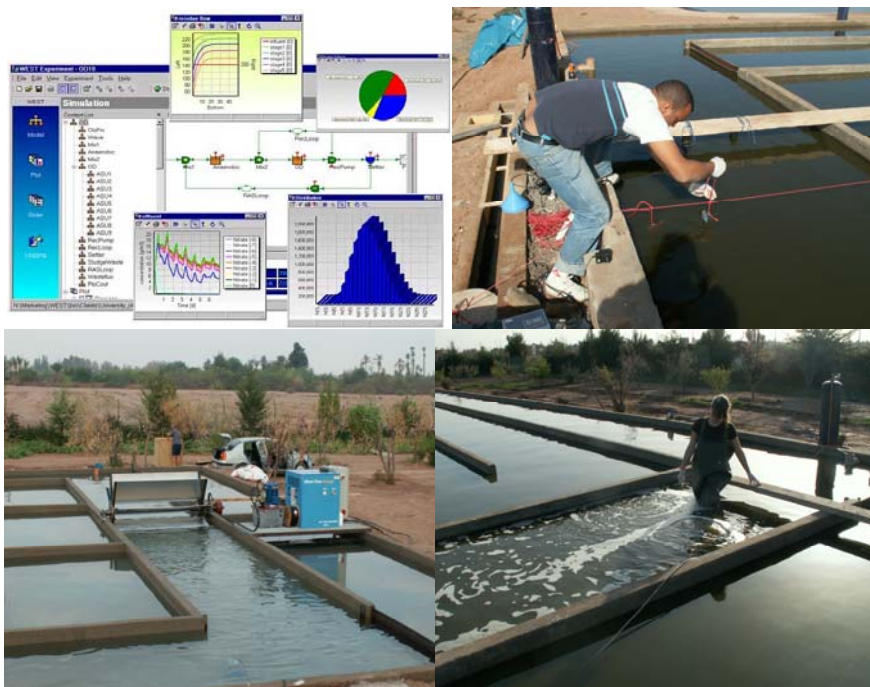

**MODELISATION D'UNE FILIERE DE TRAITEMENT
DES EAUX USEES.
CHENAL ALGAL A HAUT RENDEMENT**



DISSERTATION PRÉSENTÉE PAR
Fouad ZOUHIR
EN VUE DE L'OBTENTION DU
GRADE DE DOCTEUR EN SCIENCES

Promoteur
Pr. Jean Luc VASEL

Année académique 2007 - 2008

REMERCIEMENTS

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du projet PIC « Optimisation et Valorisation d'une filière d'épuration des eaux usées par chenal algal » financé par la Coopération Universitaire Belge de Développement dont les partenaires sont l'université de Liège (Belgique) et l'université Caddy A Ayad Marrakech (Maroc). Au terme de ce travail je tiens à remercier Madame **Murielle Anderson** responsable de la coordination et de la gestion de ce projet interuniversitaire pour sa disponibilité et sa patience.

Je remercie chaleureusement le Professeur **Jean-Luc Vasel** d'avoir encadré ce travail de thèse, avec beaucoup de compétence, d'enthousiasme et de disponibilité. Merci Monsieur Vasel pour vos conseils, vos critiques positives et la confiance que vous m'avez accordée au cours de ces années.

Je remercie tout particulièrement **Hugues Jupsin** pour nos fréquentes discussions sur de nombreux sujets, mais surtout pour son implication dans mes travaux. Sa manière bien à lui de pousser continuellement à la remise en question m'a été d'une aide précieuse.

Je tiens également à témoigner ma gratitude au **Pr Leila Mandi** et **Pr Naila Ouazzani** pour leur grande disponibilité, leur apport scientifique et leur accueil au sien de l'unité de recherche sur les déchets Liquides et Solides de la faculté des Sciences Semlalia de Marrakech.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à tous les membres de mon jury de thèse, **B. Picot**, **N. Ouzzani**, **M. Crine**, **X. Cogels** et **L. Vandevenne** qui ont accepté de juger ce mémoire avec beaucoup d'attention.

Merci aussi à tous mes collègues et amis de longue date du laboratoire qui se reconnaîtront ici, pour leur enthousiasme, parfois débordant !, ayant ainsi contribué à l'ambiance de travail agréable et propice à la recherche. Je leur exprime ma profonde sympathie et leur souhaite beaucoup de bien.



DEDICACE

A la mémoire de mon père.
A la mémoire du Docteur Michel Brouers.
A tous les malades qui souffrent du concert et
leurs familles.
Je dédie ce travail principalement à ma mère
et toute la famille Zouhir et Nejjar

TABLE DES MATIERES

NOMENCLATURE	
INTRODUCTION GÉNÉRALE :	1
CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	5
I : Introduction	6
II : Principe de fonctionnement du lagunage.....	6
III : Présentation du chenal algal à haut rendement.....	9
III.1 : Principe de fonctionnement	9
III.2. Paramètres relatifs au dimensionnement du chenal algal.....	10
III.2.1. La profondeur.....	10
III.2.2. Le temps de séjour.....	12
III.2.3. L'agitation mécanique.....	14
III.3. Rôle des algues dans le chenal algal	16
III.3.1. Généralités	16
III.3.2. Autotrophie et hétérotrophie des algues	16
a) Les algues photo-autotrophes	16
b) Les algues hétérotrophes	17
c) Les algues mixotrophes	17
III.3.3. Rôles des algues dans l'épuration	17
a) Transformation des nutriments	18
a-1) Transformation du carbone	18
a-2) Transformation des nitrates et phosphates	18
b) Assimilation des nutriments	18
c) Effet de désinfection	19
d) Autres rôles indirects	20
III.4. Principaux facteurs contrôlant le fonctionnement du chenal algal	20
III.4.1. La lumière	20
a) Intensité lumineuse et profondeur	20
b) Effets de la lumière sur la photosynthèse	21
c) Effet de la nébulosité	22
III.4.2. La température	22
IV. Proposition d'une base de données sur les installations d'épuration par chenal algal à travers le monde.....	23

IV.1. Présentation et structure de la base de données.....	24
IV.2. Résultats de comparaison entre les différentes installations chenal algal dans le monde.....	26
V. Conclusion.....	29
Références bibliographiques.....	30
CHAPITRE II. ETUDE HYDRODYNAMIQUE.....	35
I- Introduction.....	36
I-1 Objectif du chapitre.....	37
I-2-Définitions de quelques paramètres hydrodynamiques.....	37
a) Temps de circulation T_c	37
b) Temps de mélange T_m	37
c) Vitesse de circulation U_c	37
d) Le nombre de Peclet Pe	37
e) Coefficient de dispersion axiale E_{zL}	38
II- Matériels et méthodes.....	38
II-1 Installation pilote.....	38
a) Description du pilote de laboratoire.....	38
b) Description de l'essai de traçage (en batch)	40
II-2 Installation chenal algal en vraie grandeur (station Saada)	41
a) Description de l'installation CAHR.....	41
b) Calcul des puissances consommées pour les deux systèmes d'agitation.....	44
b-1) puissance consommée par l'Airlift.....	44
b-2) Puissances consommée par la roue à aubes.....	46
III-Résultats et discussions.....	47
III-1 Comparaison des deux traceurs.....	47
III-2 Essais de traçage au sel dans le pilote.....	48
a) Temps de circulation (T_c)	49
b) Vitesse de circulation (U_c)	51
III-3 Ajustement du modèle Voncken.....	53
a) Nombre de Peclet et nombre des cuves en série.....	55
b) Coefficient de diffusion axiale.....	57
IV Essais de traçage du chenal de Saada.....	57

IV-1) Réalisation d'essai de traçage.....	58
IV-2) Temps de circulation T_c et vitesse de circulation U_c	59
IV-3) Ajustement du modèle Voncken.....	61
IV-4) Corrélation des quelques paramètres hydrodynamique du CAHR Saada.....	63
V Comparaison de la consommation énergétique.....	64
VI Corrélations.....	67
VII Conclusion.....	69
Références bibliographiques.....	71
CHAPITRE III : TRANSFERT GAZEUX.....	73
I Introduction.....	74
I-1 Définition d'un transfert gaz/liquide.....	75
I-2 Équation du bilan en oxygène dissous.....	76
I-3 Essai d'aération.....	77
II. Transfert d'oxygène dans le pilote.....	79
II-1 Matériels et méthodes.....	79
II-1-1 Essai au sulfite.....	79
II-1-2 Essai au sulfite sur un tour.....	81
II-1-3 Essai à l'azote.....	82
II-2 Résultats et discussions.....	83
II-2-1 Évaluation des trois méthodes testées.....	83
a) Essai au sulfite.....	83
b) Essai au sulfite sur un tour.....	84
c) Essai à l'azote.....	85
II-2-2 Détermination du coefficient de transfert d'oxygène.....	87
a) Capacité d'oxygénation (OC).....	90
b) Apport horaire (AH).....	90
c) Apport spécifique brut (ASB).....	91
III Installation chenal algal Saada.....	94
III-1 Le choix de la méthode propane.....	94
III-2 Matériels et méthodes.....	96
III-2-1 Injection et suivi du propane dans le chenal.....	96
III-2-2 Dosage du propane.....	99
a) Étalonnage.....	99

b) Schéma de l'appareillage.....	100
III-3 Résultats et discussions.....	102
III-3-1 Kla-propane et Kla-O ₂	104
II-3-2 Comparaison des deux systèmes d'agitation du chenal (Airlift et roue aube).....	106
a) Capacité d'oxygénation (OC) et apport horaire (AH)	106
b) Apport spécifique brut (ASB).....	108
IV Comparaison des performances d'aération des deux systèmes d'agitation du chenal.....	109
V Corrélations.....	110
VI. Etude de transfert du gaz carbonique (CO ₂).....	113
VI.1 Essai de strippage de CO ₂	114
a) Étalonnage.....	114
b) Résultats.....	115
c) Étude du ratio ($R = \text{Kla-CO}_2 / \text{Kla-O}_2$)	119
VII. Étude de transfert de l'ammoniac (NH ₃).	121
VIII. Conclusion.....	122
Références bibliographiques.....	124
CHAPITRE IV : MODELISATION.....	128
I Introduction.....	129
II Objectifs du chapitre.....	130
III Philosophie de la modélisation.....	131
IV Logiciel WEST.....	134
V Modèle Chenal Algal à Haut Rendement.....	137
V-1 Principe du modèle.....	138
V-2 Les caractéristiques spécifiques du modèle.....	139
V-3 Intensité lumineuse.....	139
VI Résultats et discussions.....	142
VII Conclusion.....	146
Références bibliographiques.....	148

NOMENCLATURE

COV :	coefficient de réaération pour oxygène (h^{-1})
Cs :	concentration en oxygène à saturation
n :	nombre de réacteur en série
q :	débit d'entrée dans le chenal (m^3/h)
Q :	débit de recirculation (m^3/h)
OC :	capacité d'oxygénation ($kg\ O_2/m^3/h$)
AH :	apport horaire ($kg\ O_2/h$)
ASB :	apport spécifique brut ($kg\ O_2/h/kwh$)
Kla:	coefficient de transfert d'oxygène (h^{-1})
Kla-p :	coefficient de transfert du propane (h^{-1})
Kla-CO ₂ :	coefficient de transfert du CO ₂ (h^{-1})
Kla-NH ₃ :	coefficient de transfert d'ammoniac (h^{-1})
Tc :	temps de circulation (h)
Uc :	vitesse de circulation (h)
Tm :	temps de mélange (h)
Ezl :	coefficient de dispersion axiale (m^2/s)
μ :	taux de croissance (h^{-1})
Cc :	concentration en algues ($mg\ l^{-1}$)
Θ :	temps de rétention (h)
T pic :	temps de correspondant au pic max(h)
Pe :	nombre de Peclet
d :	nombre de dispersion
Qair :	débit d'air ($Nm^3/m^2.h$)
P :	production d'oxygène dissous par photosynthèse (mg/h)
R :	vitesse de consommation d'oxygène dissous (mg/l.h)
K2 :	transfert d'oxygène par la surface (h^{-1})
PT :	puissance dissipé (kw)
PC :	puissance consommé (kw)
Ug :	vitesse de gaz (m/h)
D(O ₂) :	coefficient de diffusion d'oxygène.
D (C ₃ H ₈) :	coefficient de diffusion du propane.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Dans son rapport à la 55^{ème} Assemblée Générale de l'Organisation des Nations Unis en 2001, Monsieur Kofi Annan a cité que la consommation mondiale d'eau a été multipliée par six entre 1900 et 1995, soit une croissance supérieure au double du taux d'accroissement de la population. Environ le tiers de la population vit déjà dans des pays considérés comme étant sous « stress hydrique », c'est-à-dire que leur consommation en eau dépasse 10 % des ressources totales. Si les tendances actuelles se poursuivent, deux personnes sur trois vivront dans cette situation d'ici 2025. Les carences de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement au niveau mondial constituent un obstacle à l'amélioration de l'état sanitaire, et par conséquent au développement économique et social.

Les études élaborées et les enquêtes effectuées en matière d'assainissement, ont mis en évidence le déficit important enregistré par le secteur de l'assainissement liquide au Maroc eu égard au développement des activités urbaines, industrielles et touristiques de la plupart des villes du Royaume (insuffisances de réseaux, vétusté des installations existantes, quasi-absence d'épuration et réutilisation des eaux usées brutes). L'accroissement de la population urbaine et de la consommation individuelle en eau potable a entraîné une importante augmentation du volume des rejets d'eaux usées. Au Maroc, ces rejets ont évolué de 129 à 470 millions de m³/an entre 1970 et 1994, soit une progression annuelle de 5,3 %. Vers l'horizon 2020, ils atteindront 900 millions de m³/an (PNUD, 1998). La poursuite de ces rejets risque de conduire à terme à une dégradation profonde des ressources en eau (eutrophisation, etc.) avec notamment des conséquences néfastes sur l'approvisionnement en eau potable pour de nombreuses régions du pays.

Les ressources en eau du pays sont d'origine météorique. Les précipitations, sous leurs différentes formes, représentent en moyenne 150 milliards de m³/an, dont seulement 20 milliards sont mobilisables et déjà épuisés à 56 % (Bazza, 1992). A l'heure actuelle, 9000 hectares seraient irrigués directement avec des eaux usées brutes, c'est-à-dire sans traitement préalable. Dans ce contexte climatique et socio-économique particulier, les eaux usées traitées peuvent constituer une ressource en eau non négligeable pouvant être réutilisée de façon bénéfique, notamment en agriculture, moyennant des prises de précaution au niveau sanitaire.

Le Chenal Algal à Haut Rendement (CAHR) est un procédé de traitement des eaux usées qui constitue une alternative économique et efficace par rapport aux autres systèmes de traitement intensifs généralement trouvés en Europe (Boues activées, Lit bactérien, Biodisque...), semblant pallier à tous les problèmes cités précédemment. Il s'agit en fait d'une technique basée sur une symbiose entre les bactéries et les algues, dont le but est d'accélérer le processus d'épuration en favorisant la production algale. Le CAHR présente les caractéristiques fondamentales suivantes :

- une élimination importante des organismes pathogènes, indispensable en vue d'une réutilisation des eaux traitées à des fins agricoles ;
- l'apport naturel de l'oxygène nécessaire à la dégradation des polluants, à la fois par le mécanisme de réaération atmosphérique et par le processus de photosynthèse ;
- l'élimination partielle des sels nutritifs produits en les assimilant et les transformant en biomasse vivante, en accélérant une volatilisation partielle de l'ammoniaque et en favorisant la précipitation des phosphates par suite de l'augmentation de pH induite par l'activité photosynthétique,
- des coûts d'exploitation relativement modérés en comparaison avec d'autres systèmes d'épuration.

Outre l'épuration et la réutilisation de l'eau épurée, le CAHR est donc destiné à la production d'une biomasse algale valorisable en extraits algaux à haute valeur ajoutée (destinés à l'industrie cosmétique) et en aliments pour les animaux. La preuve a été faite que, sous des climats adaptés, et quand ils sont bien intégrés, bien conçus et opérationnels, les CAHR permettent de produire un effluent de qualité égale, voire supérieure à d'autres procédés d'épuration, à un coût bien moindre en terme d'investissement et d'exploitation et avec un minimum de contraintes (Bailey Green et Oswald, 1993).

Le CAHR est un système néanmoins complexe car il fait intervenir de nombreuses composantes, qu'il faut maîtriser si l'on veut atteindre les objectifs multiples cités ci-dessus. Dans ce contexte, la modélisation constitue un outil quasi incontournable en terme de gestion du système. Un exemple de modèle mathématique décrivant le CAHR, basé sur les équations provenant du modèle River Water Quality Model number 1 (RWQM1), a été proposé lors de la 5^{ème} conférence de l'IWA (Jupsin *et al.*, 2002). Le premier modèle déterministe décrivant le

CAHR a été proposé par Buhr et Miller en 1983. C'était déjà un modèle très sophistiqué, considérant le comportement hydrodynamique du système, mais ne décrivant pas les changements dans la biomasse algale et bactérienne. De plus, dans les équations utilisées, seule la photosynthèse est considérée dans la contribution des algues au bilan en oxygène, la respiration est quant à elle négligée.

Dans le modèle présenté ici (Jupsin *et al.*, 2002), les paramètres décrivant les processus biochimiques sont repris du modèle de base RWQM1, et décrits en terme de bilans de matière sur les éléments C, O, N et P. Le modèle repose sur les faits suivants :

- la sédimentation est négligeable dans un CAHR (grâce à une constante agitation) ;
- il n'y a pas de stratification. Les variables d'état du système peuvent être considérées comme constantes dans une section verticale du réacteur. Ceci permet de modéliser le réacteur comme plusieurs petits réacteurs parfaitement mélangés en série avec recirculation.
- suite à des expériences réalisées sur un CAHR de référence à Rabat, l'hydrodynamique a été définie par un écoulement de type piston dispersif avec débit de recirculation élevé (El Ouarghi *et al.*, 2000).
- les processus biochimiques sont décrits par des bilans de matière.

La différence avec le RWQM1 est que le présent modèle inclut un terme de consommation du carbone organique, qui peut être limitant vis-à-vis du taux de croissance des algues et des nitrifiants. Les transferts gazeux y sont décrits par la loi d'Adeney. De plus, le modèle prend en compte l'intensité lumineuse, l'activité éventuelle des sédiments (Chabir *et al.*, 2000) ainsi que le phénomène d'auto-ombrage (Jupsin *et al.*, 2002). De nouveaux développements sont déjà proposés (Jupsin *et al.*, 2004), notamment pour couvrir le rôle de désinfection qui est un des avantages de ces procédés.

A travers notre travail (calage et validation du modèle), nous espérons participer à la mise en place d'outils performants et efficaces pour gérer les eaux usées et permettre leur réutilisation dans des conditions optimales. Notre travail de thèse, s'inscrit dans le cadre d'un projet de recherche, intitulé « Optimisation et Valorisation d'une filière d'épuration des eaux usées par chenal algal », dont les partenaires sont l'Université du Liège et l'Université Cady Ayad en particulier la faculté des Sciences Semlalia (Marrakech - Maroc).

Les objectifs du départ de notre travail sont le calage et la validation de ce modèle. Pour y parvenir, il conviendra de:

- mesurer des variables ciblées en continu afin de déterminer les valeurs numériques de certains paramètres du modèle;
- développer des méthodes d'interprétation pour calculer ces valeurs numériques;
- d'envisager des processus supplémentaires en fonction des résultats obtenus;

Le calage du modèle doit passer par une étude poussée des principaux axes de ce modèle, à savoir l'étude de l'hydrodynamique du système, des transferts gazeux ainsi que l'étude des processus biochimiques liés à la photosynthèse.

Le travail comporte quatre parties dont :

- le chapitre I qui présentera une synthèse bibliographique sur le chenal algal à haut rendement et sur une base de données qui a été établies pour rassembler les informations bibliographiques disponibles...
- le chapitre II qui concerne, une étude complète de l'hydrodynamique des installations CAHR visé par nos travaux.
- le chapitre III visera l'étude des transferts gazeux dans les installations chenal étudiées.
- Le chapitre IV sera consacré à la modélisation du comportement des réacteurs étudiés.

CHAPITRE I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Introduction

Le lagunage naturel est un procédé de traitement biologique des eaux résiduaires qui met en jeu des mécanismes résultant d'interactions entre les communautés bactériennes, algales et zooplanctoniques. L'utilisation de l'oxygène produit par les algues grâce à la photosynthèse a donné lieu depuis longtemps au développement de procédés d'épuration des eaux usées, découlant en grande partie des travaux de Cadwell (1946). Le concept du haut rendement a été initialisé par Oswald dans les années 50. Dès sa création, le lagunage à haut rendement a été considéré non seulement comme une technique d'épuration des eaux usées mais aussi comme un procédé de production d'une biomasse algale valorisable.

II. Principe de fonctionnement du lagunage

Sous le terme de lagunage sont classés des procédés très différents dont les seuls points communs sont d'une part de faire appel à un stockage des eaux pendant des temps de séjour relativement longs, au minimum plusieurs journées, mais parfois plusieurs mois, et d'autre part de chercher à optimiser des processus naturels d'auto-épuration à l'aide de technologies peu sophistiquées et à coût énergétique limité (Bontoux et Picot, 1994). Il s'agit en fait de faire appel à un milieu où sont recrées toutes les conditions d'auto-épuration des rivières, à savoir : la sédimentation des matières en suspension, la dégradation aérobie au sein du liquide et la dégradation anaérobie dans les sédiments qui se sont déposés au fond de la lagune. Lorsque l'aération n'est pas effectuée artificiellement, l'oxygène nécessaire à la vie des bactéries est fourni par échange avec l'atmosphère et par la photosynthèse des algues et des plantes. La figure 1 illustre schématiquement le principe. Ce mode d'épuration extensif, qui demande du temps, nécessite un volume d'eau et une surface au sol importants.

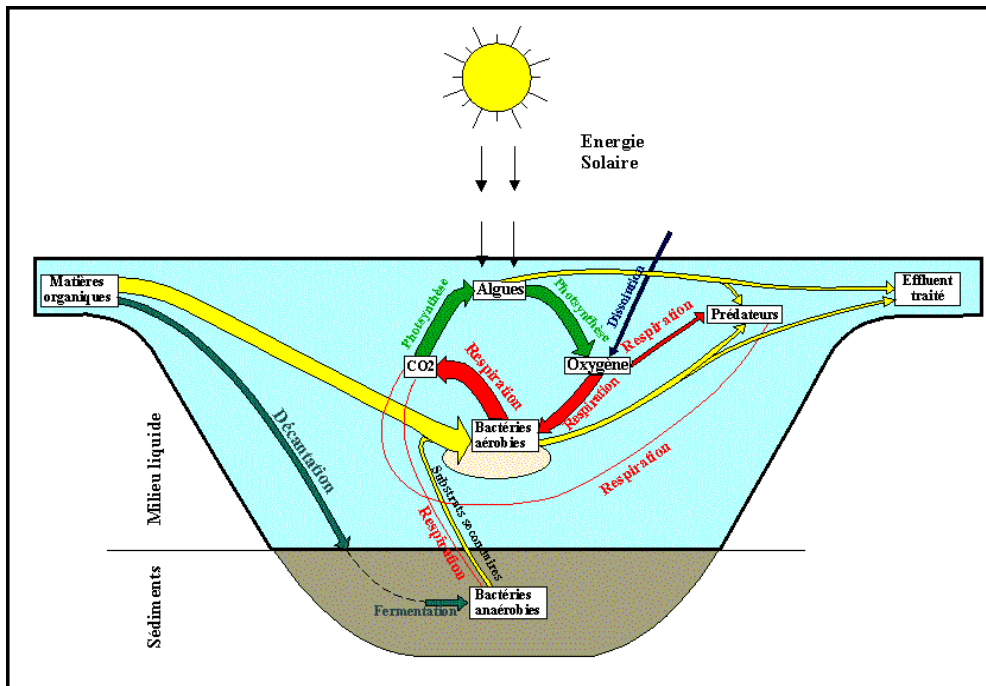


Figure 1. Schéma simplifié du fonctionnement d'une lagune naturelle durant le jour

(El Ouraghi, 2002)

On distingue plusieurs familles de lagunage, selon le type d'effluents d'entrée ou de sortie, selon le mode d'oxygénation, le processus biologique ou métabolique. Une proposition de classification est donnée dans le tableau 1.

