'entrée de la station), et cela pour la même période d'étude « période estivale » (EL HAMOURI *et al.*, 2003). Également, le chenal d'Ouarzazate élimine 1,59 Ulog en matière de CF, une telle valeur étant proche de celle trouvée par notre chenal (1,43 Ulog) malgré la différence de profondeur. Par contre, l'abattement des CF est plus important que celui trouvé par MOERSIDIK (1992) (2,15 Ulog), ce dernier ayant travaillé avec un CAHR d'une profondeur de 30 cm fonctionnant avec une roue à aubes.

À la sortie du chenal pilote, les teneurs en matière de CF dépassent 1 000 UFC•100 mL⁻¹ (norme de l'OMS pour les eaux destinées à l'irrigation), ce qui nécessite d'ajouter un autre

traitement tertiaire pour améliorer la qualité sanitaire des eaux usées traitées.

Dans ce genre de système, l'abattement sanitaire dépend à la fois des conditions climatiques et des dimensions des ouvrages (profondeur essentiellement) (RAMI, 2001). MOERSIDIK (1992) a mis en évidence que l'abattement des *Aéromonas* est inversement proportionnel à la profondeur et que l'efficacité épuratoire est relativement importante dans des bassins de faible profondeur. Mais il y a aussi d'autres facteurs qui agissent sur la qualité sanitaire des eaux traitées comme le temps de séjour et la charge organique.

5. CONCLUSION

L'analyse de l'ensemble des données a montré que, sur le plan hydrodynamique, les vitesses d'écoulement calculées pour le pilote fonctionnant avec air lift rentrent dans la gamme des vitesses d'écoulement recommandées pour ce genre de système et avec d'autres systèmes d'agitation comme la roue à aubes qui est la plus souvent utilisée dans ce genre d'installation. De même, cette étude n'a pas montré une différence significative entre les deux temps de séjour testés (4 et 8,7 jours). Ceci est concordant avec les recommandations de nombreux auteurs qui recommandent de diminuer le temps de séjour en été, ce qui présente un intérêt économique important. Il est à signaler aussi que la capacité d'oxygénation du chenal pilote par air lift est plus importante que les systèmes de traitement avec roue à aubes.

Sous les conditions opératoires testées, le chenal a pu montrer une efficacité remarquable dans l'élimination de l'azote et du phosphore. Cette élimination est liée principalement à l'activité algale qui agit par le biais de deux mécanismes

Tableau 6. Teneurs des bio-indicateurs de contamination en période estivale avec ECP : entrée chenal pilote; SCP : sortie chenal pilote (Aér : *Aeromonas*; CF : coliformes fécaux; SF : streptocoques fécaux; ULog : unité logarithmique).
Table 6. Concentrations of the biological indicators of contamination during the summer period where ECP: entry of the pilot HRAP; SCP: exit of the pilot HRAP (Aer: *Aeromonas*; FC: faecal coliforms; FS: faecal streptococci; ULog: logarithmic unit; UFC: Colony Forming Unit).

	ECP		SCP	
	Moyenne		Moyenne	Abattement
CF en UFC•100 mL ⁻¹	2,47E+06		9,13E+04	96,29%
CF en Ulog	6,4		4,96	1,43
SF en UFC•100 mL ⁻¹	3,93E+05		1,14E+04	96,33%
SF en Ulog	5,53		4,06	1,47
Aér en UFC•100 mL ⁻¹	1,23E+07		5,15E+06	58,24%
Aér en Ulog	7,09		6,71	0,38

essentiels : l'assimilation photosynthétique et la volatilisation de l'ammoniac et précipitation chimique de phosphate de calcium en raison des pH élevés suite à une activité photosynthétique intense.

Contrairement à l'élimination des nutriments, le chenal algal à haut rendement a montré une aptitude moyenne dans l'élimination des bio-indicateurs de contamination (CF et SF) durant la période estivale, ce qui peut être lié probablement à la faible profondeur du pilote expérimental. Une profondeur plus importante peut contribuer éventuellement à améliorer les rendements épuratoires.

D'après tous ces résultats, le CAHR semble être une technique performante de traitement des eaux usées domestiques, particulièrement en ce qui concerne l'élimination des nutriments. Ce système semble être très bien adapté aux fortes charges estivales. Il permet, par ses temps de séjour courts, à la fois de traiter un grand volume d'eaux usées, une réduction des surfaces nécessaires et une réduction des pertes d'eau par évaporation, ce qui présente un intérêt économique important quand l'objectif de l'épuration des eaux usées est la réutilisation des eaux épurées pour l'irrigation.

L'utilisation de ce système en tant que traitement secondaire après un prétraitement et un traitement primaire permet de limiter la variabilité de la composition des eaux usées d'entrée du CAHR. Aussi, l'utilisation d'une pompe pour garder un débit constant a permis d'éviter l'effet de cette variante sur le fonctionnement du système. Par conséquent, les phénomènes d'épuration qui résultent dans le CAHR restent fonction des interactions algo-bactériennes.

Finalement, ce système de traitement est d'autant plus efficace quand le système d'agitation utilisé est l'air lift. Ceci doit être confirmé à grande échelle ainsi qu'une comparaison entre l'air lift et la roue à aubes du point de vue consommation énergétique.

6. REMERCIEMENTS

Ce travail a bénéficié du soutien de l'Administration Générale de la Coopération au Développement dans le cadre du projet PIC « Optimisation et valorisation d'une filière d'épuration des eaux usées par chenal algal » Maro/Belgique.