Tableau 1. Types, caractérisations et domaines d'application des lagunes selon Metcalf et Eddy (1979)

Type du bassin	Nom	Caractéristiques	Application
Aérobie	Lagunage à haut rendement (LHR)	Destiné à l'optimisation de la production algale et l'épuration	Élimination des sels nutritifs et traitement des matières organiques solubles
Aérobie	Lagune aérobie	Maintien des conditions aérobies sur toute la profondeur du bassin	Traitement des matières organiques solubles et des effluents secondaires
	Bassin de maturation	Même caractéristiques avec des charges moins importantes	Amélioration des effluents issus d'un traitement secondaire
Aérobie-anaérobie (source d'oxygène : algale)	Bassin facultatif	Plus profond que LHR Facultatif et anaérobie sur le fond du bassin	Traitement des eaux brutes ou décantées issues d'un traitement primaire ou eaux usées industrielles
Aérobie-anaérobie (source d'oxygène : aérateur de surface)	Bassin ou lagune facultative avec aération de surface mécanique	Bassin facultatif muni d'un aérateur pour maintenir une stabilisation aérobie	Même application que bassin facultatif
Anaérobie	Bassin ou lagune anaérobie	Prédominance d'une condition anaérobie, habituellement suivie par bassin aérobie ou facultatif	Traitement des eaux usées domestiques et industrielles
Anaérobie + aérobie-anaérobie avec une recirculation	Système de lagunage avancé	Traitement pour des objectifs spécifiques	Traitement complet des eaux usées et rejets industriels
Anaérobie+aérobie Anaérobie+aérobie avec une recirculation	Système de lagunage avancé	Traitement pour des objectifs spécifiques	Traitement complet des eaux usées avec importance sur l'élimination bactérienne

III. Présentation du chenal algal à haut rendement (CAHR)

III.1. Principe de fonctionnement

Les premiers bassins de lagunage à haut rendement ont été conçus en Californie par Oswald dans les années 60. Ils se distinguent des bassins de lagunage traditionnel par un temps de séjour plus court, une faible profondeur (inférieure au mètre), et une agitation mécanique constante. Ces bassins (Fig. 2) sont construits en forme de chenaux à l'intérieur desquels l'eau circule et est mise en mouvement grâce à une roue à aube, un jet d'eau ou encore une pompe à air (Persoone *et al.*, 1980). Seule une faible fraction de l'eau en circulation est évacuée, de sorte que le taux de recirculation est fort élevé. L'agitation permet d'homogénéiser la colonne d'eau et empêche ainsi tout dépôt. La faible profondeur et le brassage permanent de l'eau favorisent le développement intensif des algues. Le chenal algal est donc un réacteur de culture intensive d'algues, le procédé d'épuration reposant en fait sur l'association symbiotique des algues et des bactéries.

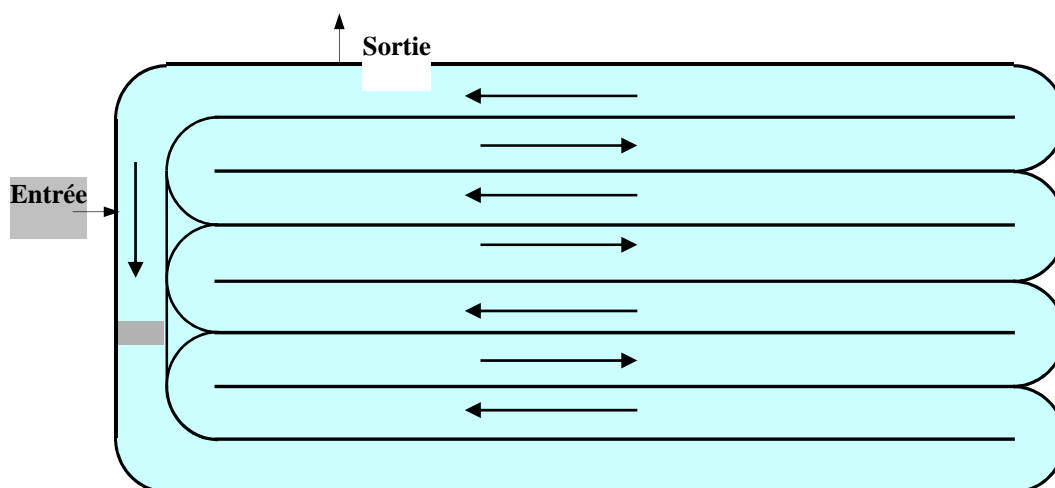


Figure 2. Schéma du Chenal Algal à Haut Rendement. (CAHR)

Les algues, élément central du système, captent l'énergie solaire pour réaliser la photosynthèse. Elles prélèvent ainsi les éléments nutritifs de l'eau (azote et phosphore notamment), et enrichissent le milieu en oxygène dissous (OD). Les bactéries, autre élément du système, utilisent cet oxygène pour l'oxydation de la matière organique de l'eau usée en H_2O , et en CO_2 , utilisable par les algues. El Ouarghi *et al.*, (2000) ont montré que le chenal algal se comportait comme un réacteur piston avec recirculation, pouvant être assimilé à une série de petits réacteurs parfaitement mélangés avec recirculation. Ainsi, en négligeant les termes de transport, le bilan en oxygène peut être décrit par l'équation d'Adeney:

$$\frac{dC}{dt} = K_{la}(C_s - C_{od}) + P - R \quad (1)$$

Avec C_{od} : concentration en oxygène dissous (mg.l^{-1})

C_s : concentration en oxygène dissous à saturation (mg.l^{-1})

$K_{la} (C_s - C_{od})$: terme de réaération par échange avec l'atmosphère ($\text{mgO}_2.\text{l}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

P : terme de photosynthèse lié à la présence des algues ($\text{mgO}_2.\text{l}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

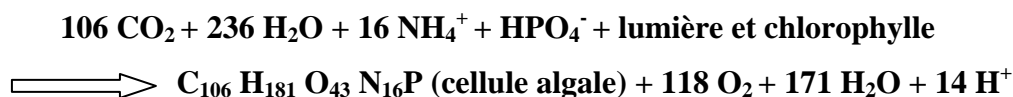
R : terme de respiration, incluant à la fois les bactéries et les algues ($\text{mgO}_2.\text{l}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

On voit que la gestion de la biomasse est essentielle dans la mesure où les termes P et R sont fonction de l'activité des algues. Si l'on veut que le système soit stable et fonctionne en conditions aérobies dans la majeure partie du temps, il faut gérer les valeurs de P et de R . Le terme K_{la} est constant et dépend du système d'agitation choisi. Il peut être déterminé expérimentalement avec une bonne précision. Le terme R dépend de la respiration des biomasses algale et bactérienne, constituée de la respiration endogène et de la respiration associée à la dégradation du substrat. Le terme P dépend des conditions météorologiques, de la biomasse algale et de la composition de l'eau. Un fonctionnement optimum du CAHR doit donc s'accompagner d'une gestion de la biomasse algale de façon à équilibrer le système, en tenant compte des données météorologiques.

III.2. Paramètres relatifs au dimensionnement du chenal algal

III.2.1. La profondeur

Afin de comprendre la relation empirique proposée par Oswald pour déterminer la profondeur de bassin à mettre en œuvre, certaines considérations concernant la photosynthèse sont à prendre en compte. Les hauts potentiels d'oxydation rencontrés dans un CAHR résultent de l'activité photosynthétique des microalgues. Néanmoins, les algues ne produisent de l'oxygène que pendant leur phase de croissance. Privées de nutriments et de lumière, elles deviennent alors consommatrices d'oxygène. Il est possible de déterminer la quantité d'oxygène pouvant être apportée par les microalgues au cours de leur croissance à partir de l'équation de la photosynthèse, (Green et Oswald, 1993).



Le poids moléculaire des cellules algales photosynthétisées étant de 2429 (g.mol⁻¹) et celui de l'oxygène produit de 3776 (gO₂.mol⁻¹). Il en résulte que pour 1g d'algues photosynthétisées, 1,55g d'O₂ et 1,92g de CO₂ seront respectivement relâchés et prélevés dans l'eau. D'après ces considérations et après maintes études, il a été démontré que la concentration d'algues à l'équilibre est liée à la profondeur de culture selon la formule approximative suivante (Green et Oswald, 1993):

$$d_p = \frac{60}{C_c} \quad (2)$$

Avec d_p : profondeur de pénétration (m) de la lumière dans la culture algale .

C_c : concentration d'algues à l'équilibre en mg.l⁻¹ (poids sec)

A ce niveau, une précision s'impose en ce qui concerne l'apport d'oxygène par la photosynthèse. En fait en inversant l'équation précédente, on s'aperçoit que, sous certaines conditions, les algues produites peuvent consommer l'exacte quantité d'oxygène qui a été libérée au cours de la photosynthèse. En d'autres termes, un réacteur qui fonctionnerait strictement en mode algo-bactérien aurait un rendement nul sur un paramètre tel que la DCO puisque les algues ont un équivalent DCO. Or, ces installations ont un rendement non nul, pouvant être aisément mesuré. Ceci implique qu'il faut nécessairement que d'autres mécanismes entrent en jeu, en particulier les transferts gazeux à l'interface eau/atmosphère et la sédimentation.

Le fonctionnement du CAHR dépendant principalement du rayonnement solaire (source d'énergie essentielle pour les cellules algales en croissance) et la pénétration de la lumière diminuant avec la profondeur d'eau, la profondeur est donc un facteur majeur à considérer pour la bonne marche du système. En présence d'une concentration élevée en algues, la turbidité du milieu augmente et la couche euphotique (zone atteinte par la lumière solaire, où se fait l'essentiel de la production de matière organique par photosynthèse) diminue. De ce fait on considère que l'activité photosynthétique devient négligeable pour des profondeurs supérieures à 25 cm (Oswald et Golueke, 1960). L'efficacité du CAHR a néanmoins été prouvée pour des profondeurs diverses, toujours inférieures au mètre.

La gestion de la profondeur peut être envisagée sous deux angles différents :

- soit diminuer la profondeur en hiver, où l'intensité du rayonnement solaire est faible, et inversement l'augmenter en été (Oswald, 1963).

- soit augmenter la profondeur en hiver, afin d'accroître le rapport volume/surface, ceci devant s'accompagner d'une importante stabilité thermique dans le bassin. Les fluctuations extrêmes de température entre le jour et la nuit, pouvant affecter à la fois la production algale et les rendements épuratoires, s'en trouveraient réduites. En été la diminution de la profondeur entraînant une augmentation du rapport surface/volume, l'importance des transferts d'oxygène de l'atmosphère vers l'eau serait amplifiée. Ceci permet d'éviter les problèmes d'anaérobiose nocturne, liée à la respiration intense des algues et des bactéries à température élevée pendant les périodes estivales (Azov et Shelef, 1982).

III.2.2. Le temps de séjour

Le temps de séjour dans les bassins influence non seulement les cinétiques de croissance mais aussi la densité des organismes susceptibles de se maintenir dans ce réacteur. Pour de faibles temps de rétention, la croissance de la population algale peut avoir lieu seulement si le taux de croissance excède le taux auquel elle est lessivée. Dans un système parfaitement mélangé, on peut exprimer la croissance des algues comme suit :

Taux d'augmentation de la biomasse algale =

Taux de croissance des algues – Taux d'élimination des algues par lessivage

Ou :

$$V \frac{dC_c}{dt} = \mu C_c V - Q C_c \quad (3)$$

En divisant par V, on obtient :

$$\frac{dC_c}{dt} = \mu C_c - \frac{Q}{V} C_c \quad (4)$$

$$\text{Or } \frac{V}{Q} = \theta, \text{ le temps de séjour.}$$

Dans le cas où la croissance algale n'est pas limitée par les nutriments, elle est donc inversement reliée au temps de séjour selon la formule suivante :

$$\frac{dC_c}{dt} = C_c \left(\mu - \frac{1}{\theta} \right) \quad (5)$$

Avec C_c : concentration en algues en (mg.l^{-1})

μ : taux de croissance algale en (h^{-1})

θ : temps de rétention en (h)

La biomasse se régule pour respecter cette équation. Selon cette même équation, si le taux de croissance est inférieur à $1/\theta$, qui représente le taux de dilution, alors les algues seront lessivées. L'ajustement du temps de séjour constitue donc un élément très important dans la gestion du CAHR. En supposant que toutes les substances nutritives et l'énergie lumineuse soient suffisantes, le temps de séjour nécessaire à la culture algale peut être estimé à partir de l'équation suivante (Green et Oswald, 1993) :

$$\theta = \frac{h.C_c.d}{1000.S.F} \quad (6)$$

Avec θ : temps de séjour en jours

h : contenu calorifique des algues produites ($5,5 \text{ cal.mg}^{-1}$)

C_c : concentration d'algues à l'équilibre en mg.l^{-1} (poids sec)

d : profondeur en (cm)

S : flux d'énergie lumineuse visible en ($\text{cal.cm}^{-2}.\text{j}^{-1}$)

F : efficacité photosynthétique (0,02 – 0,05).

A partir de cette formule, nous constatons que le temps de séjour est inversement proportionnel à l'énergie du rayonnement solaire. La plupart des travaux effectués sur le système CAHR ont montré l'importance du changement du temps de séjour en fonction des facteurs climatiques (rayonnement solaire et température). Les temps de séjour ainsi déterminés varient de 2 à 4 jours en période estivale et de 8 à 10 jours en période hivernale (Azov et Shelef, 1982; Abeliovich, 1986; Shelef et Azov, 1987; Picot *et al.*, 1991). La réduction du temps de séjour doit respecter certaines limites. Oswald et Gotaas (1957) fixent le temps minimal à 1 jour. En dessous de cette limite, le taux de reproduction algale devient faible, et l'on observe le lessivage des algues ainsi que la détérioration de la qualité de l'effluent du bassin.

III.2.3. L'agitation mécanique

La stratification observée dans les retenues d'eau des écosystèmes aquatiques naturels (lacs) ou artificiels (ouvrages d'épuration) présente des effets néfastes pour le fonctionnement de tels systèmes. La stratification thermique est le résultat d'une intense insolation responsable de la création d'un gradient de température (Drakidès, 1983-1987). Trois couches se distinguent ainsi : *épilimnion* en surface avec une eau chaude moins dense, *thermocline* ou zone de transition et *hypolimnion* au fond renfermant l'eau froide dense (Elis, 1982 ; Drakidès, 1983). Plusieurs effets néfastes s'en dégagent:

- (i) réduction du temps de séjour de l'eau dans le bassin, car seule la couche superficielle chaude et moins dense se comporte comme une couche de ruissellement facile (Angeli, 1979 ; Elis, 1982). Ceci engendre une diminution de l'efficacité épuratoire du système (Elis, 1982);
- (ii) les cellules algales localisées en surface sont inhibées suite à une exposition prolongée à la lumière solaire : c'est le phénomène de photo-inhibition, alors que les cellules au fond du bassin, par effet d'ombrage par les algues de surface, reçoivent peu d'énergie solaire, ce qui est insuffisant pour compenser leur demande respiratoire. Par conséquent la productivité algale diminue (Oswald, 1988b);
- (iii) la thermocline est une barrière très efficace aux substances dissoutes (O_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-} ,) (Drakidès, 1983). Ainsi par exemple, la diffusion de l'oxygène vers le fond est très lente, l'oxygène produit en surface est en faible partie consommée et en grande partie perdu dans l'atmosphère, perte pouvant se révéler importante en cas d'activité algale intense (Oswald, 1988). Selon Berthet (1979), l'excès d'oxygène peut être la cause d'une auto-inhibition algale avec changement des voies métaboliques vers l'anaérobiose.

Une agitation mécanique constante permet de pallier à ces problèmes. L'agitation présente les avantages suivants (Moersidik, 1992) :

- elle maximise l'exposition des cellules en suspension à la lumière solaire et améliore la conversion de l'énergie solaire en biomasse algale;
- l'effet de turbulence permet d'éviter le phénomène de photo-inhibition;
- elle permet le contact des cellules algales avec les nutriments en solution;

- elle permet enfin d'empêcher la formation de thermocline.

Pour que l'agitation soit efficace sur les plans épuratoire et productif, les vitesses d'écoulement dans le chenal doivent être comprises entre 5 et 30 cm.s⁻¹ (Oswald, 1988). Les vitesses extrêmes ne sont pas recommandées pour deux raisons :

(i) la première raison est d'ordre fonctionnel. La vitesse d'écoulement de 5 cm.s⁻¹ permet de maintenir les algues en suspension mais il est difficile de maintenir la vitesse constante le long du bassin (le bassin étant en forme de chenal), l'écoulement dans le chenal étant régi par les lois des écoulements à surface libre. La longueur de chenal adéquate, permettant d'obtenir une vitesse d'écoulement donnée, peut être déterminée grâce à la formule de Manning Strickler (cité par Jellal, 1995) :

$$Ue = \frac{1}{n_m} R_h^{2/3} \left(\frac{\Delta P}{L} \right)^{1/2} \quad (7)$$

Avec Ue : vitesse d'écoulement (m.s⁻¹)

R_h : rayon hydraulique (m)

n_m : coefficient de Manning (s/m^{1/3})

ΔP : perte de charge (m)

L: longueur du chenal (m)

(ii) 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 démontré que l'énergie consommée augmente de façon exponentielle avec la vitesse d'écoulement de l'eau dans le chenal. Le système d'agitation le plus souvent employé est la roue à aube. On peut également utiliser un jet d'eau ou une pompe à air (air-lift), ce dernier système présentant l'avantage d'aérer en plus d'agiter. Nos travaux ont montré que le système d'air-lift consomme moins d'énergie que la roue à aube (Zouhir *et al.*, 2006).

III.3. Rôle des algues dans le chenal algal

III.3.1. Généralités

Les caractères fondamentaux des algues sont les suivants (Bourelly, 1966).

- Présence de chlorophylle;
- Vie aquatique;
- Absence de vaisseaux conducteurs;
- Différenciation cellulaire peu poussée.

La classification des algues se base sur des caractères d'ordre biochimique, cytologique, morphologique ainsi que sur les différences de structure et de mode de reproduction. La distribution spécifique des algues provient du fait qu'elles présentent des différences à plusieurs niveaux : exigences en nutriments, taux d'assimilation des nutriments, taux de croissance, gamme de température optimale de croissance, etc.

Parmi les genres qu'on peut rencontrer dans un CAHR, on peut citer, par ordre de tolérance à la pollution (de la plus tolérante à la moins tolérante) : *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Micractinium* (Palmer, 1969) ; puis d'autres genres tels que *Chlorogonium*, *Oocystis*, *Closteriococcus* et *Radiococcus*, et parfois des cyanobactéries. Étant donné les conditions extrêmes créées au sein d'un CAHR (fluctuations journalières très importantes des concentrations en oxygène dissous et du pH, faible temps de séjour, etc.), seul un nombre limité d'espèces algales sont capables de survivre. Ainsi, si le CAHR est géré correctement, il est possible de maintenir une population stable sans trop de difficultés (Abeliovich, 1986). La croissance algale est fonction de la température, de l'intensité lumineuse et des nutriments. Les nutriments majeurs limitants pour la croissance sont P, N, C, Si.

III.3.2. Autotrophie et hétérotrophie des algues

Les algues, comme les autres végétaux, sont connues pour leur autotrophie, mais le milieu environnant peut favoriser une certaine hétérotrophie des algues. Ainsi, on peut distinguer trois catégories (El Ouarghi, 2002b):

a- Les algues photo-autotrophes : elles utilisent les composés inorganiques comme source des éléments nécessaires à leur croissance, la lumière comme source d'énergie pour

synthétiser leur carbone organique à partir du CO_2 , ce dernier étant utilisé comme source de carbone. C'est le mode de nutrition dominant.

b- Les algues hétérotrophes : elles peuvent utiliser directement des composés organiques déjà synthétisés. Certaines algues sont capables d'adopter un métabolisme hétérotrophe strict et de se développer à l'obscurité en utilisant la matière organique.

c- Les algues mixotrophes : ces algues peuvent adopter l'un ou l'autre mode de nutrition (les algues pouvant perdre leur caractère autotrophe une fois mises dans des conditions extrêmes).

III.3.3. Rôles des algues dans l'épuration

Le rôle des microalgues dans le processus d'épuration des eaux par ce type de système (CAHR) est à la fois direct et indirect. Le rôle direct est la production d'oxygène par photosynthèse qui permet la croissance des bactéries aérobies; c'est aussi celui de l'assimilation des sels nutritifs et de fixation de certaines substances toxiques. Il s'agit de l'association symbiotique des algues et des bactéries à laquelle nous avons déjà fait allusion. La figure 3 illustre ce mécanisme.

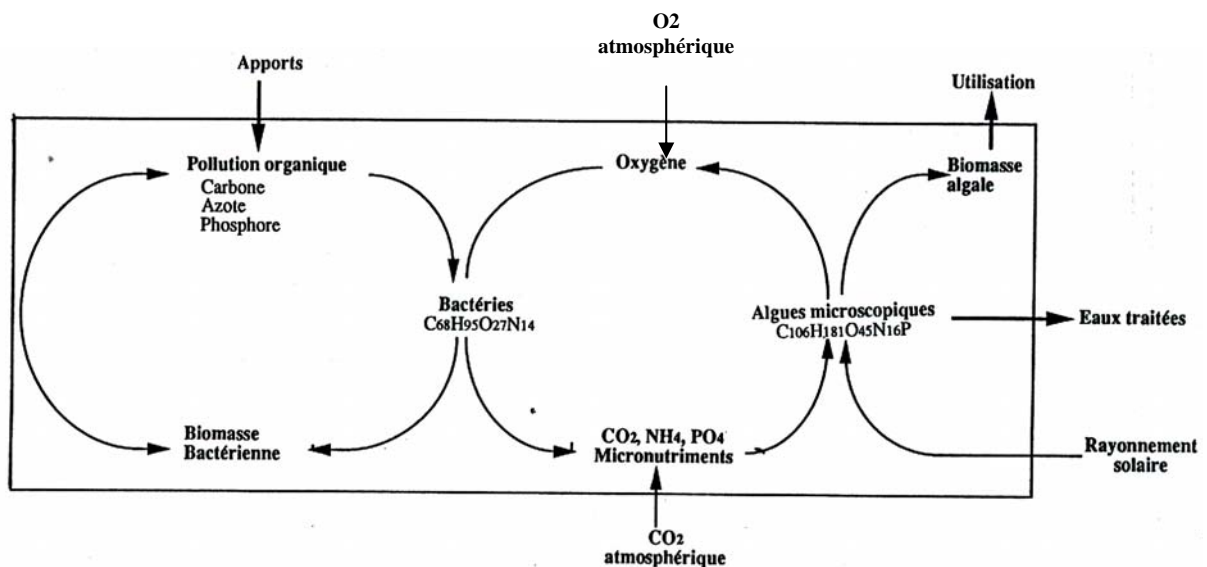


Figure 3. Epuration des eaux usées par le système algo-bactérien selon Oswald (1977)

Le rôle indirect est lié à l'élévation du pH du milieu qui entraîne la précipitation des phosphates et des métaux lourds, la volatilisation de l'ammoniaque ainsi qu'un effet désinfectant non négligeable.

a) Transformation des nutriments : Seules les formes inorganiques dissoutes des nutriments sont disponibles pour la croissance algale. Elles sont extraites de la colonne d'eau durant la photosynthèse.

a-1) Transformation du carbone : le dioxyde de carbone nécessaire à la réalisation de la photosynthèse peut provenir de diverses sources : atmosphère, bicarbonates, respiration des autres organismes vivants. En dessous de certaines teneurs, il peut être limitant pour la croissance algale.

a-2) Transformation des nitrates et phosphates : du fait de l'activité photosynthétique, les concentrations en nitrates et phosphates sont caractérisées par des variations diurnes et saisonnières. Ainsi, aux heures ou pendant les jours où l'activité photosynthétique est la plus intense, on rencontre de moindres teneurs en CO_2 , NO_3^- et PO_4^{3-} .

i) Transformation de l'azote

Pour les végétaux aquatiques, l'azote est disponible sous forme d'ammonium (NH_4^+), de nitrites (NO_2^-) et de nitrates (NO_3^-). Certaines algues sont néanmoins capables de fixer l'azote atmosphérique (Clampiat et Larpent, 1988). En général, les ions ammonium et nitrites font l'objet d'une transformation rapide en nitrates, c'est pourquoi ces derniers sont rarement limitants. L'ammoniaque dissous NH_3 est toxique, mais n'est majoritaire qu'à des pH très alcalins (>11). Des pH et températures élevés associés à une faible teneur en oxygène dissous rendent l'ammoniaque plus toxique. L'activité photosynthétique a donc une influence, qui peut être plus ou moins directe et intense. La salinité peut également influencer la toxicité de NH_3 . En effet, si la salinité augmente, alors le pourcentage d'ammoniaque non ionisé diminue et la force ionique augmente. Ainsi, la toxicité diminue lorsque la dureté augmente (Wedemeyer et Yasutake, 1978).

ii) Transformation du phosphore

Plusieurs processus sont à considérer en ce qui concerne cet élément, à savoir :

- la fixation directe d'ortho-phosphates par les algues;
- la décomposition du phosphore organique particulaire;
- la concentration du phosphore sédimentaire.

b) Assimilation des nutriments : pour une espèce algale, l'assimilation des nutriments est fonction des concentrations intra et extra-cellulaires, tandis que le taux de croissance dépend

essentiellement des concentrations intra cellulaires. Dans les modèles de qualité de l'eau, il existe deux approches pour simuler l'assimilation des nutriments par les algues :

➤ la première est une approche stœchiométrique dans laquelle la composition des algues est considérée comme constante. Sous cette hypothèse, le taux d'assimilation des nutriments est égal au taux de croissance brut des algues. On utilise alors la loi de Michaelis – Menten pour exprimer la cinétique :

$$\mu = \mu_{\max} \left(\frac{S_n}{K_S + S_n} \right) \quad (8)$$

Avec μ : le taux de croissance algale;

S_n : la concentration du nutriment limitant dans l'eau;

K_S : la constante de demi-saturation pour le nutriment, masse / volume.

Pour de faibles teneurs en nutriments, la croissance est quasiment linéaire, puis elle augmente avec les teneurs en nutriments jusqu'à un maximum. A partir de ce point, les nutriments en question ne sont plus limitants, l'augmentation des teneurs extracellulaires n'a donc plus d'incidence sur la croissance. Le nombre de facteurs limitants à considérer dépend des espèces algales présentes dans le milieu considéré.

➤ la deuxième est une approche à stœchiométrie variable dans laquelle la composition des cellules algales varie en fonction du temps et dépend de la concentration des nutriments dans la colonne d'eau, des taux d'assimilation et des taux de croissance. Etant donné leur complexité, les modèles à stœchiométrie variable sont peu utilisés.

c) Effet de désinfection : plusieurs facteurs interviennent en faveur de l'effet désinfectant constaté des systèmes lagunaires :

- l'intensité lumineuse: le taux d'inactivation des germes pathogènes serait lié à la composition des spectres lumineux (Davis-Colley *et al.*, 2000);
- les importantes variations journalières du pH, liées à la photosynthèse : l'abatement des germes augmente avec le pH. Une accélération de la mortalité est observée pour des valeurs de pH supérieures à 9,6 (Mezrioui et Baleux, 1992);
- l'amplitude des cycles d'oxygène, agissant notamment sur la mortalité des salmonelles (Dixo *et al.*, 1985).

L'abattement des germes est encore amélioré par une hausse de température et une faible teneur en substrat organique (Oswald, 1988b). De plus, certaines substances antibiotiques vis-à-vis des bactéries peuvent être présentes dans le milieu. Tous ces facteurs agissent et interagissent entre eux. Le plus haut taux d'élimination des germes pathogènes correspond au moment de la journée où l'activité photosynthétique est maximale, car c'est à ce moment que tous les paramètres sont à leur maximum. L'effet désinfectant peut être amélioré en maintenant une faible profondeur d'eau, afin d'optimiser l'exposition au soleil, ou encore en augmentant le temps de séjour (Davis-Colley *et al.*, 2000). Sous le climat de la ville de Rabat, l'épuration par CAHR a permis une réduction du nombre de germe-tests de contamination fécale de plus de 90 % (El Hamouri *et al.*, 1987).

d) Autres rôles indirects :

- l'élévation du pH liée à la photosynthèse entraîne la précipitation des phosphates ainsi que la volatilisation de l'ammoniaque
- les algues ont une capacité de chélation de certains métaux lourds,
- elles ont un pouvoir de métabolisation de certains pesticides,
- certaines algues couramment présentes en lagunage bioaccumulent des éléments radioactifs.

III.4. Principaux facteurs contrôlant le fonctionnement du chenal algal

Les conditions optimales à mettre en œuvre pour un CAHR dépendent largement des conditions climatiques locales. Les deux principaux facteurs affectant les performances d'un CAHR sont l'intensité lumineuse et la température.

III.4.1. La lumière

Intervenant directement dans les mécanismes photosynthétiques, la lumière représente un facteur primordial pour le développement et la multiplication des algues planctoniques.

La lumière agit par sa longueur d'onde, son intensité et la durée de son éclairage. En conditions optimales, le taux de conversion du flux solaire en énergie biochimique peut dépasser les 6 % chez certaines algues microscopiques (Ramade, 1994)

a) Intensité lumineuse et profondeur : a une profondeur donnée, elle peut être exprimée par la loi de Beer-Lambert :

$$\frac{I}{I_0} = e^{-\varepsilon C_c d} \quad (9)$$

Avec : I : l'intensité de la lumière à une profondeur de pénétration d (cm) dans un bassin en kcal.m⁻².j⁻¹ (1kcal.m⁻².j⁻¹ = 4,84 * 10⁻²W.m⁻²) ;

I₀ : l'intensité lumineuse à la surface en kcal.m⁻².j⁻¹ ;

C_c : la concentration d'algues en mg.l⁻¹ ;

ε : le coefficient d'absorption en l.mg⁻¹.cm⁻¹ ;

e : la base du logarithme.

La zone euphotique s'étend jusqu'à l'endroit où I / I₀ = 1 % (Standard Methods, 1985). A ce niveau, l'intensité lumineuse n'est plus qu'à 1 % de sa valeur en surface. On parle de « profondeur de compensation » car la respiration compense la photosynthèse à cette profondeur, donc la production nette s'annule (Frontier et Pichod-Viale, 1993). Les individus les plus proches de la source lumineuse interceptent la lumière et font donc de l'ombre à ceux qui sont installés en-dessous d'eux : c'est ce que l'on appelle le phénomène d'auto-ombrage.

b) Effets de la lumière sur la photosynthèse : de très nombreuses études ont été consacrées aux effets de la lumière sur la photosynthèse. Le modèle suivant est généralement admis pour les décrire :

$$P_{20} = P_{\max 20} \left(\frac{I}{I_{opt}} \right) e^{1 - \left(\frac{I}{I_{opt}} \right)} \quad (10)$$

Avec : P₂₀ : la production d'oxygène photosynthétique à 20°C (mgO₂/mgMES.h) ;

P_{max20} : la production maximale en oxygène à 20°C (mgO₂/mgMES.h) ;

I : l'intensité lumineuse (W.m⁻²) ;

I_{opt} : l'intensité lumineuse optimale ou à saturation (W.m⁻²).

Comme les autres végétaux, le phytoplancton requiert un éclairage minimal pour accomplir la photosynthèse. A partir de ce minimum, la photosynthèse croit avec l'éclairage jusqu'à un optimum. L'optimum se maintient jusqu'à une valeur de l'éclairage à partir de laquelle la photosynthèse diminue; avant d'être inhibée pour des intensités d'éclairage trop élevées (Bouarab et al., 2002). L'effet nuisible des forts éclairages sur la photosynthèse est encore mal connu. Néanmoins, dans le cas du CAHR, du fait de la turbulence, les algues ne sont

généralement que très temporairement soumises à de forts éclaircissements. L'effet de la photo-inhibition est donc théoriquement amoindri ou supprimé. Certaines algues (comme *Euglena*) sont capables de s'enkyster pour se protéger contre les éclaircissements trop forts (Roques, 1990).

c) Effet de la nébulosité : Par ciel nuageux et pluie continue, lorsque la luminosité est réduite à 10 % de sa valeur par temps clair et ensoleillé, le rendement de la photosynthèse atteindrait encore 50 % de sa valeur optimale (Dussart, 1966).

III.4.2. La température

Comme pour la lumière, l'optimum thermique varie énormément selon les espèces, il existe une température minimale en-dessous de laquelle certaines espèces ne peuvent être présentes, une température optimale qui favorise leur développement et au delà de laquelle celui-ci diminue, il existe enfin une température maximale au-dessus de laquelle l'organisme ne peut subsister. La température est également parmi les facteurs les plus importants qui permettent à une espèce donnée d'apparaître, d'atteindre un développement maximal et enfin de disparaître à des époques de l'année bien déterminées. La contribution de la température au phénomène de photo-inhibition est également mal connue. Son effet serait synergique à celui de la lumière (Bouarab *et al.*, 2002). La température influence les taux de transformation de tous les nutriments. On travaille souvent à une température de référence de 20 °C, selon la formule suivante :

$$K_T = K_{20} \delta^{(T-20)} \quad (11)$$

Avec K_T : le coefficient à la température T (1/temps) ;

T : la température en °C ;

δ : le coefficient d'ajustement de température.

A l'échelle de l'individu, la température peut agir différemment sur les cellules. A titre d'exemple, une étude sur l'algue *Scenedesmus obliquus* a révélé que l'algue cultivée sous différentes températures se présente sous diverses formes : globuleuse à 27 °C, allongée à 20°C, très allongées et avec de longues pointes à 15°C (Frontier et Pichod-Viale, 1993). De nombreux facteurs influencent la température de l'eau, tels que : la température de l'air, la durée de l'éclaircissement, l'énergie de radiation, l'évaporation (Namèche et Vassel, 1999).

IV. Proposition d'une base de données sur les installations d'épuration par chenal algal à travers le monde

Une base de données (son abréviation est BD, en anglais DB, *database*) est une entité dans laquelle il est possible de stocker des données de façon structurée et avec le moins de redondance possible. Ces données doivent pouvoir être utilisées par des programmes, par des utilisateurs différents. Ainsi, la notion de base de données est généralement couplée à celle de réseau, afin de pouvoir mettre en commun ces informations, d'où le nom de base. On parle généralement de système d'information pour désigner toute la structure regroupant les moyens mis en place pour pouvoir partager des données.

Une base de données permet de mettre des données à la disposition d'utilisateurs pour une consultation, une saisie ou bien une mise à jour, tout en s'assurant des droits accordés à ces derniers. Cela est d'autant plus utile que les données informatiques sont de plus en plus nombreuses. Une base de données peut être locale, c'est-à-dire utilisable sur une machine par un utilisateur, ou bien répartie, c'est-à-dire que les informations sont stockées sur des machines distantes et accessibles par réseau. L'avantage majeur de l'utilisation de bases de données est la possibilité de pouvoir être accédées par plusieurs utilisateurs simultanément.

Afin de pouvoir contrôler les données ainsi que les utilisateurs, le besoin d'un système de gestion s'est vite fait ressentir. La gestion de la base de données se fait grâce à un système appelé SGBD (système de gestion de bases de données) ou en anglais DBMS (Database management system). Le SGBD est un ensemble de services (applications logicielles) permettant de gérer les bases de données.

Dans cette partie de notre travail l'accent a été mis sur l'élaboration d'une base de données afin de répertorier nos informations et données sur les installations d'épuration des eaux usées par chenal algal à haut rendement (CAHR) à travers le monde (Maroc, Tunisie, Australie, Ecosse, Israël, France, Nouvelle Zéelande, Brésil, Espagne, Californie-USA, etc..) et de procéder par la suite à la comparaison de leurs caractéristiques et performances. Les informations se trouvant dans la BD sont d'origines diverses à savoir des données de la littérature dont plusieurs publications, thèses et rapports ont été encodées. La réalisation de la base de données va nous permettre d'avoir à notre disposition des données sur des stations d'épuration par CAHR, qui nous serviront par la suite comme outils à l'élaboration de modèles sans avoir à se rendre sur le terrain.

IV.1. Présentation et structure de la base de données

Le but de la base de données est de créer une structure générale de stockage et faciliter l'échange de données sur différents types de bassins. La figure suivante (Fig. 4) illustre le schéma général de la présentation de la BD. Cette base de données avait été décrite auparavant (Effebi, 2004) et ici on l'a complété pour les installations du type chenal algal à haut rendement (CAHR). Les principales rubriques ou composantes de cette BD sont: stations, bassins, photos, rapports, articles, thèses, hydrodynamique, capacité nominal, données physico-chimiques et biologiques, personne de contact. Pour chaque rubrique, le nombre de champs est indiqué. Plusieurs types de bassins types CAHR ont été pris en compte dans cette BD.

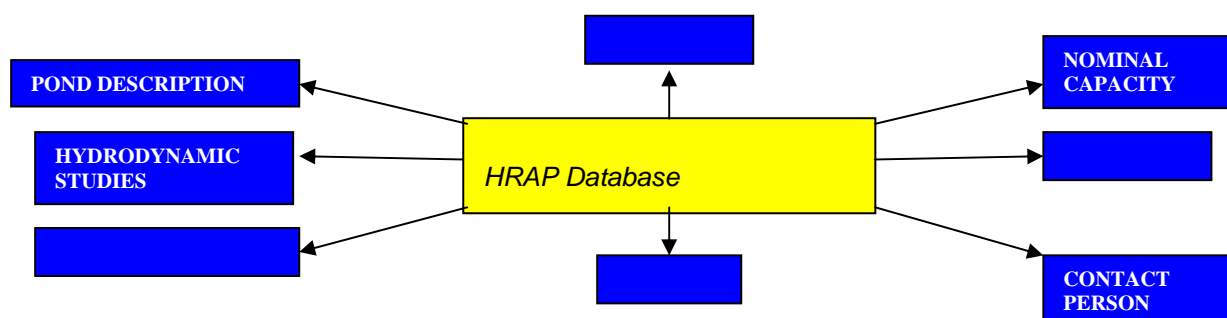


Figure 4. Présentation générale de la base de données

La base de données CAHR a été réalisée tout en utilisant le logiciel ACCESS. Une fois que la station est identifiée et encodée, il est possible de compléter la rubrique avec des informations supplémentaires. Cette BD compte 14 stations d'épuration de type CAHR qu'on a pu recenser à travers le monde.

HRAP DATABASE

Plant number	<input type="text" value="1"/>	Historic	<div style="border: 1px solid black; height: 100px;"></div>
Plant name	<input type="text" value="Ouarzazate - MAROC"/>		
Country	<input type="text" value="Maroc"/>		
Longitude	<input type="text" value="6°54' W"/>		
Latitude	<input type="text" value="30°56' N"/>		
Altitude	<input type="text" value="1136"/>	Transformations	<div style="border: 1px solid black; height: 100px;"></div>
Construction year	<input type="text" value="0"/>		
Number of ponds	<input type="text" value="15"/>		
Available plans	<input checked="" type="checkbox"/>		
File type of plans/drawings	<input type="text"/>		
File name	<input type="text"/>		
Further treatment 2	<input type="text" value="Bassin Anaer"/>	Available pictures	<input checked="" type="checkbox"/>
Relegated	<input type="text"/>	Nominal load	<input checked="" type="checkbox"/>
Present manager	<input type="text"/>	Watertightness measurement	<input checked="" type="checkbox"/>
Datas source	<input type="text" value="Thèse RAMI 2001"/>	Hydraulic studies	<input checked="" type="checkbox"/>
Effluent standard	<input type="text" value="Domestic"/>	Available datas	<input type="checkbox"/>
Receptor environment type	<input type="text" value="Irrigation"/>	Available papers	<input checked="" type="checkbox"/>
Further treatment 1	<input type="text"/>	Available reports	<input checked="" type="checkbox"/>
		Contact person	<input checked="" type="checkbox"/>
		Basins informations	<input checked="" type="checkbox"/>

Pictures

Nominal load

Papers

Reports

Hydraulic studies

Analysis

Contact persons

Basins

Figure 5. Image de la base de données

IV.2. Résultats de comparaison entre les différentes installations chenal algal dans le monde

Malgré la forte productivité algale du système, le CAHR permet un abattement de 55 à 77 % sur les paramètres organiques telle que la DCO et DBO (Picot *et al.*, 1991; Nurdogan et Oswald, 1995). La qualité de l'épuration dépend néanmoins de la charge organique de l'effluent brut. Les fortes charges organiques (supérieures à 350 kg DBO/ha.j) associées à des temps de séjour élevés améliorent le rendement épuratoire (Cromar et Fallowfield, 1997). On observe également de bons rendements épuratoires pour des nutriments, avec des rendements supérieurs à 80 % pour l'azote et le phosphore inorganique dissous (Craggs *et al.*, 2002).

Cependant, de nombreux facteurs peuvent intervenir sur l'efficacité du traitement, le plus important étant l'effet saisonnier. En effet, pendant les périodes hivernales (activité photosynthétique réduite), l'abattement peut être fortement diminué (Azov et Shelef, 1982). L'efficacité peut varier largement selon les conditions expérimentales choisies : temps de séjour, profondeur, rapport surface/volume, localisation etc. Les tableaux 2 et 3 présentent une comparaison entre les caractéristiques relatives à des études sur des installations type CAHR dans le monde.

Tableau 2. Comparaison des paramètres physiques des installations CAHR.

Localisation d'étude	Surface (m²)	Volume (m³)	Vitesse des fluides (cm.s⁻¹)	Profondeur (m)	Temps de séjours (j)	Auteurs
Essada- Marrakech (Air Lift)	544	288	7,69-13,48	0,55	6,6	(Zouhir <i>et al.</i> , 2006)
Essada- Marakech (Roue à Aube)	510	255	5.19-12.6	0.55	6.6	(Zouhir <i>et al.</i> , 2006)
Sidi bou Ali –Tunisie	0,6	0,09		0,16	10	(Allaya <i>et al.</i> , 2002)
Rabat-Maroc	976	390		0,35 - 0,5	4	(El Hammouri <i>et al.</i> , 1994)
Auchincruive – Ecosse	13,1	3,1		0,24	5	(Cromar <i>et al.</i> , 1996)
Israël	13,2		21	0,12 - 0,34		(Azov et Shelef , 1982)
Adelaïde –Australie	8,6	5,2		0,6		(Kroon <i>et al.</i> , 1989)
	8,8	5,3		0,6		
	8,7	2,6		0,3		
	8,4	2,5		0,3		
Mèze – France	48		15 - 20	0,35	8	(Picot <i>et al.</i> , 1991)
	100		15 - 20	0,3 – 0,6	4 - 8	
Californie – USA	2185		5 - 30	0,6		(Nurdogan et Oswald 1995)
Pilote- Marakech	2.4	0.290	7.51-13.72	0.12	4-10	(Vasel <i>et al.</i> , 2004)
Attaouia- Marakech	6400	3200		0.5		(El Hamouri <i>et al.</i> , 1995)
Méze – France	48	16,8	15	0,35	8	(Canovas <i>et al.</i> , 1996)
Ngatea – Nouvelle Zélande.	128	37,5	15	0,3		(Craggs <i>et al.</i> , 2002)
Barcelone-Espagne.	1,54		9	0,3		(Garcia <i>et al.</i> , 2002)
Santa Catarina- Brésil		4,4	13	0,35		(Costa <i>et al.</i> , 2000)
Ouarzazate – Maroc	3023		15	0,40	4,2	(El Hamourri <i>et al.</i> , 1995)

Tableau 3. Comparaison entre les paramètres hydrodynamiques de différentes installations CAHR à travers le monde

Station	Surface (m ²)	Profondeur (m)	Uc (cm.s ⁻¹)	Tc (min)	Pe	Ez (m ² /s)	n
Saada (Marrakech)	510-544	0,55	7,69 – 13,47	30 – 52	74 - 199	0,09 – 0,44	37 - 100
Pilote Unité Assainissement & Environnement (Ulg-Belgique)	2,4	0,12	7,51 – 13,72	4,46 – 2,43	255- 280	0,005 – 0,009	128 - 141
Ouarzazate	3023	0,4	5,14	251	100	0,4	50
Rabat	976	0,35 – 0,5	7,92	78	192	0,66	96

Avec :

Tc : temps de circulation

Uc : vitesse de circulation

Pe : nombre de Peclet

Ez : coefficient de diffusion axiale

n : nombre de réacteurs en série

V. Conclusion

Dans cette partie de mon travail, l'accent a été mis sur une présentation du chenal algal à haut rendement (description, mode de fonctionnement etc.). Par la suite on a abordé la définition ainsi que la description de notre base de données qu'on a élaborée sur les installations CAHR à travers le monde. Dans cette base de données, on a essayé de récolter le maximum d'informations portant sur les paramètres, physiques, physico-chimiques etc.

Les résultats expérimentaux peuvent en outre être employés pour calibrer des modèles. Les auteurs peuvent accéder à cette base de données par l'intermédiaire d'une interface informatique en vue de rassembler et d'échanger des fichiers de données. Dans nos perspectives pour ce travail nous envisagerons d'étudier la distribution statistique des paramètres principaux pour chacun des types de stations CAHR étudiées. Cette base de données permet aussi de mettre des informations à la disposition d'utilisateurs pour qu'ils puissent les consulter, les modifier et les mettre à jour.

Références bibliographiques

- **Abeliovich A., 1986.** Algae in wastewater oxidation ponds. In Handbooks of Microalgal Mass Culture, A. Richnond (ed), CRC Press, Florida, pp 331-338.
- **Allaya H., EL Bour M., Ben Ouada H., El Abed A., 2003.** Etude comparative des interactions entre bactéries et microalgues au cours de l'épuration des eaux usées par lagunage naturel et Chenal Algal à Haut Rendement. Séminaire International. Réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration: optimisation, valorisation et durabilité. Tunis, 24 et 25 Septembre 2003.
- **Angeli N., 1979.** Relation entre le plancton et la qualité de l'eau: incidence des polluants sur le profil biologique de quelques canaux et étude comparative des interactions plancton-épuration en bassins expérimentaux de lagunage. Thèse de doctorat, Université de Lille, 277 p.
- **Azov Y., Shelef G., 1982.** Operation of high-rate oxidation ponds: theory and experiments. Water Research, 16(7), pp 1153-1160.
- **Berthet B., 1979.** Facteurs influant sur l'oxygénation des bassins de lagunage de station d'épuration, avantages et inconvénients d'aérateurs. TSM-l'EAU, Août-Septembre, pp 463-469.
- **Bontoux J., Picot B., 1994.** Possibilités et limites des bassins lagunaires dans l'épuration des eaux usées. Water Pollution Research Journal of Canada, 29(4), pp 545-556.
- **Bouarab L., Loudiki M., Dauta A., 2002.** Croissance en autotrophie et en mixotrophie de la *microalgue Micractinium pusillum Fres* isolée d'un lagunage naturel : influence de la lumière et de la température. Revue des Sciences de l'Eau, 15(1), pp 73-86.
- **Bourelly P., 1966.** Les Algues d'eau douce, algues vertes. Ed. N. Boubée & Cie. 511 p.
- **Cadwell D.H., 1946.** Sewage oxidation ponds: performance, operation and design. Sewage Works J., 18, pp 433-458.
- **Canovas, S., Picot B., Casellas C., Zulkifli H., Dubois A., Bontoux J., 1996.** Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in high-rate algal pond. Water Science & Technology, 33, pp 199-206.

- **Clampiat D., Larpent J.P., 1988.** Biologie des eaux : Méthodes et techniques. Masson, pp 34-244.
- **Costa R.H., Medri W., Perdomo C.C., 2000.** High-rate pond for treatment of piggerywastes. *Water Science & Technology*, 42(10), pp 357–362.
- **Craggs, R.J., Davies-Colley R.J., Tanner C.C., Sukias J.P., 2002.** Advanced Pond System: performance with high rate ponds of different depths and areas, 5th international IWA specialist group conference on Waste Stabilisation Ponds. *Ponds Technology for the new millenium*. Auckland New Zealand, pp 25-33.
- **Cromar N.J., Fallowfield H.J., 1997.** Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. *Journal of Applied Phycology*, 9, pp 301-309.
- **Cromar N.J., Fallowfield H.J., Martin N.J., 1996.** Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture. *Water Science & Technology*, 34, pp 133-140.
- **Davis-Colley R.J., Donnison A.M., Speed D.J., 2000.** Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. 4th International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds: Technology and Environment. IWAQ, Marrakech, 20th–23th April 99. *Water Science & Technology*, 42(10), pp 149-158.
- **Dixo N.G.H., Gambrill M.P., Gatumba P.F.C., Haandel A.C., 1985.** Removal of pathogenic organisms from the effluent of an upflow anaerobic digester using waste stabilization ponds. International conference on waste stabilization ponds. *Water Science & Technology*, 31(12), pp 275-284.
- **Drakidès C., 1987.** Le lagunage naturel, mécanismes et performances. In : wastewater treatment in waste stabilization ponds and aerated lagoons. Vander Borgh P. and Vassel J-L. Proceedings of interuniversity seminar, Arlon 16-19 november. Editions CEBEDOC, Belgium.
- **Drakidès C., 1983.** Lagunages à charges estivales, épuration des eaux continentales. Agence de bassin Rhône-méditerranée-corse.
- **Dussart B., 1966.** Limnologie, l'étude des eaux continentales. Paris, Gautier Villars, 678 p., rééd. 1992, boubée, 681 p.
- **Effebi K.R., Jupsin H., Vassel J.L., 2004.** Proposal of a data base for waste stabilization ponds as a tool for modelization. 6th International IWA specialist group conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France.