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AZOV Y. et G. SCHELEF (1982). Operation of high rate oxidation pond: theory and experiment. *Water Res.*, 16, 1153-1160.
- BOUARAB L., M. LOUDIKI et A. DAUTA (2002). Croissance en autotrophie et en mixotrophie de la microalgue *Micractinium pusillum* Fres. Isolée d'un lagunage naturel : influence de la lumière et la température. *Rev. Sci. Eau*, 15, 73-86.
- BOUMANSOUR B.E. (1998). *Utilisation du propane comme gaz traceur pour la détermination des coefficients de réaération dans les écosystèmes aquatiques*. Thèse de doctorat, Fondation universitaire luxembourgeoise, Arlon, Belgique, VI-3-8p.
- CHEN P., Q. ZHOU, J. PAING, H. LE et B. PICOT (2003). Nutrient removal by the integrated use of high rate algal ponds land macrophyte systems in China. *Water Sci. Technol.*, 48, 251- 257.
- EDELIN F. (1998). *L'épuration physico-chimique des eaux, théorie et technologie*. 4^e édition, CEBEDOC (Éditeur), Liège, Belgique, 287 p.
- EL HALOUANI H., B. PICOT, C. CASELLAS, G. PENA et J. BONTOUX (1993). Élimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Rev. Sci. Eau*, 6, 47-61.
- EL HAMOURI B., A. RAMI et J.-L. VASEL (2003). The reasons behind the performance superiority of high rate algal pond over three facultative ponds in series. *Water Sci. Technol.*, 48, 269-276.
- EL HAMOURI B., K. KHALLAYOUNE, K. BOUZOUBAA, N. RHALLABI et M. CHALABI (1994). High rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. *Water Res.*, 28, 171-174.
- EL OUARGHI H., E. PRAET, H. JUPSIN et J.L. VASEL (2003). Comparison of oxygen and carbon dioxide balances in HRAP (high rate algal pond). *Water Sci. Technol.*, 48, 277- 281.
- EL OUARGHI H., B.E. BOUMANSOUR, O. DUFAYT, B. EL HAMOURI et J.L. VASEL (2000). Hydrodynamic and oxygen balance in high rate algal pond. *Water Sci. Technol.*, 42, 349-356.

- EVANS R.A., H.J. FALLOWFIELD et N.J. CROMAR (2003). Characterisation of oxygen dynamics within a high rate algal pond system used to treat abattoir wastewater. *Water Sci. Technol.*, 48, 61-68.
- FNDAE (2004). *Prédiction des capacités d'oxygénation en eau claire des systèmes d'insufflation d'air*. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales. Document technique FNDAE n°31, 35 p.
- GILLOT S., S. CAPELA-MARSAL, G. CARRAND, K. WOUTERS-WASIAK, P. BAPTISTE et A. HÉDUIT (2005). *Aération en fines bulles : Enseignements tirés de 15 ans de pratique*. *Tech. Sci. Meth.*, 2, 56-64.
- JUPSIN H. et J.L. VASEL (2003). Bilans en O₂ et CO₂ dans un chenal algal à haut rendement. Réacteurs gaz-liquide-solide. *Trib. Eau*, 622/2.
- JUPSIN H., A. COCKX et J.L. VASEL (2003a). Influence de l'hydrodynamique sur le transfert d'oxygène dans un fossé d'oxydation. Réacteurs gaz-liquide-solide. *Trib. Eau*, N° 622/2.
- MOERSIDIK S. (1992). *Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement : gestion de l'écosystème et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage traditionnel*. Thèse de doctorat, Univ. Montpellier, France, 29-204.
- OSWALD W.J. (1988). Large-scale algal culture system (engineering aspects). Dans : *Microalgal Biotechnology*, Borowitzka M.A. et L.J. Borowitzka (Éditeurs). Cambridge Univ. press, UK. pp. 357-394.
- OSWALD W.J. (1977). *A syllabus on waste pond fundamentals*. BEHS 259. Biomedical and Environmental Health Sciences School of Public Health. Univ. of Berkely, 112 p.
- PICOT B., A. BAHLAOUI, S. MOERSIDIK, C. CASELLAS et J. BONTOUX (1993). Using diurnal variation in a high rate algal pond for management pattern. *Water Sci. Technol.*, 28, 169-175.
- PICOT B., H. EL HALOUANI, C. CASELLAS, S. MOERSIDIK et J. BONTOUX (1991). Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France). *Water Sci. Technol.*, 23, 1535-1541.
- RAMI A. (2001). *Épuration des eaux usées dans un chenal à haut rendement : comparaison avec les bassins facultatifs et détermination des paramètres de dimensionnement et de conduite optimale*. Thèse de Doctorat, Univ. Mohamed V, Maroc, 21-102.
- SCHELEF G. et Y. AZOV (1987). High-rate oxidation pond: the Israeli experience. *Water Sci. Technol.*, 19, 249-255.
- SIAIDA A. (1998). *Contribution à l'étude des peuplements phytoplanctoniques et interactions avec la qualité de l'eau dans un chenal algal à haut rendement*. DEA en science de l'environnement. Univ. Liège, faculté des sciences, département des sciences et gestion de l'environnement, campus d'Arlon, Belgique, 51 p.
- VILLERMAUX J. (1995). *Génie de la réaction chimique. Conception et fonctionnement des réacteurs*. 2^e édition revue et augmentée, Tec & Doc- LAVOISIER (Éditeur), pp. 65-72.
- ZOUHIR F. (2004). *Modélisation d'une filière de traitement des eaux usées – Chenal algal à haut rendement*. DEA en sciences de l'environnement. Univ. Liège, faculté des sciences, département des sciences et gestion de l'environnement, campus d'Arlon, Belgique, 38 p.