- **El Hamouri B., Bouchabchoub A., Rhallabi N., Maraghich M. Etallibi M., 1987.** Traitement des eaux usées domestiques dans un chenal algal à haut rendement. Actes Institut Agronomique et Vétérinaire., 7.
- **El Hamouri B., Khallayoune K., Bouzoubaa K., Rhallabi N., Chalabi M., 1994.** High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. *Water Research*, 28, pp 171-174.
- **El Hamouri, B., Jellal J.E., Outabiht H., Nebri K., Khallayoune K., Benkerroum A., Hajli A., Firadi R., 1995.** The performance of a high-rate algal pond in the moroccan climate. *Water Science & Technology*, 31, pp 67-74.
- **El Ouarghi H., 2002.** Interaction phytoplancton qualité physico-chimique des eaux dans les lagunes naturelles et lagunes à haut rendement algal. Thèse de Doctorat, Fondation Universitaire Luxembourgeoise (FUL), Arlon, Belgique, 199 p.
- **El Ouarghi H., Boumansour B.E., Dufayt O., El Hamouri B. Vasel J. L., 2000.** Hydrodynamics and oxygen balance in high rate algal pond. 4th International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds: Technology and Environment. IAWQ, Marrakech, 20th - 23th April 99. *Water Science & Technology*, 42(10), pp 349-356.
- **El Ouarghi H., Praet E., Jupsin H., Vasel J.L., 2002b.** Comparison of oxygen carbon dioxide balances in high rate algal pond; 5th international IWA specialist group conference on Waste Stabilisation Ponds. Ponds technology for the new millenium. Auckland New Zealand, pp 825-830.
- **Elis K.V., 1982.** Stabilization ponds: design and operation. *CRC Critical Review in Environmental Control*, 13(2), pp 69-102.
- **Frontier S., Pichod-Viale D., 1993.** Ecosystèmes: structure-fonctionnement-évolution. 2^{ème} éd, Masson, pp 24-133.
- **García, J. Hernández-Mariné M., Mujeriego R., 2002.** Analysis of key variables controlling phosphorus removal in high rate oxidation ponds provided with clarifiers. *Water Science & Technology*, 28(1), pp 55-62.
- **Green B F., Oswald W.J., 1993.** Engineering strategies to enhance microalgal use in wastewater treatment. 2nd IAWQ International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds and the reuse of pond effluents, California, pp 20-29.

- **Jellal J.E., 1995.** Contribution à l'optimisation des performances d'un chenal algal à haut rendement dans l'élimination de la matière organique. Thèse de doctorat, Fès (Maroc), 147 p.
- **Kroon, B.M.A., Ketelaars H.A.M., Fallowfield H.J., Mur L.R., 1989.** Modelling microalgal productivity in high rate algal pond based on wavelenght dependent optical properties. *Journal of Applied Phycology*, 1, pp 247-256.
- **Metcalf A., Eddy E., 1979.** Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. Second edition revised by Tchobanoglous, Mc Graw-Hill Publishing, 885 p.
- **Mezrioui N., Baleux B., 1992.** Effets de la température, du pH et du rayonnement solaire sur la survie de différentes bactéries d'un intérêt sanitaire dans une eau usée épurée par lagunage. *Revue des Sciences de l'Eau*, 5, pp 573-591.
- **Moersidik S.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, Montpellier I, 204 p.
- **Namèche T., Vasel J.L., 1999.** Bilan thermique des lagunes aérées sous climat tempéré. *Revue des Sciences de l'Eau*, 12(1), pp 65-91.
- **Nurdogan Y., Oswald W.J., 1995.** Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Water Science & Technology*, 31, pp 33-43.
- **Oswald W.J., 1977.** A syllabus on waste pond fundamentals. BEHS 259. Biomedical and Environmental Health Sciences School of Public Health. Uni. of Berkely, 112p.
- **Oswald W.J., 1988.** Large-scale algal culture systems (engineering aspects). In *Microalgal Biotechnology*, Borowitzka M.A. et Borowitzka L.J. (Eds.). Cambridge Univ. Press, UK, pp 357-394.
- **Oswald W.J., Golueke C., 1960.** Biological Transformation of Solar Energy. *Advances in Applied Microbiology*, 2, pp 223-262.
- **Oswald W.J. Gotaas H.B., 1957.** Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.*, 122, pp 73-105.
- **Oswald W.J., 1963.** High-rate pond in waste disposal. *Development in industrial biotechnology*, 4, pp 112-119.
- **Oswald W.J., 1988b.** Microalgae and wastewater treatment. Chapter 12, In: *Microalgal Biotechnology*, Borowitzka, M.A. et Borowitzka L.J. (eds). Cambridge Univ. Press, UK, pp 305-328.

- **Palmer C.M., 1969.** A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology*, 5, pp 78-82.
- **Persooone G., Morales J., Velet H., De Pauw N., 1980.** Air Lift Pumps and the effect of mixing on algal growth. *Algae Biomass*, Shelef & Soeder (eds). Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, pp 502-522.
- **Picot B., El Halouani H., Casellas C., Moersidik S., Bontoux J., 1991.** Nutrient removal by high-rate pond system in a Mediterranean climate (France). *Water Science & Technology*, 23, Kyoto, pp 1535-1541.
- **Ramade F., 1994.** *Elément d'écologie: Ecologie fondamentale*. 2^{ème} ed, Masson, pp 158-355.
- **Roques H., 1990.** *Fondements théoriques de traitement chimique des eaux*. Technique et documentation, Paris, I, 518 p.
- **Shelef G., Azov Y., 1987.** High-rate oxidation ponds: the Israeli experience. *Water Science & Technology*, 19, pp 249-255.
- **Standard Methods for examination of water and wastewater, 1985.** 16th edit. APHA. AWWA. WPCF, 1076 p.
- **Vasel, J.L., Jupsin H., Picot B., 2004.** Progress in modelization of HRAP, 6th International IWA Conference on Waste Stabilisation Ponds, Avignon (France), pp 433-439.
- **Zouhir F., Jupsin H., Mandi L., Vasel J.L., 2006.** Comparison of two agitation systems in High Rate Algal Ponds. 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds Advances in Pond Technology and Management, 25-27 September 2006.
- **Wedemeyer G.A., Yasutake W.T., 1978.** Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile steelhead trout (*salmo gairdneri*). *J.Fish Cult*, 36, pp 86-89.

CHAPITRE II. ETUDE HYDRODYNAMIQUE

I- INTRODUCTION

L'hydrodynamique est un élément important dans la modélisation. En effet, la caractérisation du mode d'écoulement d'un réacteur est indispensable car celui-ci a une incidence sur la cinétique des réactions ainsi que sur les processus pouvant avoir lieu au sein du réacteur, à savoir la décantation, l'aération (Edeline, 1998).

L'étude hydrodynamique des flux représente une étape importante dans la compréhension des phénomènes de transfert de matière et dans l'optimisation d'un procédé.

Les premiers essais (El Ouarghi et al., 2000) menés sur des installations réelles (Rabat et Ouarzazate -Maroc) ont montré que l'hydrodynamique du Chenal algal à haut rendement peut être définie par un écoulement de type piston dispersif avec un débit de recirculation élevé. Dans le modèle mathématique décrivant le CAHR expérimental, cet écoulement est modélisé comme une série des cuves parfaitement mélangées avec recirculation (Fig. 1).

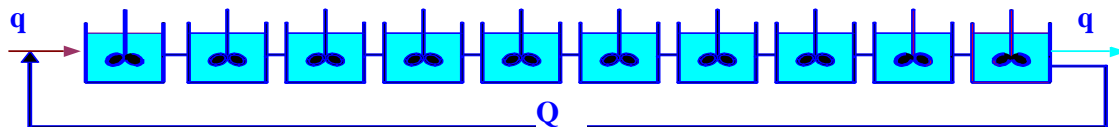


Figure 1. Présentation schématique du modèle CAHR (Jupsin et al., 2002)

Comme on l'a déjà vu dans la partie bibliographique de notre travail, le chenal algal à haut rendement est une technique d'épuration des eaux usées, basé sur une vie symbiotique de plusieurs espèces qui sont maintenues en mouvement dans le système grâce à une agitation mécanique continue. Généralement on peut rencontrer comme systèmes d'agitation ; la roue à aubes (plus fréquente), et l'air lift ou encore les jets d'eau. Ces différents systèmes sont dimensionnés et réglés en fonction de la grandeur du chenal, de façon à ce que la vitesse de circulation respecte la norme qu'on trouve dans ce type de lagunage (5 à 15 cm/s). Rares sont les études qui ont porté sur la comparaison de ces systèmes. Richmond et becker (1986) ont montré que le système airlift semblait être plus efficace que la roue à aube du point de vue consommation énergétique.

Le présent travail vise l'étude l'hydrodynamique de deux installations type CAHR, pour confirmer les premières observations enregistrées sur d'autres réacteurs type CAHR et de caractériser plus précisément l'écoulement (paramètres hydrodynamiques) dans ces deux installations étudiées, dont on aura besoin pour caler certains paramètres du modèle CAHR, notamment pour fixer le nombre de cuves parfaitement mélangés équivalent.

I-1 Objectif du chapitre

L'objectif de notre étude hydrodynamique est de :

- Caractériser l'écoulement d'un chenal algal pilote et étudier l'influence du débit d'air injecté dans l'air lift sur les différents paramètres hydrodynamiques,
- caractériser aussi l'écoulement d'un chenal algal en grandeur réelle,
- comparer deux systèmes d'agitation conventionnels pour les stations type CAHR, du point de vue de leur influence sur les paramètres hydrodynamiques et sur la consommation énergétique,
- d'établir des corrélations entre les paramètres hydrodynamiques de ces différentes installations, et étudier l'influence de paramètres géométriques.

I-2 -Définitions de quelques paramètres hydrodynamiques

Tout d'abord, il serait intéressant de définir les paramètres caractéristiques de l'hydrodynamique :

a) Temps de circulation T_c

Il est défini comme étant le temps mis par un élément de volume pour parcourir une boucle dans le chenal. Ce temps de circulation correspond à l'intervalle de temps entre deux pics successifs de la courbe de réponse d'un essai de traçage.

b) Temps de mélange T_m

Il est défini comme le temps nécessaire pour atteindre un degré d'homogénéité (généralement 90, 95 ou 99 %)

c) Vitesse de circulation U_c

La circulation dans un système comme le CAHR est très importante, car elle assure une bonne homogénéisation du milieu, en plus du maintien des algues en suspension et de l'amélioration de l'efficacité lumineuse (Moersidik, 1992). La vitesse de circulation entraîne une amélioration dans l'efficacité du transfert de matière et dans les rendements réactionnels.

d) Le nombre de Peclet Pe

Nombre de Péclet (Pe), nombre sans dimension, qui fixe le ratio entre le processus d'advection et le processus de dispersion dans le transport du traceur.

e) Coefficient de dispersion axiale E_{zl}

Le coefficient de dispersion axiale est un paramètre caractéristique de l'écoulement type piston dispersif. Ce coefficient englobe le mélange dû à la diffusion proprement dite et celui dû au transport par turbulence.

II- MATERIELS ET METHODES

Cette partie sera consacrée à la description des installations étudiées, et du matériel mis en œuvre pour réaliser nos expériences. Dans notre travail, nous allons étudier l'hydrodynamique de deux installations de chenal algal à haut rendement : un pilote pour lequel l'étude visera l'influence du débit d'air appliqué à l'air lift sur les différents paramètres hydrodynamiques décrits auparavant, et une installation de taille réelle, dont l'objectif est de comparer deux systèmes d'agitation mécanique souvent utilisés dans ce type d'installations.

II-1 Installation pilote

a) description du pilote de laboratoire

Un chenal algal pilote (Photo.1) en Plexiglas a été construit au laboratoire ULg (unité Assainissement et Environnement – Campus d'Arlon). Il présente les caractéristiques résumées dans le tableau ci-dessous. Pour rappel un pilote similaire avait également été construit à Marrakech.

Tableau 1. Caractéristiques du chenal algal pilote

Caractéristiques	Dimensions
Longueur (cm)	242
Largeur (cm)	102
Largeur du chenal (cm)	12
Longueur des chenaux linéaires (m)	19,42
Surface totale des chenaux (m ²)	□□
Nombre des chenaux	8
Hauteur intérieure des chenaux (cm)	15
Volume (l)	290

La circulation et l'homogénéisation de l'eau sont assurées par un système d'air lift.

Air lifts : réacteurs dits « pneumatiques » car l'énergie nécessaire au transport et à l'agitation des phases n'est pas fournie par un système extérieur (agitateur ou pompe), mais simplement par l'air injecté. La fluidisation des solides est assurée par la circulation du liquide, elle même engendrée par une différence de poids volumique entre les deux compartiments du réacteur. Le gaz injecté a un double rôle : il est à la fois le moteur dynamique et réactionnel (transfert G/L) du procédé.

Pour notre étude l'air lift est constitué d'une cuve dont le volume est de 14,4L et la surface est de 288 cm². Comme le montre la photo 2, la cuve est séparée en deux parties, l'injection de l'air se faisant sur une seule partie (surface de 144 cm²). Deux diffuseurs de type pierre poreuse situés à une profondeur de 48 cm produisent des bulles qui mettent l'eau en mouvement.



Photo1. Chenal algal en plexiglas installé à Marrakech.



Photo 2. Système airlift

Afin d'étudier l'influence du débit d'air injecté dans l'air lift sur l'hydrodynamique du pilote, nous avons procédé à une variation du débit et nous avons également étudié le comportement des paramètres hydrodynamiques du pilote.

Grâce à un Rotamètre de type Sho-Rate 1355 (Photo 3), nous avons pu faire varier le débit d'air.



Photo 3. Rotamètre et vanne trois voies

Le rotamètre est constitué d'un tube en borosilicate gradué de 0 à 150 mm, à l'intérieur duquel est placé un flotteur en acier inox, maintenu en équilibre par son poids et la vitesse de passage du gaz.

Ce rotamètre doit être placé verticalement. La hauteur du flotteur est proportionnelle au débit de gaz, et puisque cette mesure est affectée par la masse volumique du gaz, elle sera affectée par les variations de température et de pression des gaz. Ainsi pour chaque essai, on doit noter la hauteur du flotteur, la température et la pression du gaz, puis une équation propre à chaque gaz nous permet de calculer le débit d'air appliqué en Nm^3/h . Du fait que l'aération se fasse sur une seule partie de l'air lift (144 cm^2), le débit d'air sera ramené à l'unité de surface ($\text{Nm}^3/\text{h.m}^2$), ramenée à la partie aérée de l'air lift. L'air est prélevé sur la conduite de distribution d'air disponible au laboratoire de l'ULg, en utilisant une vanne à trois voies qui permet de passer facilement d'un gaz à l'autre, par exemple de l'air à l'azote.

b) description de l'essai de traçage (en batch)

La méthode consiste à injecter, une fois que le régime hydraulique est établi pour un débit d'air donné, instantanément 80 g de sel (NaCl) dans le bassin à un endroit et un instant donné (le sel était initialement dissous dans un petit volume d'eau prélevé du pilote). On choisit la quantité de sel de manière à ce que la conductivité pour le premier pic soit aux alentours de 8 mS/cm , pour rester dans la gamme quasi linéaire du conductivimètre. On relève ensuite à l'aide d'une mesure en continu la conductivité avec une sonde de type YSI 6920 munie d'un acquiiseur de données intégré et placée à une distance telle qu'un bon brassage vertical soit réalisé. La fréquence d'acquisition du signal a été réglée sur une seconde. La sonde de conductivité (YSI 6920) a été calibrée avant chaque essai avec une solution KCl (0,01M).

La figure 2 présente le dispositif expérimental dans son ensemble.

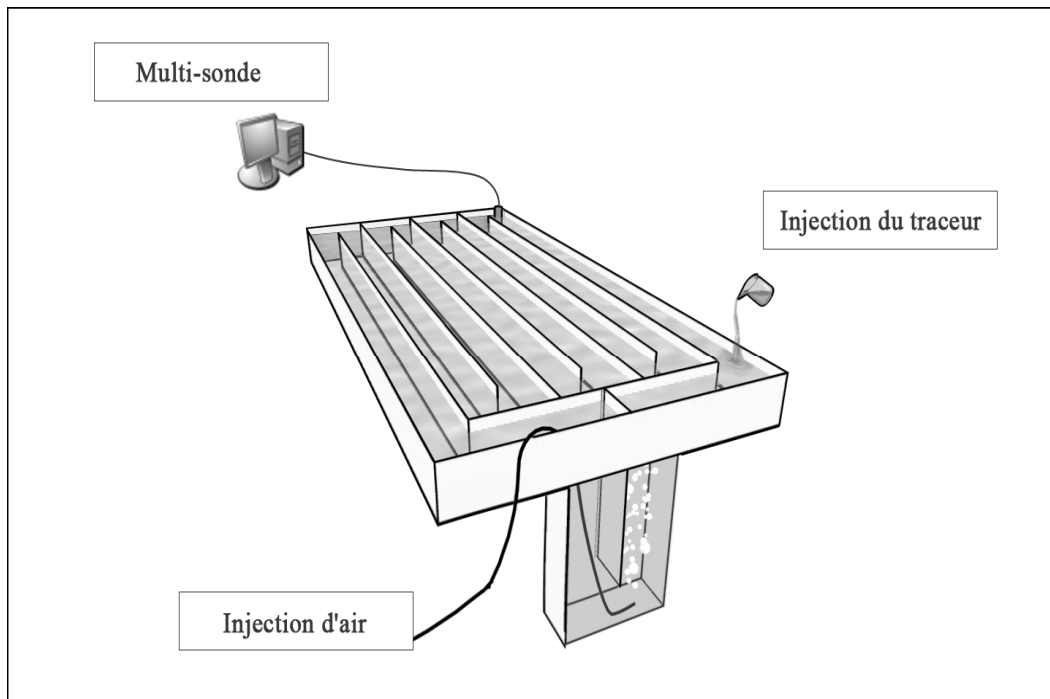


Figure 2. Le dispositif expérimental d'un essai de traçage

Nous avons effectué plusieurs essais de traçage à différents débits d'air, réglés par le Rotamètre.

II-2 Installation chenal algal en vraie grandeur (station Saada)

a) description de l'installation CAHR

Les systèmes de mise en circulation du liquide, ainsi que leur influence sur l'hydrodynamique du réacteur ont été rarement comparés. Dans cet objectif, nous avons mis en place une telle comparaison dans une installation de taille réelle, la station de Saada Marrakech (Maroc), station à chenal algal équipée de deux systèmes d'agitation : un air lift et une roue à aubes (Photo. 4). Cette station CAHR a été construite dans le cadre du projet PIC « Optimisation et Valorisation d'une filière d'épuration des eaux usées par chenal algal » la Coopération Universitaire de Développement.



Photo 4. Le Chenal Algal à Haut Rendement de Saada avec ses deux systèmes d'agitation (Roue à aubes et Airlift)

Selon le système d'agitation utilisé, les caractéristiques du chenal changent légèrement. (voir tableau 2)

Tableau 2. Caractéristiques du chenal algal Saada selon le système d'agitation utilisé

Caractéristiques	CAHR avec Roue à aubes	CAHR avec Airlift
Longueur (m)	30	32
Largeur (m)	17	17
Largeur du chenal (m)	2	2
Longueur des chenaux linéaires (m)	236	242
Surface totale des chenaux (m ²)	510	544
Nombre des chenaux	8	8
Hauteur intérieure des chenaux (m)	0,5	0,5
Volume (m ³)	255	288

L'airlift est constitué d'une fosse de 16 m³, séparée en deux parties égales. L'injection de l'air est assurée dans une seule partie (4 m²) par un surpresseur *Hibon* type *SF+H00*, raccordé à 12 diffuseurs d'air de type tube à membrane perforée de marque Bioflex III 750, placés à 23 cm du fond de la fosse (Photo II-5 et II-6). Un variateur de fréquence type *Lenze* modèle *smd*

contrôle le moteur du surpresseur, de manière à faire varier la fréquence d'alimentation et de ce fait le débit d'air dans l'airlift.



Photo 5. Raccordement des raquettes de diffuseurs



Photo 6. Airlift en fonctionnement

Roue à aubes : la circulation et l'homogénéisation de l'effluent dans le chenal de Saada peuvent aussi être assurées par une roue à aubes munie de 8 pales de dimension (180 cm x 45 cm) entraînée par un moteur hydraulique type ORBITAL AS 25 d'une puissance de 4 kW, équipé d'un distributeur manuel PUNGER type 1-CEX SD5 pour pouvoir régler la vitesse de rotation de la roue (Photos 7 et 8).



Photo 7. Groupe moteur hydraulique et moto réducteur avec raccords hydrauliques.



Photo 8. Roue à aubes en fonctionnement

Afin de comparer l'hydrodynamique des deux systèmes d'agitation, nous avons réalisé quatre essais de traçage au NaCl et en eau claire pour chacun des deux systèmes. Pour cela nous

avons travaillé à quatre débits d'air différents (26, 37, 59 et 82 Nm³/h) et à quatre vitesses différentes de rotation de la roue à aubes (2, 3, 4, et 5 tours/minute).

b) Calcul des puissances consommés pour les deux systèmes d'agitation

Les puissances consommées par les deux systèmes ont été déterminées de la manière suivante :

b-1-Puissance consommé par l'Air lift

Pour l'air lift, les courbes caractéristiques fournies par le constructeur du surpresseur SF+H00 nous ont permis d'établir plusieurs corrélations entre la fréquence, la température de refoulement, la perte de charge déterminée au préalable, le débit d'air aspiré et la puissance consommée (Fig 3, 4 et 5).

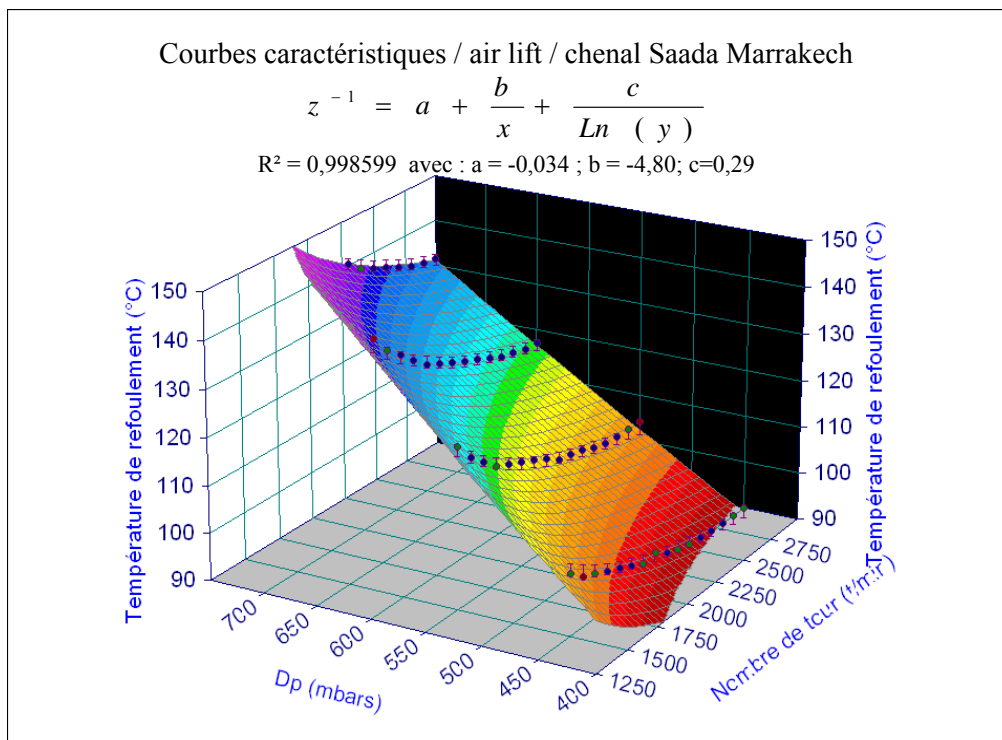


Figure 3. Corrélation entre la température de refoulement, la vitesse de rotation du surpresseur et la pression différentielle

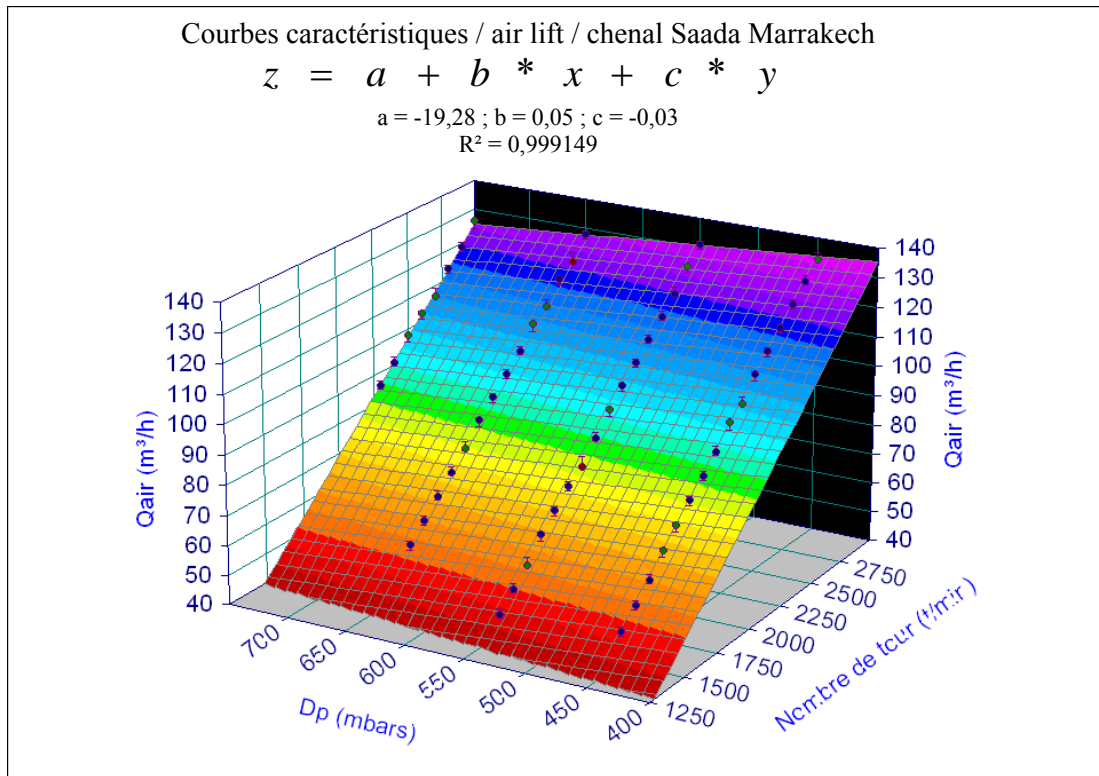


Figure 4. Corrélation entre le débit aspiré, la pression différentielle, et la vitesse de rotation du surpresseur

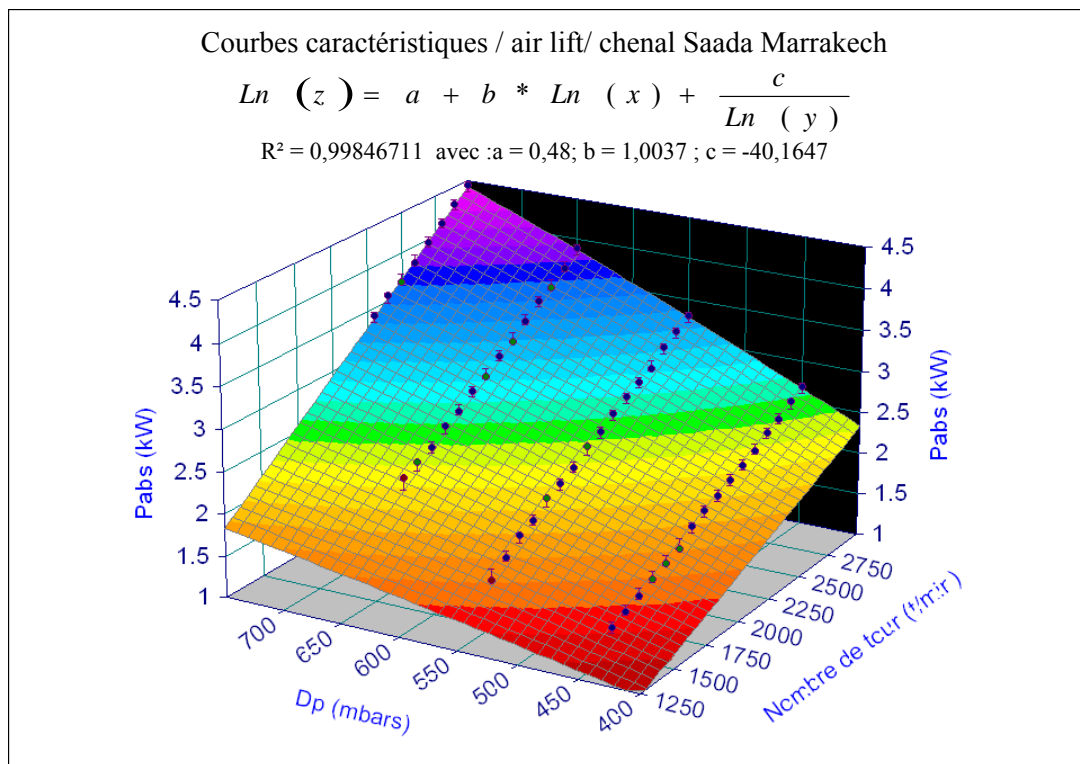


Figure 5. Corrélation entre la puissance absorbée, la pression différentielle et le nombre de tours du surpresseur

b-2- Puissance consommé par la roue à aubes

Pour la roue à aubes, nous avons mesuré la pression et le débit d'huile dans le circuit fermé entre le moteur hydraulique et la roue à aubes. La mesure de pression était relevée sur un manomètre, tandis que le débit était mesuré par un débitmètre à ultrasons portable Panametrics, modèle PT878 (Photo 9). La connaissance de la pression et du débit dans le circuit hydraulique permet de calculer la puissance consommée.

Le PT878 mesure les débits des conduites entre 1 cm et 5 m de diamètre, à des températures pouvant atteindre 260 °C. Le temps de transit des signaux ultrasoniques se propageant en direction de l'écoulement est plus court que celui des signaux se propageant en direction contraire.

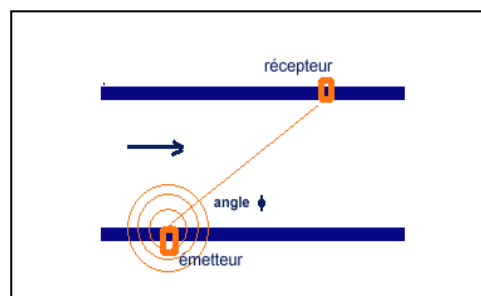


Figure 6. Principe de fonctionnement du PT878

La différence des temps de transit Δt est mesurée et permet de déterminer la vitesse moyenne d'écoulement sur la trajectoire des signaux. Une correction de profil permet ensuite de calculer la vitesse d'écoulement moyenne du liquide sur la section de la conduite. Cette dernière est proportionnelle au débit volumique.

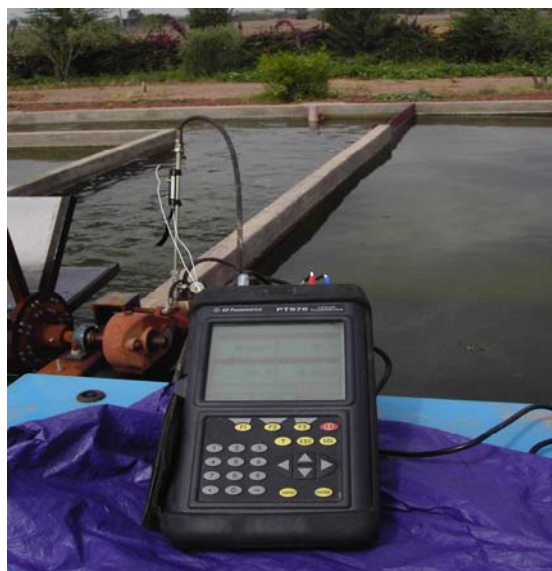


Photo 9. Dispositifs de mesure du débit et de la pression sur le circuit hydraulique de la roue à aubes

III Résultats et discussions

III-1 Comparaison des deux traceurs

Un essai de traçage au sel et un essai à la rhodamine ont été effectués simultanément pour pouvoir comparer les deux techniques. Pour cela, une solution de rhodamine (20 ml) d'une concentration de 0,4 g/l a été injectée instantanément dans le pilote (calculée pour arriver à une concentration finale de $2,76 \cdot 10^{-2}$ ppm de rhodamine), puis on a suivi l'évolution de cette concentration à l'aide d'une sonde à rhodamine (YSI 6920). La fréquence d'acquisition a été réglée sur une seconde.

Les résultats des calculs, réalisés au moyen des mêmes techniques que pour le sel, sont fournis également sur le graphique de la figure 7, on constate donc que les deux techniques donnent des résultats très proches. Ceci est confirmé par le calcul du temps de circulation dans les deux cas, qui est de l'ordre $161,45 \pm 7,84$ s pour l'essai au sel et de $160,85 \pm 7,71$ s pour la rhodamine.

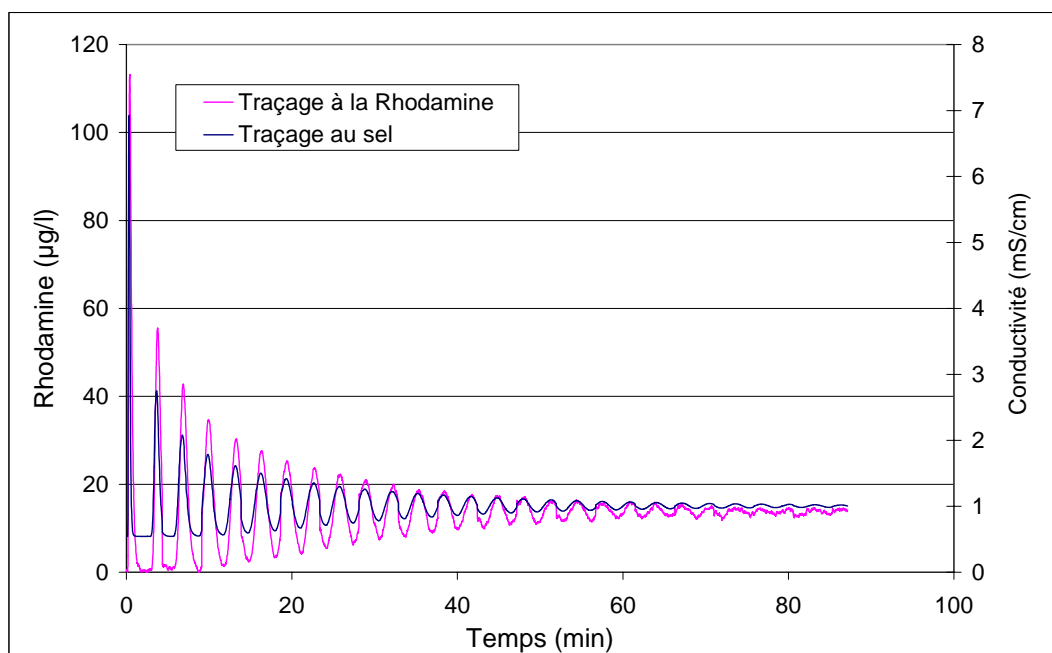


Figure 7. Traçage mixte à la rhodamine et au sel à un débit d'air de $6,115 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$

Ainsi nous pouvons considérer qu'en eau claire les deux techniques sont équivalentes et peuvent être utilisées indifféremment.

III-2 Essais de traçage au sel dans le pilote

Nous nous proposons de prendre un exemple d'essai de traçage pour expliquer notre démarche d'exploitation des résultats expérimentaux (essai de traçage à un débit d'air de $3,689 \text{ Nm}^3/\text{m}^2.\text{h}$).

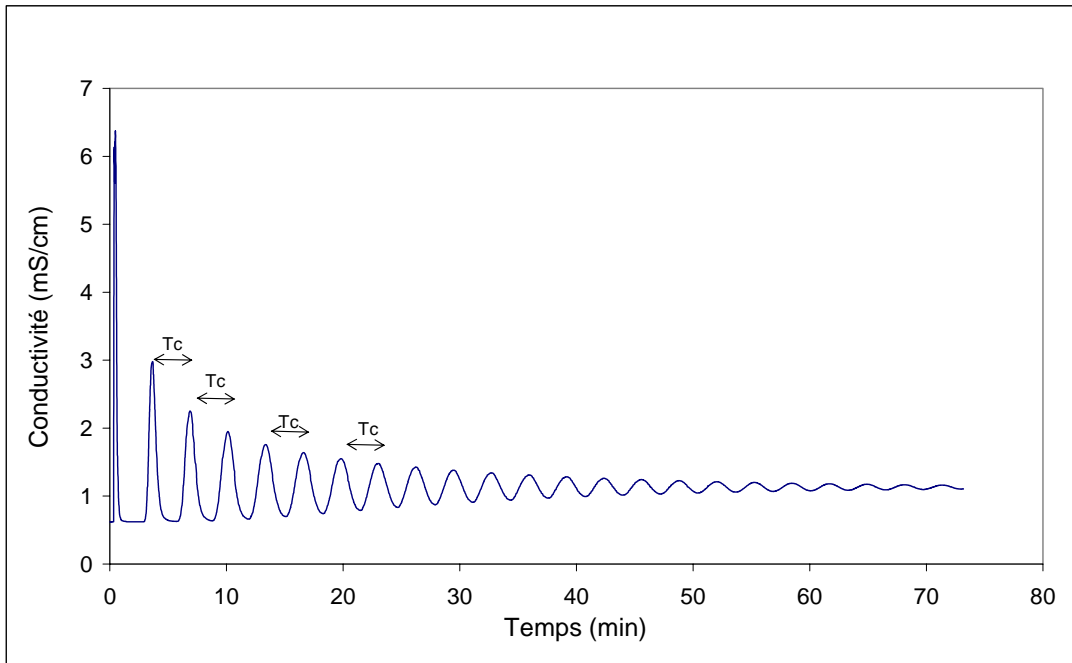


Figure 8. Courbe de traçage en eau claire, en batch et à un débit d'air de $3,689 \text{ Nm}^3/\text{m}^2.\text{h}$

Nous observons que le graphique de la figure 8, présente plusieurs pics. Ce phénomène est le résultat de la recirculation des eaux. Nous remarquons aussi que l'amplitude des pics diminue progressivement, suite au mélange progressif 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 longitudinale dans le réacteur.

Plusieurs informations peuvent être tirées de ces courbes (El Ouarghi et al., 2000):

- ✓ Le temps de circulation T_c , temps mis par le traceur (NaCl) pour faire une boucle dans le pilote, correspondant au temps entre deux pics.
- ✓ La vitesse de circulation du liquide (U_c), paramètre qui intervient dans le dimensionnement du chenal algal.

$$U_c \text{ (m/s)} = \frac{\text{Longueur de réacteur (cm)}}{\text{Temps de circulation (s)}} \quad (1)$$

Afin de pouvoir bien exploiter ces données expérimentales, nous pouvons effectuer un lissage de la courbe du graphique 1 en éliminant le bruit de fond expérimental. Nous utilisons ici la méthode de Savitzky Golay (Savitzky et al., 1964). Le lissage est effectué sur sept points et avec un polynôme du 4ième degré. Le graphique 2 montre la comparaison entre la courbe expérimentale brute et celle lissée par la méthode de Savitzky Golay.

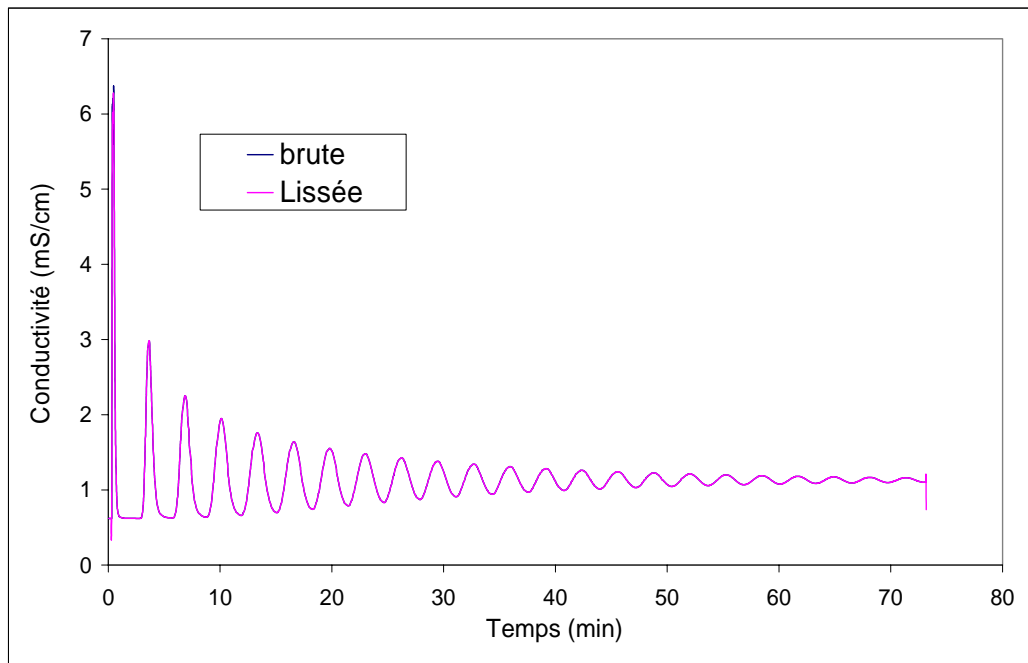


Figure 9. Courbes expérimentales brute et lissée de l'essai du traçage en eau claire, en batch et à un débit d'air de 3,689 Nm³/m².h

a) Temps de circulation (Tc)

On constate que les deux courbes se superposent parfaitement. A partir de la courbe lissée, dont nous avons calculé la dérivée 1ère par la méthode de Savitzky Golay dans le logiciel mathématique Matlab® version 6 en choisissant un polynôme du 4ième degré et en travaillant sur sept points, nous avons obtenu les temps correspondant aux maxima successifs de la conductivité (Tpic).

Après avoir repéré le temps correspondant à chaque pic maxima (Tpic), nous avons calculé le temps de circulation Tc comme suit :

$$Tc = T_{pic (i+1)} - T_{pic (i)} \quad (2)$$

Le tableau suivant montre les valeurs détaillées pour l'essai de traçage correspondant au débit d'air 3,689 Nm³/m².h.

Tableau 4. Détail de calcul pour l'essai de traçage en eau claire et à un débit d'air de 3,68 Nm³/m².h)

Numéro de pic	Tpic (s)	Tpic _(i+1) -tpic _(i)	Uc (cm/s)
1	27	192	10,49
2	219	193	10,43
3	412	195	10,33
4	607	193	10,43
5	800	196	10,27
6	996	192	10,49
7	1188	193	10,43
8	1381	194	10,38
9	1575	194	10,38
10	1769	194	10,38
11	1963	194	10,38
12	2157	193	10,43
13	2350	192	10,49
14	2542	201	10,02
15	2743	185	10,89
16	2928	195	10,33
17	3123	192	10,49

On calcule ensuite le Tc moyen ainsi que l'écart type correspondant. Enfin, on calcule la vitesse de circulation Uc et l'écart type correspondant. Le tableau 5 résume les résultats obtenus, pour l'ensemble des débits appliqués.

Tableau 5. Résultats des essais de traçage au sel (NaCl) pour différents débits d'air appliqués

Débit d'air (Nm ³ /m ² .h)	Nombre de pics	Temps de circulation moyen Tc (s)	Ecart type du Tc (s)	Vitesse moyenne de circulation Uc (cm/s)	Ecart type du Uc (cm/s)
0,760	14	268,11	1,05	7,51	0,03
1,447	18	250,25	3,22	8,05	0,09
2,805	15	209,92	5,13	9,59	0,23
3,689	14	193,52	1,5	10,41	0,17
4,798	16	163	7,03	12,36	0,5
6,115	15	160,94	7,47	12,51	0,52
7,514	17	146,85	1,98	13,71	0,15

La figure 10 montre que le temps de circulation (T_c) diminue linéairement avec le débit d'air appliqué, jusqu'à une valeur « seuil », au-delà de laquelle le temps de circulation ne varie quasi plus avec le débit d'air injecté. En effet le temps de circulation décroît de 268 s à 163 s, puis reste constant quel que soit le débit d'air injecté.

Nous avons placé les points correspondants aux couples (T_c ; Q_{air}) et (U_c ; Q_{air}) pour ce traçage à la rhodamine, sur les courbes des figures 10 et 11 ; ces points se situent bien sur les courbes.

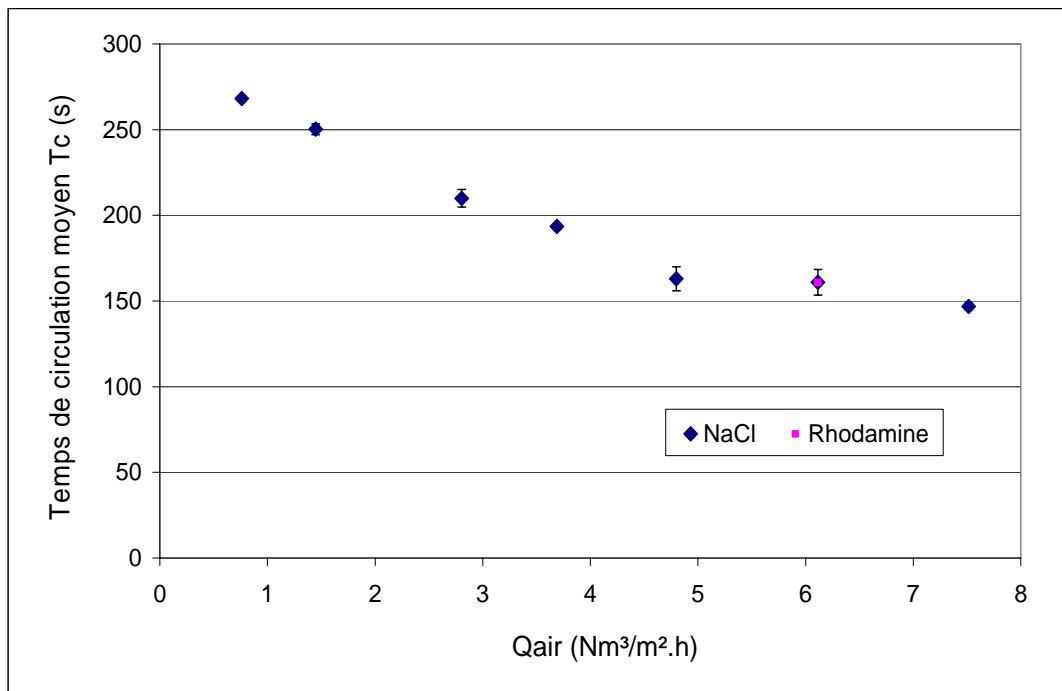


Figure 10. Variation du temps de circulation moyen avec les écarts types en fonction du débit d'air appliqué

b) Vitesse de circulation (U_c)

L'évolution de la vitesse du liquide (U_c) en fonction du débit d'air appliqué est représentée sur la figure 11.

Inversement, pour ce qui est de la vitesse de circulation, elle suit une courbe symétrique, par rapport à un axe horizontal, à celle du temps de circulation. On observe d'abord une augmentation avec le débit d'air injecté, puis un plafonnement.

La figure 11 fait apparaître une augmentation de la vitesse du liquide avec le Q_{air} jusqu'à une valeur critique égale à 5 Nm³/m².h environ, à partir de laquelle il n'existe plus de variations.

Toutefois, la vitesse d'écoulement reste forte sur toute la colonne d'eau et l'intégration des différentes mesures permet d'obtenir une vitesse moyenne conforme aux vitesses observées dans ce type de bassin (Eisenberg et al., 1981 ; Picot et al., 1991).

Donc si le but dans un chenal algal à haut rendement est d'augmenter la vitesse de circulation du liquide pour favoriser la croissance algale et pour un bon fonctionnement du système, cette étude démontre clairement qu'il n'est pas utile de dépasser un certain débit d'air, puisqu'à partir d'un débit d'air critique, il n'a plus d'effet sur la vitesse de circulation.

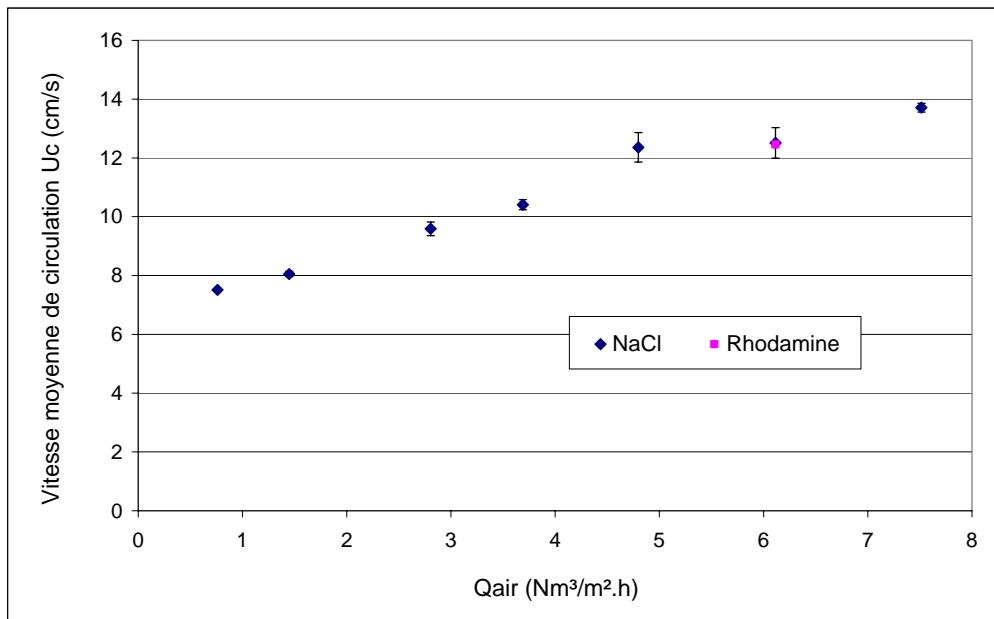


Figure 11. Variation de la vitesse de circulation moyenne en fonction du débit d'air appliqué

On peut tirer des deux graphiques des figures 10 et 11 (*sur les deux graphiques on a également porté, pour chaque point, l'écart-type de part et d'autre de la valeur moyenne*) qu'il existe donc une valeur optimale du débit d'air (valeur critique) à appliquer, au dessus de laquelle on va gaspiller de l'énergie inutilement. On constate que la méthode est relativement précise, les écarts-types sont faibles, et on peut donc estimer la vitesse moyenne avec une bonne précision.

Comme le montre le tableau 6, les vitesses calculées pour les différents débits d'air restent toujours dans la gamme de ce qu'on trouve pour les différentes installations de CAHR. Et ceci confirme le choix de la profondeur dans notre pilote (12 cm).

Tableau 6. Caractéristiques de quelques installations CAHR

Surface (m ²)	Vitesse des fluides (cm.s ⁻¹)	Profondeur (m)	Auteurs
	5	0,35 - 0,5	Shelef et al. (1977)
1100	12	0,1 – 0,5	Eisenberg et al. (1981)
152		0,45	Azov et Shelef (1982)
1000		0,28 – 0,52	Azov et Shelef (1982)
50		0,5 – 0,6	Banat et al. (1990)
48	15-20	0,35	Picot et al. (1991)
1000		0,6	Nurdogan et Oswald (1995)
13,2		0,24	Cromar et al. (1996)
2,4	7,5 - 13,70	0,12	<i>La présente étude (pilote)</i>
510	3,4 – 10,3	0,5	<i>Saada avec la roue à aubes</i>
544	7,6 – 13,45	0,5	<i>Saada avec airlift</i>

III-3 Ajustement du modèle Voncken

Si on porte en graphique $C/Co = f(t)$, avec C la concentration du traceur et Co la concentration finale quand le traceur est bien mélangé (réacteur batch), on obtient une courbe de même allure que la courbe de traçage de conductivité (la courbe d'étalonnage nous permet de passer de la conductivité aux concentrations, On observe des sinusoïdes amorties, pouvant être modélisées par l'équation de Voncken (Jupsin et al., 2003):

$$\frac{C_{(t)}}{C_{inf}} = \frac{1}{2} \left(\left[\frac{Pe}{\Pi\Theta} \right] \right)^{1/2} \sum_{i=1}^n \left[\left(\frac{-Pe}{4\Theta} \right) (Uc - \Theta)^2 \right] \quad (3)$$

Θ : temps réduit = (t/temps de circulation).

$C(t)$: concentration en sel à l'instant (t).

C_{inf} : concentration à la fin du traçage (après homogénéisation).

Pe : le nombre de Peclet (sans dimension).

Uc : vitesse moyenne d'écoulement (m/s).

La superposition de cette courbe théorique et la courbe expérimentale permet non seulement de déduire un temps de circulation moyen, mais également un nombre de Peclet représentatif du mélange. Dans cette expression, le nombre de Peclet (Pe) règle l'amplitude des sinusoïdes et Θ (temps réduit) l'étalement de la sinusoïde. Pour étalonner le modèle on fait correspondre

la courbe expérimentale et la courbe de Voncken, soit en faisant varier ces deux paramètres (Pe et Θ), soit en faisant varier le nombre de Peclet et en remplaçant le Θ par la valeur calculée à base des essais expérimentaux, puisqu'on connaît les temps de circulation. L'ajustement est réalisé avec le programme Matlab® version 6, il s'agit d'un ajustement par moindres carrés avec une valeur de R^2 proche de 1.

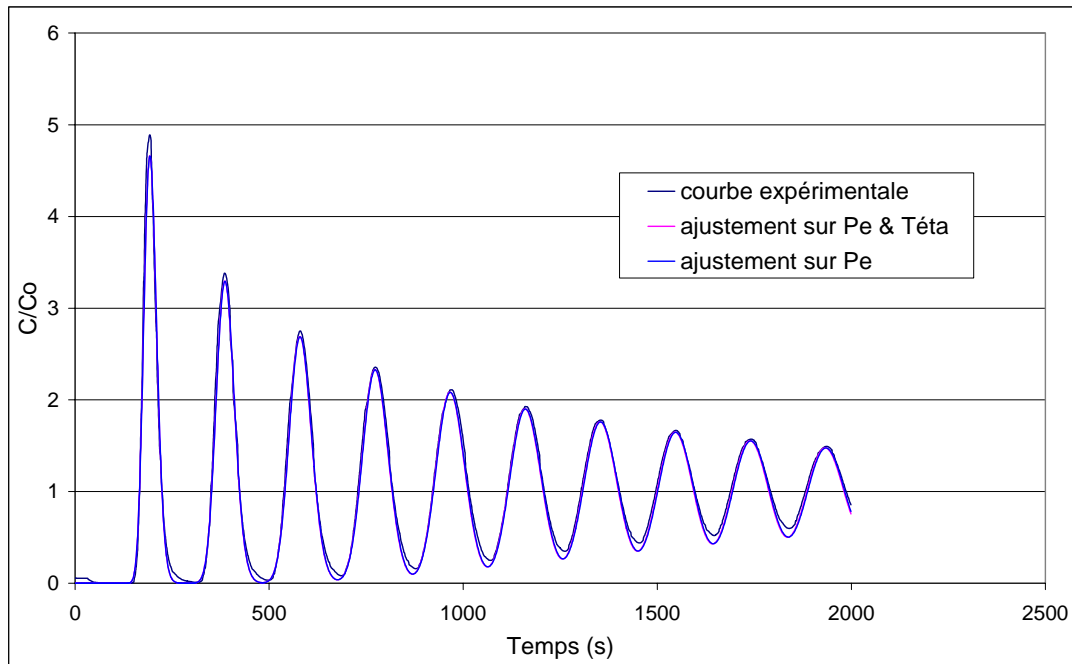


Figure 12. Ajustement de l'équation de Voncken sur la courbe expérimentale du traçage au sel (débit d'air appliqué 3,689 Nm³/m².h)

La courbe de la figure12 montre que l'ajustement par l'équation de Voncken est excellent dans les deux cas (ajustement sur Pe et Θ , et aussi sur Pe seul). $R^2 = 0,998$

La modélisation de la courbe expérimentale par l'équation de Voncken nous permet de déduire le temps de circulation moyen (T_c), et également le nombre de Peclet (Pe).

A partir de la valeur du nombre de Peclet ajusté, on peut directement déterminer le coefficient de dispersion axiale Ez_l grâce à la relation suivante (Villiermaux, 1995):

$$Ez_l = \frac{U_c * L}{Pe} \quad (4)$$

Où L est la longueur de bassin en mètres (19,42 m). Et de ce nombre de Peclet on peut aussi calculer le nombre de cuves parfaitement mélangées en série correspondant à notre chenal.

Les conditions nécessaires à l'application de cette formule (5) sont ici remplies (Villermaux 1995) à savoir que l'essai de traçage a été réalisé en batch (réacteur fermé aux deux extrémités).

$$\frac{I}{n} = 2d - 2d^2 \left(1 - \exp\left(-\frac{I}{d}\right) \right) \quad (5)$$

Avec : d le nombre de dispersion. $d = \frac{1}{Pe}$ (Edeline, 1998).

Comme nous l'avons déjà vu dans l'introduction, le mélange de la phase liquide dans le chenal est décrit par le modèle piston dispersif avec recirculation. La grandeur caractéristique est le coefficient de dispersion axiale E_{zl} . Ce coefficient englobe le mélange dû à la diffusion et celui dû au transport par la turbulence. Théoriquement, ce coefficient E_{zl} tend vers l'infini lorsque le mélange est parfait, et E_{zl} tend vers 0 lorsque l'écoulement tend vers un modèle piston.

Le tableau 7 résume les résultats obtenus, suite à l'ajustement par l'équation de Voncken de l'ensemble des courbes expérimentales des essais de traçage.

Tableau 7. Résultats des ajustements par le modèle de Voncken pour le pilote

Qair (Nm ³ /m ² .h)	Tc exp(s)	Ajustement sur Pe et θ			Ajustement sur Pe	
		Pe	Tc (s)	Ezl (m ² /s)	Pe	Ezl (m ² /s)
0,760	268,11	280	270	5,18.10 ⁻³	280	5,18.10 ⁻³
1,447	250,25	267	253	5,96.10 ⁻³	259	5,79.10 ⁻³
2,805	209,29	255	212	7,52.10 ⁻³	245	7,22.10 ⁻³
3,689	193,52	273	193	7,43.10 ⁻³	272	7,42.10 ⁻³
4,798	163	274	165	8,92.10 ⁻³	266	8,68.10 ⁻³
6,115	160,94	272	162	8,96.10 ⁻³	270	8,88.10 ⁻³
7,514	146,85	269	147	9,87.10 ⁻³	269	9,89.10 ⁻³

a) Nombre de Peclet et nombre des cuves en série

Le nombre de Peclet Pe caractéristique de notre chenal pilote a été déduit par l'ajustement entre le modèle de Voncken et les courbes expérimentales de traçages. Le nombre des cuves en série a ensuite été calculé à partir du nombre de Peclet.

Le graphique de la figure 13 présente l'évolution du nombre de Peclet (Pe) calculé à partir de l'ajustement des courbes expérimentales par l'équation de Voncken, et le nombre de cuves en série calculé à partir du nombre de Peclet, n , fonction du débit d'air appliqué.

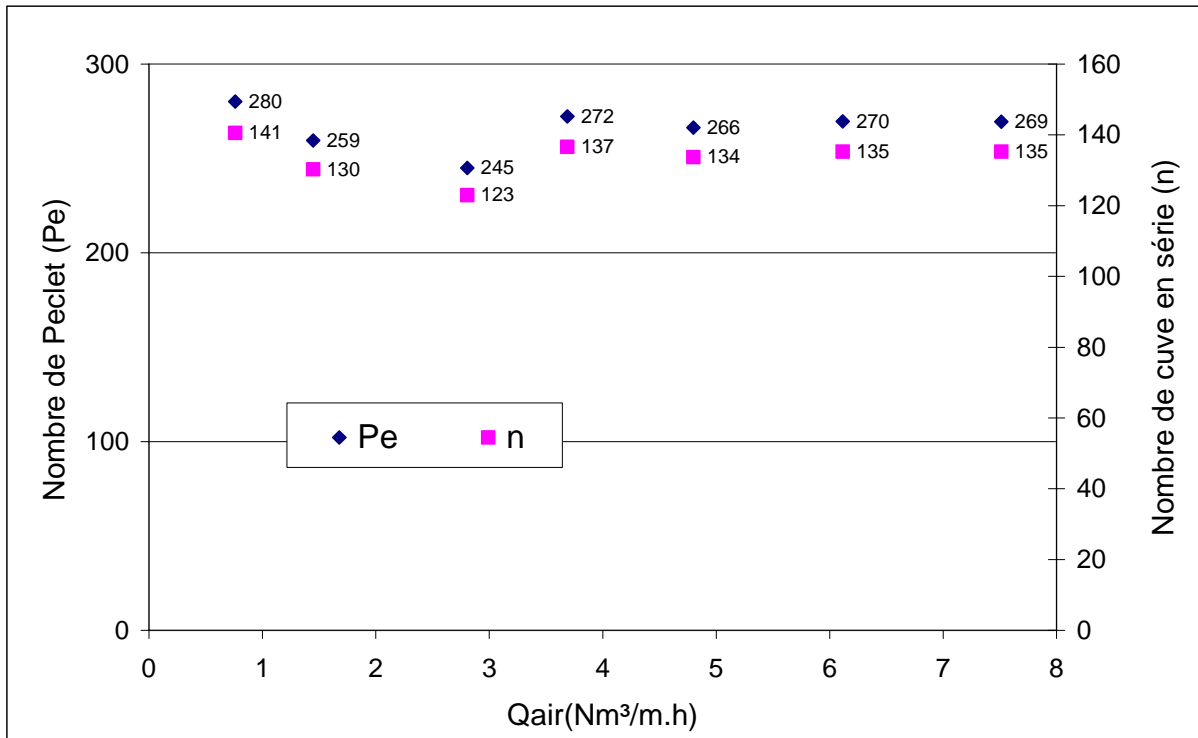


Figure 13. Variation du nombre de Peclet et du nombre de réacteurs en série en fonction du débit d'air appliqué

Il semble que ni le nombre de Peclet, ni le nombre des cuves en série ne soient sensiblement influencés par l'augmentation du débit d'air appliqué. Pe varie autour d'une valeur moyenne de 266 avec un écart type correspondant de 11,5 et le nombre de cuves en série varie autour d'une moyenne de 133 avec un écart type correspondant de 7,57.

b) Coefficient de diffusion axiale

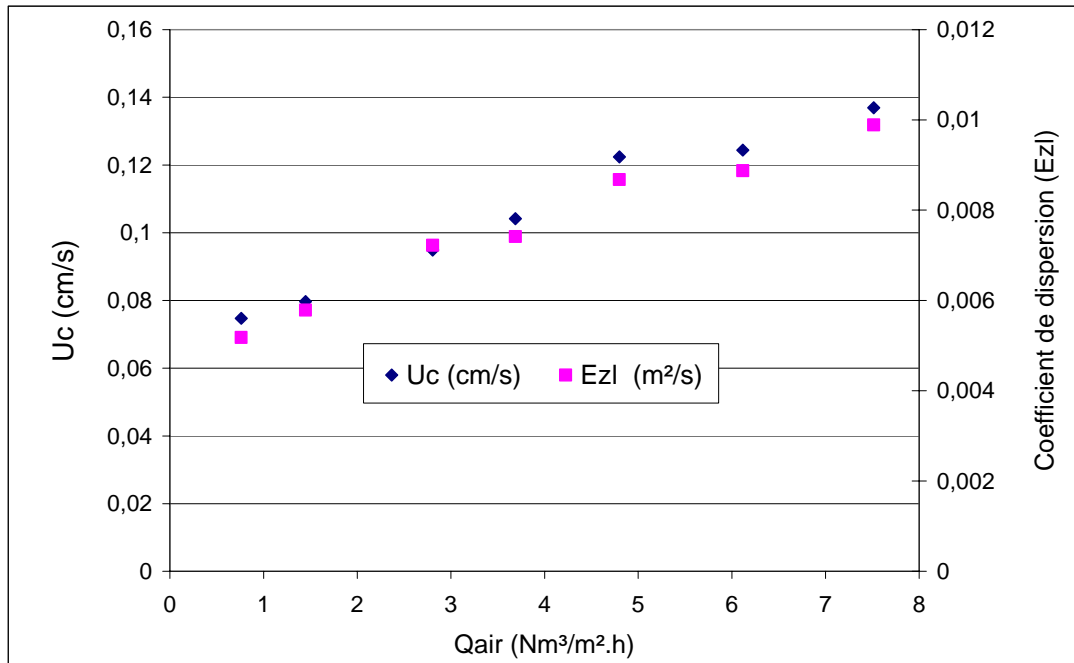


Figure 14. Variation de la vitesse de circulation U_c , et du coefficient de dispersion axiale E_{zi} en fonction du débit d'air appliqué

Ce graphique montre que l'évolution de la vitesse de circulation U_c et du coefficient de dispersion axiale E_{zi} en fonction du débit d'air appliqué, suivent la même tendance. Ceci peut être expliqué par l'équation (4) qui montre que E_{zi} dépend de U_c et Pe , et étant donné que ce dernier ne varie quasiment pas, le E_{zi} dépend surtout de U_c .

La méthodologie d'essai de traçage sur pilote a été mise au point et appliquée avec succès pour deux types de traceurs différents aboutissant à des résultats identiques. Les essais confirment que l'hydrodynamique du réacteur correspond à un modèle piston dispersif avec recirculation qui s'ajuste très bien au modèle de Voncken. Les deux méthodes d'ajustement testées sont équivalentes et permettent de trouver les paramètres du modèle (T_c et Peclet) avec une bonne précision.

Ces valeurs permettent ensuite de déduire le nombre de cuve parfaitement mélangées en cascade et la dispersion axiale. On constate que le nombre de Peclet et le nombre de réacteurs en série varient peu avec le débit d'air injecté, ce sont la vitesse de circulation et le coefficient de dispersion axiale qui sont affectés par les variations du débit d'air.

IV essais de traçage du chenal de Saada

Dans ce travail, nous avons réalisé une comparaison hydrodynamique entre les deux systèmes d'agitation les plus souvent utilisés pour des installations de type chenal algal à haut

rendement : l'airlift et la roue à aubes. Ainsi on peut comparer l'énergie consommée par ces deux systèmes pour la gamme de vitesses de circulation de l'effluent usuellement rencontrées dans ce type de filière de traitement des eaux usées, en vue de déterminer le système le plus efficace.

IV-1) Réalisation d'essais de traçage

De la même manière que dans le pilote, les essais de traçage étaient menés sur le chenal Saada (vraie grandeur). Ceci consiste à injecter une quantité de sel connue (150 kg) pour chaque essai de traçage (Photo 10).



Photo 10. Injection de sel lors d'un essai de traçage avec la roue à aubes

Afin de bien comparer l'hydrodynamique des deux systèmes d'agitation, nous avons réalisé quatre essais de traçage au NaCl et en eau claire pour chacun de ces systèmes. Nous avons travaillé à quatre débits d'air différents (26, 37, 59 et 82 Nm³/h) et 4 vitesses différentes de rotation de la roue à aubes (2, 3, 4 et 5 tour/minute). Le graphique suivant montre un résultat expérimental d'un essais de traçage au sel sur l'installation chenal algal de Saada.

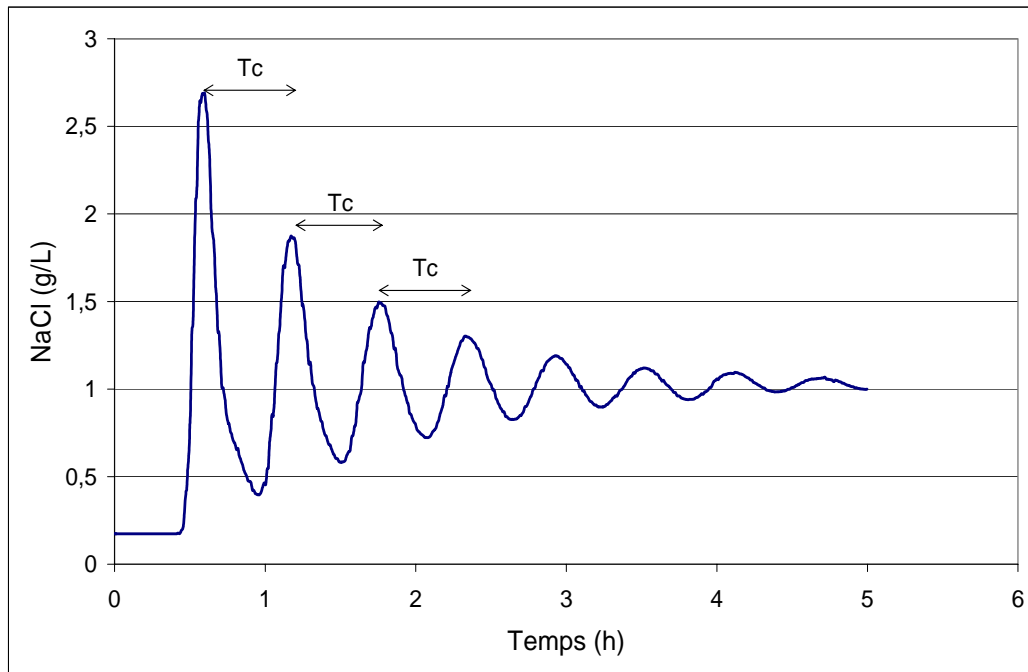


Figure 15 . Exemple du résultat d'un essai de traçage dans le chenal de Saada (essai avec airlift, 40 Hz)

Comme pour les essais dans le pilote, on constate que le graphique présente plusieurs pics. Ce phénomène est le résultats de la recirculation des eaux dans le chenal.

IV-2) Temps de circulation T_c et vitesse de circulation U_c

Les résultats de l'ensemble des essais de traçage sur la station Saada ont été exploités de la même façon que pour les essais du pilote. C'est-à-dire, que nous avons effectué un lissage de la courbe de traçage pour éliminer le bruit de fond. À partir de la courbe lissée, nous avons dérivé numériquement le signal pour repérer le temps correspondant à chaque pic, et on calcule ensuite le T_c moyen et la vitesse de circulation moyenne ainsi que les écarts types correspondants. Pour le lissage et la dérivée, nous avons utilisé la méthode de Savitzky Golay sur le programme Matlab® version 6. Les tableaux 8 et 9 résument les résultats obtenus pour l'ensemble des essais de traçage des deux systèmes étudiés.

Tableau 8. Résultats des essais de traçage pour l'airlift

Fréquences (Hz)	Débit d'air (Nm ³ /m ² .h)	Puissance (kW)	Tc (h)		Uc (cm/s)	
			Moyen	Ecart type	Moyenne	Ecart type
25	6,52	0,475	0,875	0,0413	7,692	0,381
30	9,339	0,571	0,76	0,0316	8,851	0,369
40	14,97	0,762	0,592	0,009	11,350	0,175
50	20,60	0,953	0,498	0,011	13,475	0,307

Tableau 9. Résultats des essais de traçage pour la roue à aubes

Vitesse de rotation de la roue à aube (tour/min)	Puissance (kW)	Tc (h)		Uc (cm/s)	
		Moyen	Ecart type	Moyenne	Ecart type
2	1,01	1,262	0,025	5,191	0,105
3	2,56	0,753	0,015	8,699	0,182
4	3,55	0,635	0,012	10,320	0,204
5	4,77	0,52	0,01	12,598	0,178

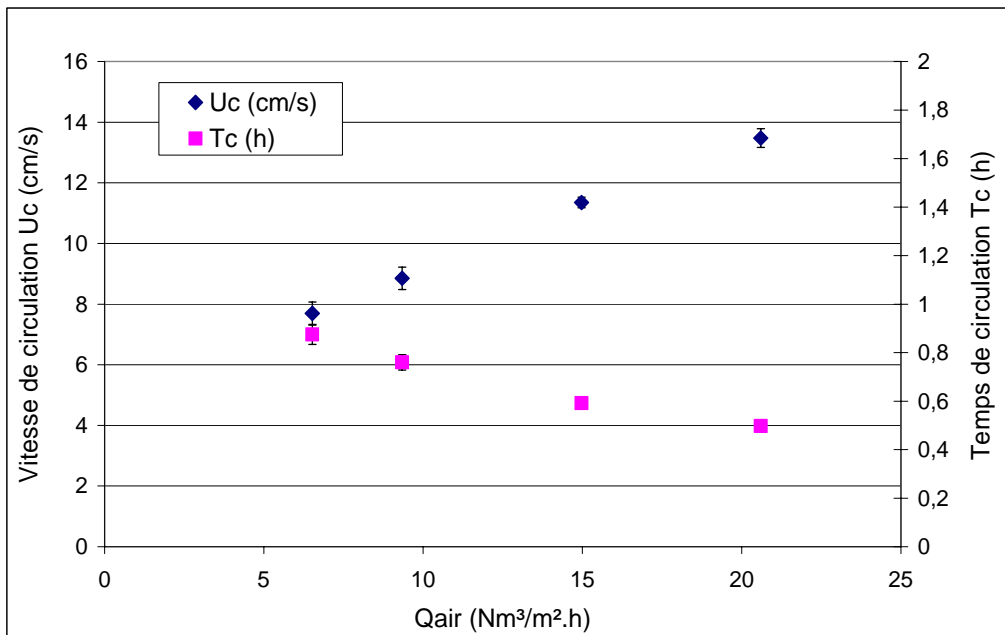


Figure 16. Variation du temps de circulation moyen et vitesse d'eau moyenne en fonction du débit d'air appliqué

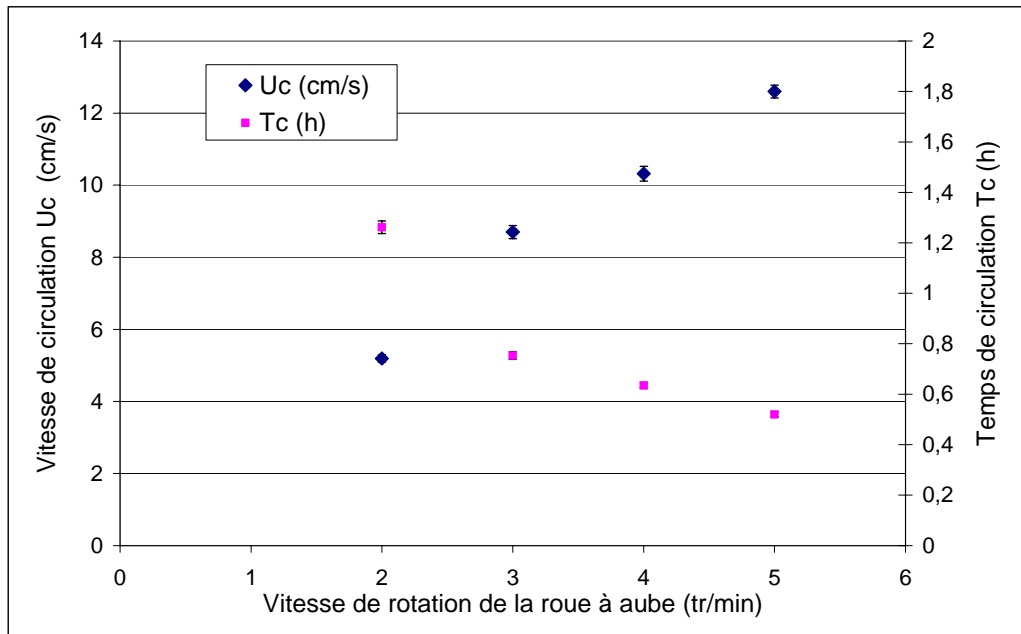


Figure 17. Variation du temps de circulation moyen et la vitesse d'eau moyenne en fonction de la vitesse de la roue à aubes appliquée

Comme en témoignent les deux graphiques des figures II-16 et II-17, le temps de circulation T_c et la vitesse de circulation du liquide U_c dans le chenal de Saada varient de la même manière que dans le pilote étudié dans les locaux du laboratoire de l'Université de Liège. C'est-à-dire, qu'on assiste à une diminution de temps de circulation T_c tout en augmentant soit le débit d'air pour l'air lift, soit en accélérant la vitesse de la roue à aubes. Par contre, la vitesse de circulation U_c , varie inversement par rapport au temps de circulation et ceci pour les deux systèmes (air lift et roue à aube). On remarque aussi que, pour l'ensemble des essais (voir les tableaux II-8 et II-9), les vitesses U_c calculées sont dans la fourchette usuelle des vitesses de circulations retrouvées pour des installations type chenal algal à haut rendement (voir tableau II-6). D'où l'intérêt des discussions avec les gestionnaires dans le choix du point de fonctionnement de la roue à aube ou l'air lift, dans le but de minimiser le coût de l'épuration de la station.

IV-3) Ajustement du modèle Voncken

L'ajustement de la courbe expérimentale du traçage avec l'équation de Voncken (Jupsin *et al.*, 2003) nous permet de déduire le nombre de Peclet (Pe). Comme précédemment à partir de la valeur du nombre de Peclet ainsi déterminée, on peut directement déterminer le coefficient de dispersion axiale E_{zl} (m^2/s)

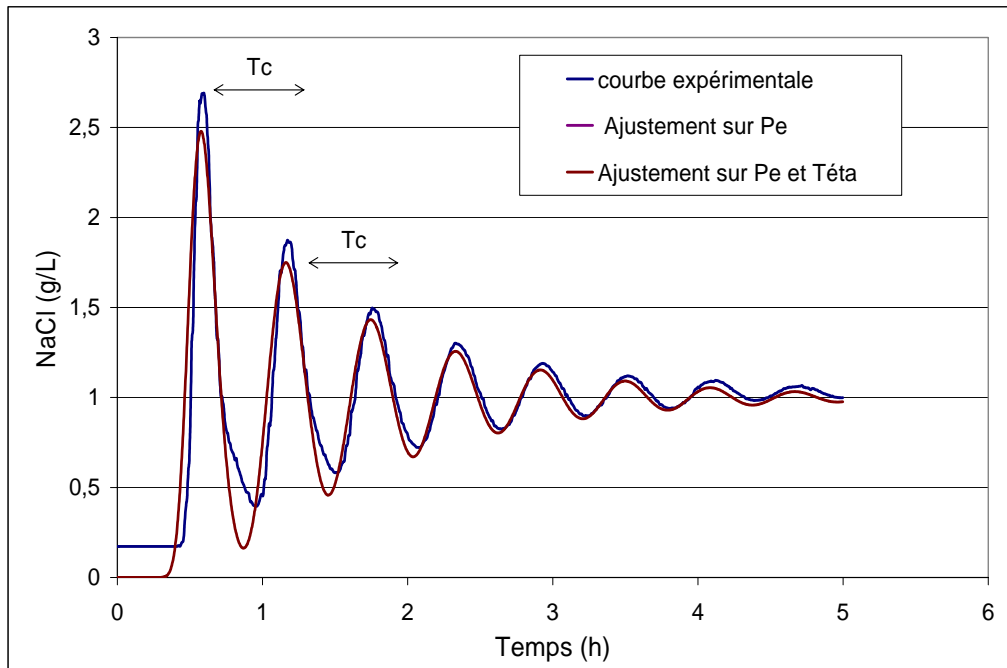


Figure 18 . Exemple d’ajustement d’une courbe expérimentale d’un essai de traçage dans le chenal de Saada avec l’équation de Voncken (essai avec airlift, 40 Hz)

Les tableaux 10 et 11 résument les résultats obtenus, suite à l’ajustement par l’équation de Voncken.

Tableau 10. Résultats des ajustements, par la courbe de Voncken, de l’ensemble d’essai de traçage pour l’airlift

Débit d’air : Qair (Nm ³ /m ² .h)	Puissance (kW)	Pe	Ezl (m ² /s)	d	n
6,52	0,475	199,48	0,093	0,005	100
9,339	0,571	108,17	0,197	0,009	54
14,97	0,762	77,14	0,355	0,012	39
20,60	0,953	74,08	0,440	0,013	37

Tableau 11. Résultats des ajustements par la courbe de Voncken de l’ensemble d’essai de traçage pour la roue à aubes

Vitesse de rotation de la roue à aubes (tour/min)	Puissance (kW)	Pe	Ezl (m ² /s)	d	n
2	1,01	173,8	0,070	0,005	87
3	2,56	115,7	0,177	0,008	58
4	3,55	95,8	0,253	0,010	48
5	4,77	63	0,471	0,015	32

Nous avons observé une différence significative entre ce nombre de Peclet obtenu sur le pilote et ceux des installations taille réelle. *Ouarzazate (70), Rabat (116)*. Ceci peut s’expliquer par

une géométrie et une vitesse de circulation (débit de circulation) propre à chaque installation chenal algal.

Les différents paramètres hydrodynamiques sont présentés en fonction du débit d'air (figures 19 et 20) et en fonction de la vitesse de rotation de la roue à aube (figures 21, et 22).

IV-4) Corrélation des quelques paramètres hydrodynamique du CAHR Saada

Suite à notre étude hydrodynamique, nous avons essayé d'établir une série de corrélations entre les différents paramètres hydrodynamique défénis pour la station Saada.

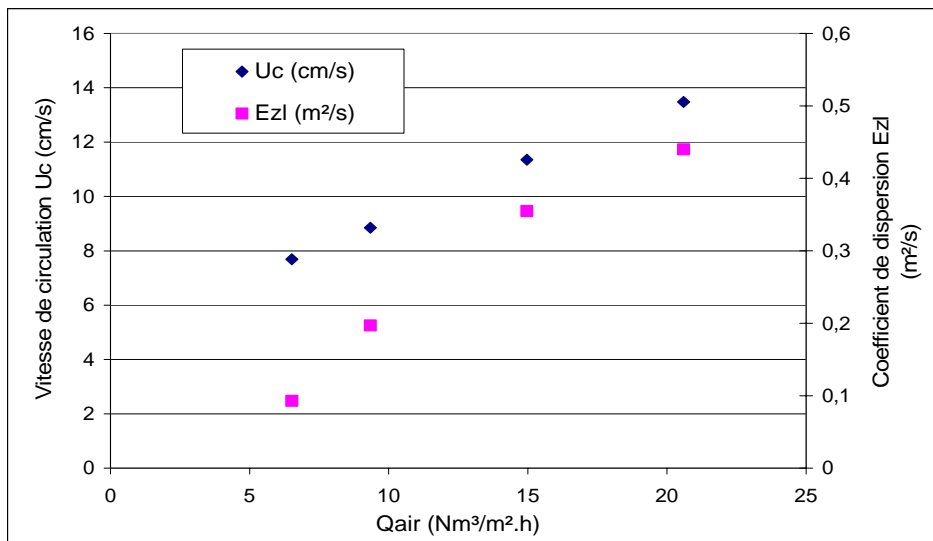


Figure 19. Corrélation entre la vitesse de circulation (Uc), coefficient De dispersion (Ezl) et le débit d'air (Qair) pour airlift

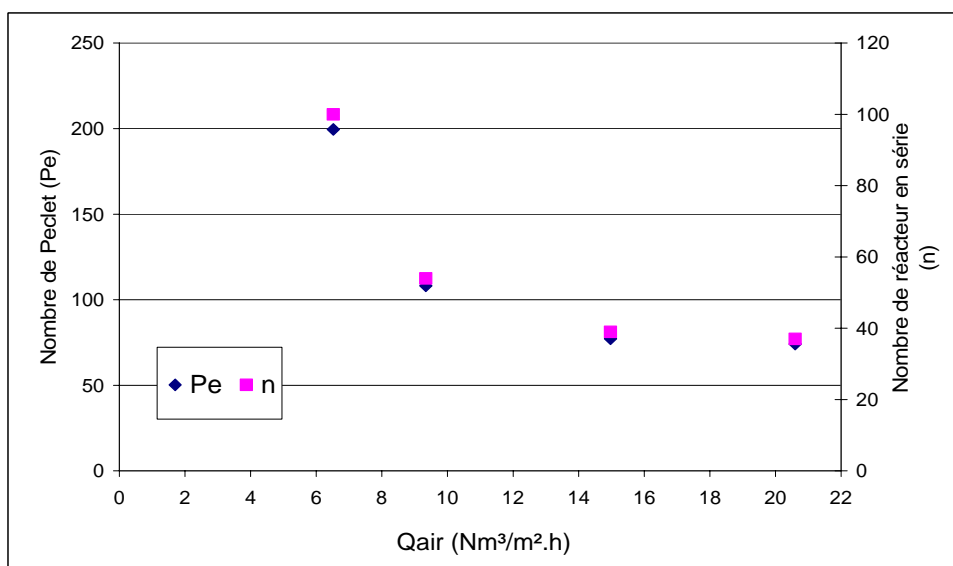


Figure 20. Corrélation entre le nombre de Peclet (Pe et n) et le débit d'air (Qair) pour l'airlift

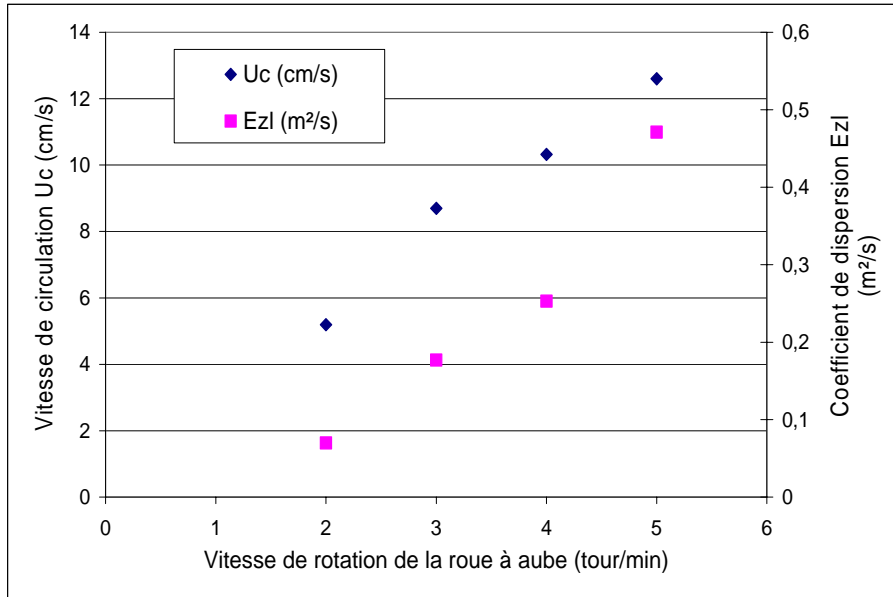


Figure 21. Corrélation entre la vitesse de circulation (Uc), coefficient de dispersion (Ez) et la vitesse de rotation de la roue à aubes

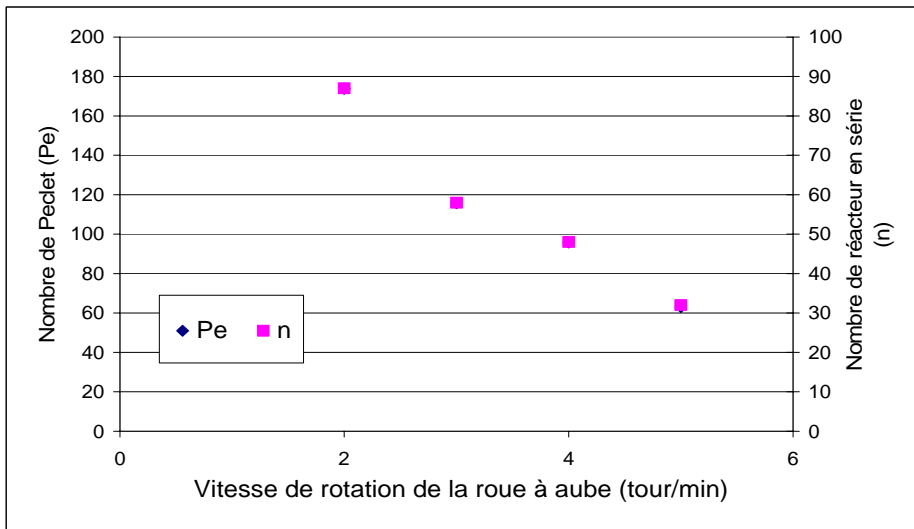


Figure 22. Corrélation entre le nombre de Peclet (Pe et n) et la vitesse de rotation de la roue à aubes

V Comparaison de la consommation énergétique

Pour arriver à l'objectif fixé au départ de notre étude, qui était de comparer les deux systèmes par rapport à leur consommation énergétique, nous avons établi sur le même graphique l'évolution de la puissance consommée en fonction de la vitesse de l'eau dans le chenal pour les deux systèmes (Fig 23).

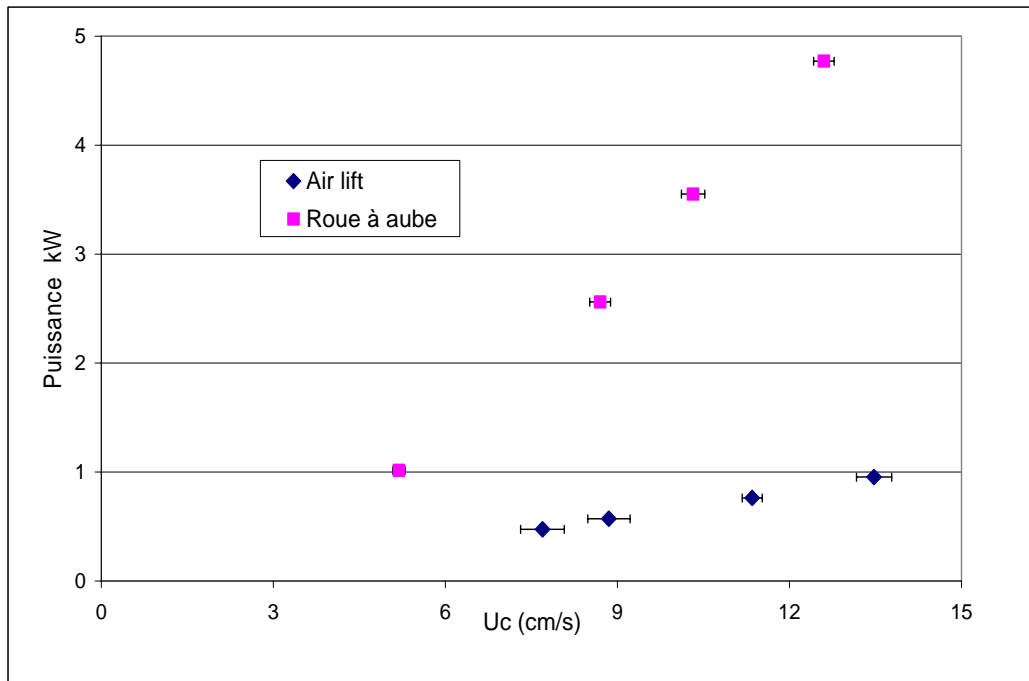


Figure 23. Comparaison de la puissance consommée de l'air lift et de la roue à aubes pour des vitesses de l'eau usuellement rencontrées dans les CAHR

Comme on le constate clairement sur la figure 22, le système air lift est nettement plus économique : 3 à 5 fois moins que la roue à aubes, et ceci pour des vitesses d'eau usuellement rencontrées pour des installations type chenal algal à haut rendement (CAHR). Ce résultat va dans le même sens que celui de Richmond et Becker 1986 qui avaient estimé une consommation de la roue à aube de 600 W pour une surface de 100 m², et une consommation de l'air lift de 195 W pour une surface de 95 m², soit un rapport de 3.

Un autre avantage de l'air lift, c'est que ce système peut créer un type de mélange « twin helical flow ». Ce type de flux est suggéré par Mihályfalvy et al (1998) pour éviter les zones mortes dans un réacteur.

Tableau 12. Comparaison des deux systèmes par rapport leur rendement et leur coût de fonctionnement

	Air lift	Air lift	Air lift	Air lift	Roue à aubes	Roue à aubes	Roue à aubes	Roue à aubes
Essai	25 Hz	30 Hz	40 Hz	50 Hz	2 tr/min	3 tr/min	4 tr/min	5 tr/min
Temps de circulation Tc (h)	0,87	0,76	0,59	0,49	1,26	0,73	0,63	0,52
Vitesse de circulation Uc (cm/s)	7,69	8,85	11,35	13,47	5,19	8,69	10,32	12,59
Consommation horaire (kWh)	0,47	0,57	0,76	0,95	1,01	2,56	3,55	4,77
Consommation journalière (kWh)	11,28	13,68	18,24	22,80	24,24	61,44	85,20	114,48
Consommation sur un an de fonctionnement (kWh)	4117	4466	2207	2143	8847	22425	31098	41785
Prix de la consommation d'un an (Euro)	741	899	1198	1498	1592	4037	5598	7521

Malgré le fait que le système air lift (environ 7000 euros) coûte plus cher en investissement par rapport à la roue à aubes (environ 2000 euros), le tableau 12 nous montre clairement qu'au point de vue du coût de fonctionnement des deux systèmes, l'air lift se révèle beaucoup moins cher (plus de 5 X), ce qui nous conduit à relativiser ses coûts d'investissement plus élevés. En effet, sur un an environ, le gestionnaire récupère la différence.

En matière de consommation énergétique, l'air lift semble bien être le système le plus économique, mais il faudra encore faire des essais de transferts gazeux et notamment des transferts d'oxygène pour conclure sur lequel des deux systèmes étudiés est le plus performant du point de vue rendement et coût.

La figure ci-dessous confirme le constat selon lequel l'air lift est le système d'agitation le plus économique et aussi le plus performant du point de vue brassage pour les systèmes d'agitations rencontrés dans les systèmes type chenal. Cette figure traduit la variation de l'intensité lumineuse en fonction de la profondeur dans le chenal, et ce pour les deux systèmes d'agitations étudiés. Lors de ces essais nous avons cherché à comparer les deux systèmes d'agitation (air lift et roue à aubes). Comme on peut le voir clairement sur la figure 24,

l'intensité lumineuse s'éteint déjà à partir d'une profondeur 7,5 cm dans le chenal pour le système air lift (30 Hz, $U_c = 8,85$ cm/s pour une consommation énergétique de 0,75 kWh) contrairement au cas de la roue à aubes (4 tr/min, $U_c = 10,32$ cm/s pour une consommation énergétique de 3,55 kWh) où cette intensité ne s'éteint pas avant une profondeur de 25 cm. Ceci est dû essentiellement au degré d'agitation qui est plus important dans le cas de l'air lift, ce qui met en suspension la matière en suspension qui empêche la pénétration de la lumière, malgré le fait que la consommation énergétique soit nettement moins importante dans le cas de l'air lift. On notera que ces effets ont été faits de façon successive, et on peut donc considérer que la biomasse dans le chenal n'a pas été modifiée entre les deux essais. Par contre on doit constater que la remise en suspension éventuelle de sédiments est plus efficace dans le cas de l'airlift.

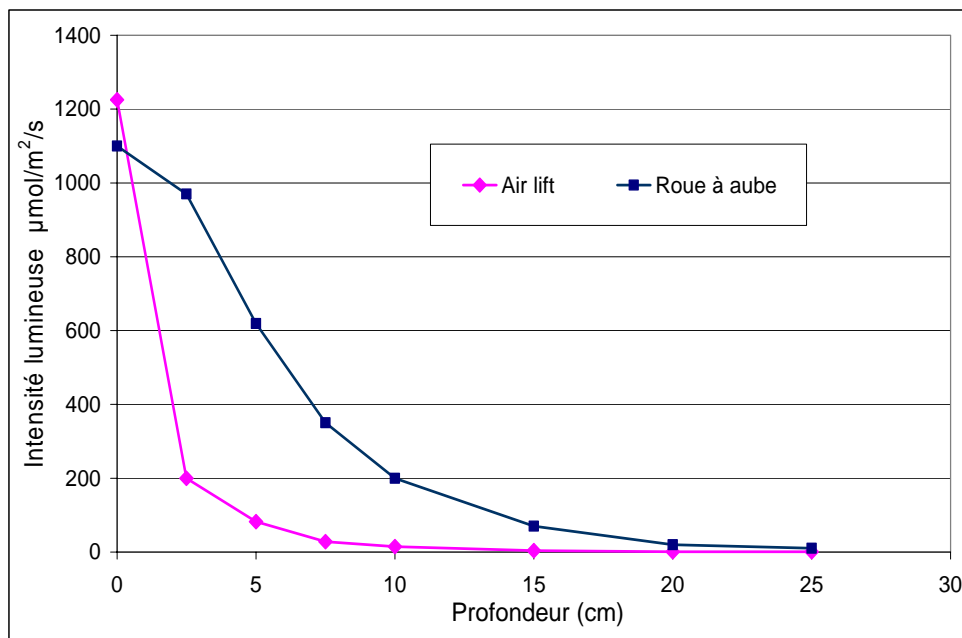


Figure 24. Evolution de l'intensité lumineuse en fonction de la profondeur et du système d'agitation dans le chenal algal à haut rendement

VI CORRELATIONS

Suite à cette étude hydrodynamique complète des deux installations chenal algal pilote et la station Saada, nous avons essayé d'établir quelques corrélations reliant le rapport des grandeurs caractéristiques de mélange et de circulation T_m et T_c , aux différents paramètres hydrodynamiques des deux installations visées par notre étude. Il est à noter qu'on a testé une série de corrélations sur les données hydrodynamiques de deux installations étudiés, mais seulement quelques corrélations étaient applicables pour le chenal de Saada.

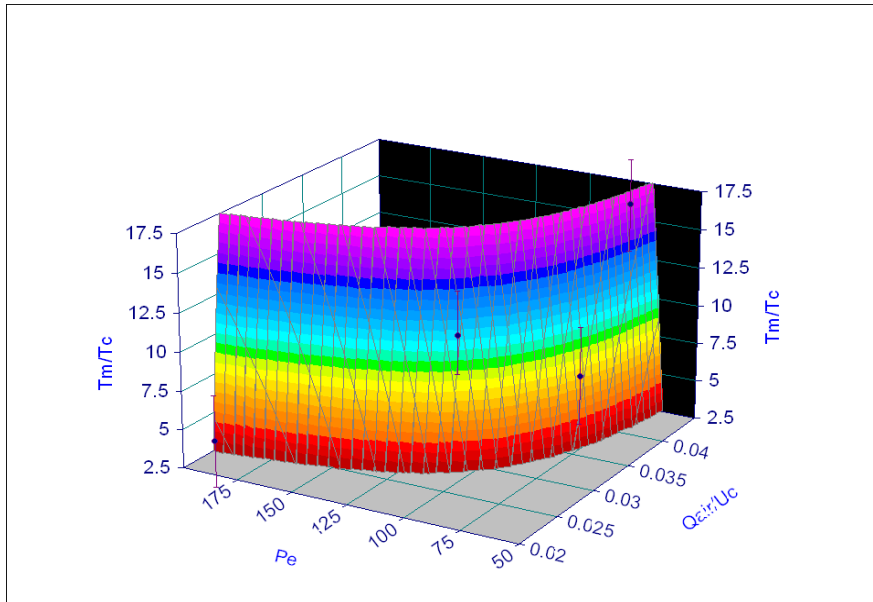


Figure 25. corrélation entre le rapport T_m/T_c , le rapport Q/U_c et le nombre de Peclet (Pe) de la station Saada

L'équation de cette corrélation est la suivante :

$$\frac{T_m}{T_c} = a + b * \left(\frac{U_c}{Q_{air}} \right)^2 + \frac{c}{Pe}$$

Avec :

Q_{air} : débit d'air ($Nm^3/m^2.h$)

U_c : vitesse de circulation d'eau (m/h)

$a = 193,46$, $b = -0,078$; $c = -9893,66$ et un $R^2 = 0,9999$

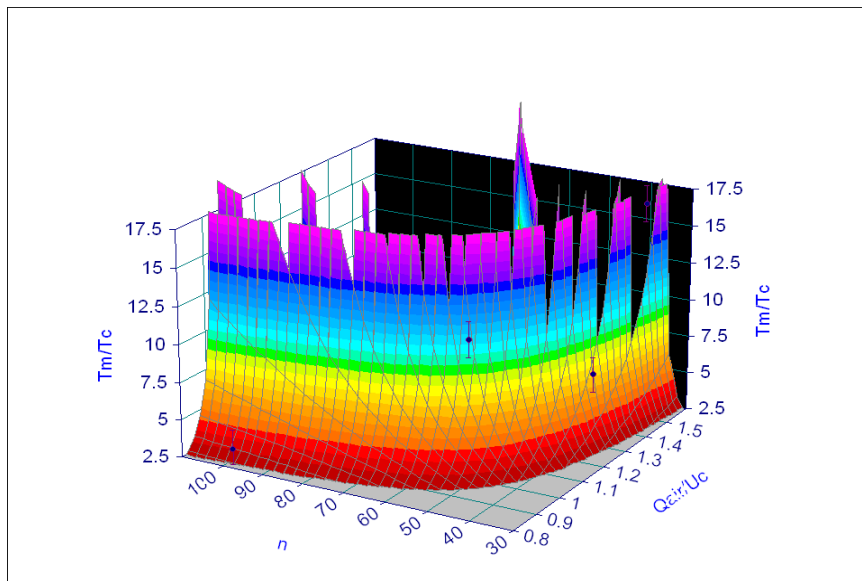


Figure 26. Corrélation entre le rapport T_m/T_c , le rapport Q_{air}/U_c et le nombre de cuve en série (n) de la station Saada

L'équation de cette corrélation est la suivante :

$$\frac{Tc}{Tm} = a + b * \left(\frac{Uc}{Qair} \right)^2 + \frac{c}{n^2}$$

Avec :

Qair: débit d'air (Nm³/m².h)

Uc : vitesse de circulation d'eau (m/h)

a = -1,205, b = 1,003 ; c = 1179,09 et un R² = 0,999

VII Conclusion

La méthodologie d'essai de traçage sur pilote a été mise au point et appliquée avec succès dans la station Saada Marrakech (544 m²). Les essais sur les deux installations étudiées confirment que l'hydrodynamique du réacteur correspond bien à un modèle piston dispersif avec recirculation qui s'ajuste très bien au modèle de Voncken. Les deux méthodes d'ajustement testées sont équivalentes et permettent de trouver les paramètres du modèle (Tc et Peclet) avec une bonne précision.

Ces valeurs permettent ensuite de déduire le nombre de cuves parfaitement mélangées en séries et la dispersion axiale. On constate aussi que dans le cas du pilote, le nombre de Peclet et le nombre de réacteurs en série varient peu avec le débit d'air injecté, ce sont la vitesse de circulation et le coefficient de dispersion axiale qui sont affectés par les variations du débit. Par contre pour le chenal Saada tous les paramètres hydrodynamiques varient avec le débit d'air pour l'air lift et aussi avec la vitesse de la roue à aubes. Cela nous amène à penser que certains paramètres hydrodynamiques sont liés aux paramètres géométriques de chaque station.

Des régressions expérimentales sont proposées pour interpréter les résultats. A l'issue de cette étude nous pouvons donc considérer que l'hydrodynamique en eau claire est dorénavant bien connue et caractérisée. Il faudra encore vérifier si elle n'est pas modifiée par la présence de biomasse.

Les deux systèmes d'agitations installés pour le chenal de Saada permettent d'avoir des vitesses de circulations capables de maintenir les algues en suspension. Malgré le fait que le coût d'investissement initial pour la mise en œuvre du système à air lift soit plus élevé que

celui de la roue à aubes, le gestionnaire de la station peut s'assurer qu'à court terme (1 an), le système air lift est le système le plus rentable vu la consommation plus élevée de la roue à aubes.

Nous disposons donc d'informations nécessaires pour la modélisation de la filière (Vasel *et al* 2004), ainsi pour l'interprétation des essais de mesure de transferts gazeux (O_2 , propane, CO_2), et pour combiner l'hydrodynamique du réacteur aux cinétiques biochimiques.

Références bibliographiques

- Azov Y and Shelef G., (1982). Operation of high-rate oxidation ponds: theory and experiments. *Water Res.*, 16: pp 1153-1160.
- Azov Y., (1982). Effect of pH on inorganic carbon uptake in algal cultures. *Appl. And Env. Microbiol.*, 43: pp 1300-1306.
- Banat I., Puskas K., Esen I., Al-Daher R., (1990). Wastewater treatment and algal productivity in an integrated ponding system. *Biological wastes*, 32: pp 265-275.
- Couvert A., (2000). Etude d'un réacteur Air-Lift rectangulaire à recirculation interne. Hydrodynamique et transfert de matière gaz – liquide. Thèse, INSA de Toulouse, 206 p.
- Cromar N.J., Fallowfield H.J., Martin N.J., (1996). Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture. *Wat. Sci. and Tech.*, 34: pp 133-140.
- Edeline F., (1998). L'épuration physico-chimique des eaux, théorie et technologie 4ème édition, CEBEDOC, Liège, 287 p.
- Eisenberg D.M., Benemann J.R., Oswald W.J., (1981). Recent advances in the utilization of high rate photosynthetic wastewater treatment systems. *Proc. Water Reuse Symp.*, 2: pp 1615-1637.
- El Hamouri B., Jellal J., Outabiht H., Nebri B., Khallayoune K., Benkerroum A., Hajli A & Firadi R., (1995). The performance of a high-rate algal pond in the moroccan climate. *Wat. Sci. Tech.*, 31: pp 67-74.
- EL Ouarghi H., Boumansour B.E., Dufayt O., El Hamouri B., Vasel J.L., (2000). Hydrodynamics and oxygen balance in high-rate algal pond. 4th International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds: Technology and Environment. IAWQ, Marrakech, 20th – 23th April 99. *Wat. Sc. Tech.*, 42(10): pp 349-356.
- Jupsin H., Praet E., Vasel J. L., (2002). Dynamic mathematical model of High Rate Algal Pond (HRAP). 5th International IWA specialist group conference, Waste Stabilization Ponds: Pond Technology for the New Millennium, 2-5 April, Auckland, New Zealand. IWA-NZWWA, pp 511-518.
- Jupsin H., Praet E., Vasel J.L., (2003), "Dynamic mathematical model of High Rate Algal Pond (HRAP)", *Wat. Sci. Tech.*, 48(2): pp197-204.
- Mihalyfalvy E., Johnston H.T., Garrett M.R., Fallowfield H.J., Cromar N.J., (1998) "Improved Mixing of High rate Algal Ponds", *Wat. Res. Vol 32 N° 4*, pp 1334-1337.

- Moersidik S.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, Montpellier I, 204 p.
- Nurdogan Y., Oswald W.J., (1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Wat. Sci. Tech.*, 31: pp 33-43.
- Oswald W.J., (1963). High rate pond in waste disposal. *Development in industrial biotechnology*, 4: pp 112-119.
- Petrovic D.L.J., Posarac D., Dudukovic A., (1990). Mixing time in gas-liquid draughy tube airlift," *Chem. Engng. Sci.*, 45, n°10: pp 2967- 2970.
- Picot B., El Halouani H., Casellas C., Moersidik S., Bontoux J., (1991). Nutrient removal by high-rate pond system in a Mediterranean climate (France). *Wat. Sci. Tech.*, 23, Kyoto: pp 1535-1541.
- Picot B., El Halouani H., Casellas C., Moersidik S., Bontoux J., (1991). Nutrient removal by high rate pond system in mediterranean climate (France). *Wat. Sci. Tech.*, 23: pp 1535-1541.
- Richmond A., Becker E.W., (1986). Technological aspects of mass cultivation - a general outline. In: A. Richmond (Ed.), *Handbook of microalgal mass culture*. CRC Press Inc., Boca Raton, Fla., pp 245-263.
- Savitzky A.E., Golay M.J.E., (1964). Smoothing and differentiation of data by simplified least square procedures. *Anal. Chem.* 36: pp 1927-1936.
- Shelef G., Moraine R., Meydan A., Sandbank E., Schlegel H.G., Barnea B., (1977). Combined algae production - wastewater treatment and reclamation systems. *Microbial energy conversion*. Headington, Pergamon Press Ltd.
- Vassel J.L., Jupsin H., Picot B., (2004). Progress in modelization of HRAP, 6th international IWA Conference on Waste Stabilisation Ponds, Avignon (France), pp 433-439.
- Villermaux J., (1995). Génie de la réaction chimique, Conception et fonctionnement des réacteurs. 2ème édition, Tec & Doc – Lavoisier. 439 p.
- Voncken R.M, Holmes D.B, & Den Hartog H.W., (1964). "Fluid flow in turbine- stirred, baffled tanks- II – Dispersion during circulation", *Chem. Engng. Sc.*, pp 209-228.

CHAPITRE III : TRANSFERTS GAZEUX

I. Introduction

L'épuration biologique des eaux usées est fondée sur la transformation des matières biodégradables par les micro-organismes, le plus souvent des bactéries. Celles-ci dégradent partiellement ou totalement les substances organiques ou inorganiques en les métabolisant grâce à leur système enzymatique, par divers processus impliquant notamment des oxydoréductions ou des hydrolyses. L'épuration par procédé biologique aérobie fait donc appel à un élément clé et majeur qui est l'oxygène. D'où le grand intérêt de maîtriser son transfert dans chaque station d'épuration.

Le système d'aération est un composant essentiel des unités de traitement biologique aérobie. De ce fait, les capacités d'oxygénation des systèmes d'aération mis en place doivent donc être connues pour permettre à l'utilisateur de choisir l'équipement permettant une fourniture d'oxygène suffisante au coût le plus bas possible. Au-delà des conséquences environnementales positives d'un dimensionnement correct du système d'aération proprement dit, l'augmentation de son apport spécifique brut conduira nécessairement à des économies d'énergie et par conséquent, de coût de fonctionnement (Edeline, 1998).

Dans une filière de traitement biologique aérobie des eaux usées, une biomasse épuratrice dégrade la matière organique polluante, en présence d'oxygène dissous. Celui-ci est apporté soit par les algues et par échange direct avec l'atmosphère pour les filières lagunages et chenal algal à haut rendement, soit par un dispositif d'aération, ce qui représente alors la principale source de consommation d'énergie dans une station d'épuration, et influence directement la qualité et le prix de l'épuration.

Dans le cas du chenal algal à haut rendement, un brassage en continu par le système d'agitation assure une mise en suspension de la biomasse du chenal et favorise aussi le transfert d'oxygène dans la colonne d'eau. En effet lorsque le milieu est saturé en oxygène en raison de la photosynthèse, on observe un strippage de ce dernier vers l'atmosphère. Inversement durant la nuit, les algues respirent et ne font pas de photosynthèse, ce qui a pour conséquence une chute de la concentration en oxygène dissous. Ces flux seront régis par les transferts de masse que l'on caractérise habituellement par l'apport horaire ou encore l'apport spécifique brut après une mesure du coefficient de transfert gaz/liquide (Kla), du volume du bassin et de la puissance électrique consommée.

Notons que d'autres échanges de matière gaz/liquide peuvent également se produire dans un chenal algal : c'est le cas du dioxyde de carbone (CO_2), mais cette fois ci de manière inverse à celle observé dans le cas d'oxygène. On peut également citer d'autres échanges généralement négligés dans les modèles mathématiques de ces systèmes tels que le strippage éventuel de NH_3 et de H_2S , voire de carbone organique volatile (COV).

Si on désire quantifier les transferts de matière en O_2 et CO_2 , il convient de mettre au point des méthodologies qui permettent de quantifier ces coefficients d'échange et d'intégrer ces phénomènes dans le modèle. Par ailleurs les méthodologies mises au point pourraient également permettre d'estimer les coefficients d'échange pour d'autres gaz et d'affiner ainsi le modèle.

Comme nous avons déjà vu, le modèle hydrodynamique du réacteur correspond à un écoulement de type piston avec recirculation (Marlier et L'Homme, 1974 et Namèche et Vassel, 1996), il conviendra de mettre au point des méthodologies de mesure des coefficients de transfert appropriées à ce type d'écoulement.

I-1 Définition d'un transfert gaz/liquide

Le transfert de l'oxygène de la phase gazeuse aux micro-organismes suspendus dans le mélange gaz-liquide s'opère selon un processus bien défini. Les molécules d'oxygène rencontrent diverses résistances durant leur traversée de la phase gazeuse vers les micro-organismes. Selon Moo-Young *et* Blanch. (1981), il existe huit résistances au transfert de l'oxygène :

- i. dans le film gazeux, à l'intérieur de la bulle d'air,
- ii. dans le film gazeux, à l'interface gaz- liquide,
- iii. dans le film liquide, à l'interface gaz- liquide,
- iv. au sein de la phase liquide,
- v. dans le film liquide entourant le micro-organisme,
- vi. à l'interface liquide- micro-organisme,
- vii. résistance interne du micro-organisme,
- viii. résistance au niveau des sites bioréactionnels.

Pratiquement, les résistances 4 à 8 peuvent être négligées (Dhaouadi, 1997). Le problème du transfert est alors réduit à une question de transfert à l'interface gaz-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 (Edeline, 1998). Cette interface gaz – liquide a été étudiée par plusieurs chercheurs. Présentée de manière simplifiée, elle consiste en la juxtaposition de deux films (un film gazeux et un film liquide), d'une certaine épaisseur (Fig. 1).

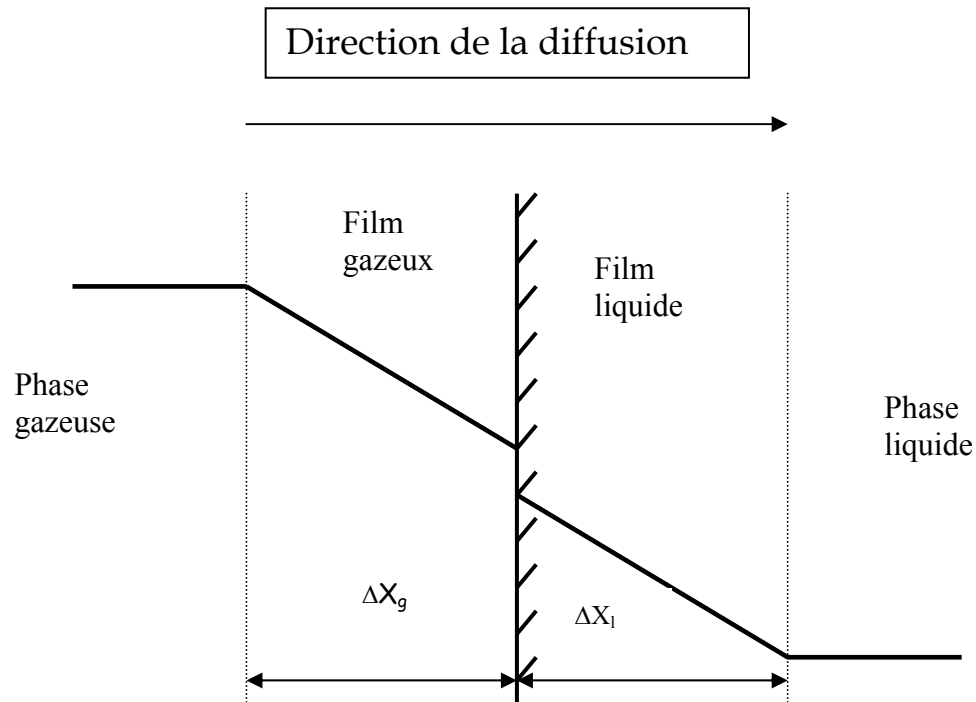


Figure 1. Schéma de l'interface gaz – liquide

Avec :

ΔX_g : épaisseur du film gazeux

ΔX_l : épaisseur du film liquide.

I-2 Equation du bilan en oxygène dissous

Des nombreuses études sont conduites pour optimiser les transferts d'oxygène et donc le dimensionnement et le fonctionnement des systèmes d'aération, afin d'assurer au mieux et au moindre coût, la couverture des besoins en oxygène des stations d'épuration des eaux usées.

Pour comprendre le bilan en oxygène dans le cas d'un écoulement piston, on peut se reporter à l'équation du bilan en oxygène dissous dans un cours d'eau développée par Odum (1956). Cette équation comprend des termes de sources (P) et de consommation (R).

En un point donné, sans tenir compte des termes d'apport, le processus peut être décrit par l'équation suivante:

$$\frac{dC}{dt} = K l a (C_s - C) + P - R \quad (1)$$

Avec :

- Kla : coefficient de réaération pour l'oxygène (h^{-1})
- C_s : concentration en oxygène dissous à saturation (mg/l)
- C : concentration en oxygène dissous (mg/l)
- P : production d'oxygène dissous par photosynthèse (mg/l.h)
- R : vitesse de consommation d'oxygène dissous (mg/l.h)

Le terme Kla est supposé constant et dépend du système d'aération choisi. Dans le cas d'une rivière, on parle de K_2 , et ce dernier dépend de la turbulence de l'écoulement. Il peut être déterminé expérimentalement.

L'examen de cette relation (1) montre bien que si l'on suppose que la respiration est constante, on peut mesurer cette valeur la nuit, lorsque $P = 0$. Le coefficient de réaération peut être, quant à lui calculé en utilisant l'expression suivante, qui est une intégration de l'équation (1) avec $P = 0$ et $R = cte$:

$$C_t = C_s - \left(\frac{R}{Kla} \right) - \left[C_s - C_0 - \left(\frac{R}{Kla} \right) \right] \cdot e^{-Kla \cdot t} \quad (2)$$

On pourra par la suite calculer l'évolution de P au cours du temps en suivant dC/dt , $[P = \frac{dC}{dt} + R - Kla (C_s - C)]$ à condition d'avoir préalablement quantifié le coefficient de transfert Kla , c'est ce que nous nous proposons de faire dans ce chapitre.

I-3 Essai d'aération

L'étude hydrodynamique a montré que l'écoulement dans un CAHR est de type piston dispersif avec recirculation, et qu'il peut être schématisé par une série de cuves parfaitement mélangées avec recirculation (Fig. 2).

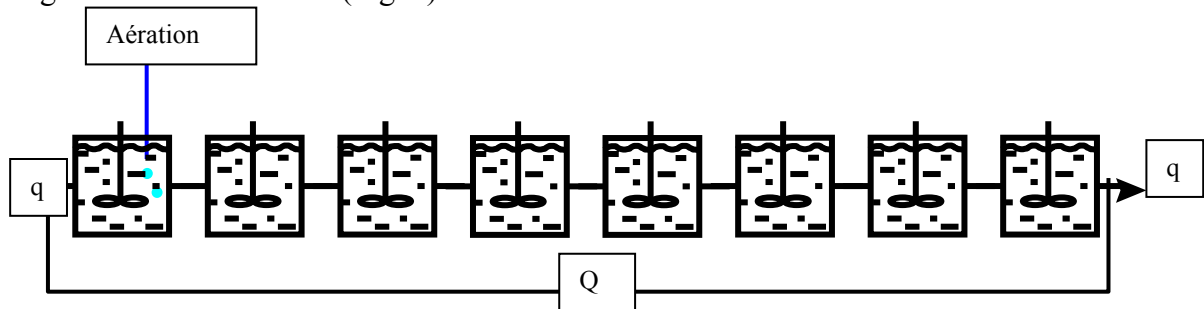


Figure 2. Schéma représentatif de l'écoulement dans un CAHR

Avec :

Q : débit de recirculation dans le chenal (m^3/h)

q : débit entrant dans le chenal (m^3/h)

n : nombre de réacteur mélangés en série.

Dans cette configuration le premier réacteur est aéré (Kla) et il y a éventuellement un transfert d'oxygène par la surface (K_2) dans les réacteurs suivants. Nous avons adopté la notation K_2 par analogie avec le K_2 des rivières puisque le phénomène est analogue et résulte du transfert avec l'atmosphère induit par la turbulence de l'écoulement, sans qu'aucun équipement mécanique ne soit présent dans ces réacteurs.

Habituellement, dans les stations d'épuration de type boues activées, les essais d'aération sont interprétés en utilisant le modèle correspondant à une cuve parfaitement mélangée (ASCE, 1990). Si le mode d'écoulement du réacteur étudié est différent, la théorie est mise en défaut, les hypothèses ne sont plus vérifiées et il faut utiliser d'autres équations. Certains chercheurs ont cependant essayé d'évaluer l'erreur commise, quand un bassin est assimilé indûment à un réacteur parfaitement mélangé. Sweeris et Trietsch (1974), ont suggéré une telle approche et proposé une série d'équations pour corriger la valeur déterminée pour la capacité d'oxygénation dans les stations équipée de bassins allongés, comme, par exemple, fossés d'oxydation, carroussel, etc..

Cette configuration offre un avantage intéressant pour l'élimination de l'azote puisque les zones aérées (nitrification) peuvent être suivies des zones anoxiques (dénitrification). La détermination du transfert d'oxygène en eau claire pose des problèmes pour ce type de configuration. De plus, il y a actuellement une tendance à séparer les fonctions agitation et aération sur les réacteurs de grande longueur afin d'optimiser le transfert d'oxygène (Da Silva, 1994; Gillot, 1997).

Dans ce sens, une récente étude a mis en évidence le couplage entre le transfert d'oxygène et l'hydrodynamique d'un réacteur de type fossé d'oxydation (Jupsin *et al.*, 2002) en définissant un critère à partir duquel l'écoulement ne peut plus être considéré comme parfaitement mélangé.

Dans notre cas, comme nous l'avons montré dans le chapitre hydrodynamique, l'écoulement dans nos réacteurs (CAHR) a été défini comme étant de type piston dispersif avec une forte

recirculation. Les essais d'aération doivent impérativement tenir compte de l'hydrodynamique particulière du réacteur.

Dans ce chapitre, nous allons étudier les transferts gaz-liquide dans les deux installations chenal algal visées auparavant par l'étude hydrodynamique. Notre travail sera résumé dans la détermination des coefficients de transferts de certains gaz (O_2 , CO_2 , NH_3 , C_3H_8), et ceci pour différentes conditions.

Sur le pilote :

- vu l'hydrodynamique de notre bassin, il faut d'abord définir une méthode d'essai adaptée et susceptible de donner des résultats fiables qui traduisent le transfert physique du gaz,
- interprétation des données tout en tenant en compte du type d'écoulement dans le pilote,
- étudier l'effet de l'augmentation du débit d'air appliqué dans la fosse sur le coefficient de transfert Kla et sur d'autres grandeurs (capacité d'oxygénation OC, apport horaire AH et apport spécifique brut ASB).

Sur le chenal installé à Saada :

- Chiffrer le coefficient de transfert d'oxygène dans le chenal pour les deux systèmes d'agitation (air lift et roue à aubes) sous différentes conditions de fonctionnement.
- Comparer les deux systèmes d'agitation par rapport au rendement d'aération (efficacité et coût).

II. Transfert d'oxygène dans le pilote :

II-1 Matériels et méthodes

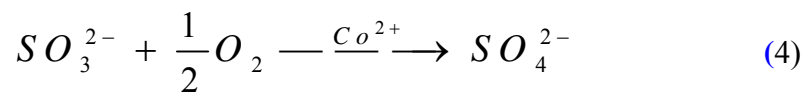
Afin de trouver une méthode d'essai d'aération adaptée à un réacteur comme le CAHR, nous avons testé 3 méthodes différentes (sulfite, sulfite injecté sur une durée correspondant à un tour (T_c) et essai à l'azote). Ces méthodes ont été effectuées sur le pilote avec de l'eau claire, sans biomasse (P et R nuls), et se résument, pour un élément de fluide bien mélangé, à l'équation classique :

$$\frac{dC}{dt} = Kla (C_s - C) \quad (3)$$

II-1-1 Essai au sulfite

Cette méthode consiste à désoxygéner un volume d'eau (290 l) par voie chimique. Parmi les méthodes chimiques, on trouve l'absorption du CO₂, l'oxydation de l'hydrazine, l'oxydation enzymatique du glucose, et l'oxydation des ions sulfites en présence d'un catalyseur (Charpentier, 1981). La dernière méthode est sans doute la plus employée en Génie des Procédés pour les nombreux avantages qu'elle procure.

Nous allons nous intéresser de plus près à cette méthode pour désoxygéner notre réacteur. En présence d'un catalyseur (cobalt Co²⁺), les ions sulfite sont oxydés en sulfate selon la réaction suivante :



Nous avons injecté 25 g du sulfite et 0,95 g de cobalt (en poudre) dans un réacteur de 290 l, ensuite nous avons bien mélangé pour atteindre une valeur de 0 pour l'oxygène dissous (OD) dans l'ensemble du réservoir. Avec cette eau (OD = 0 mg/l), nous avons alimenté le chenal algal pilote, la circulation et la réaération étant assurées par l'air-lift.

Nous avons effectué plusieurs essais en changeant chaque fois le débit d'air à l'aide d'un rotamètre (voir chapitre hydrodynamique). Grâce à 3 sondes à oxygène de types *Orbisphere laboratories model 26072* placées en différents endroits, nous avons pu suivre l'évolution de l'oxygène dissous (OD) en continu avec une fréquence d'acquisition d'une mesure par seconde. La figure 3 présente le dispositif expérimental dans son ensemble.

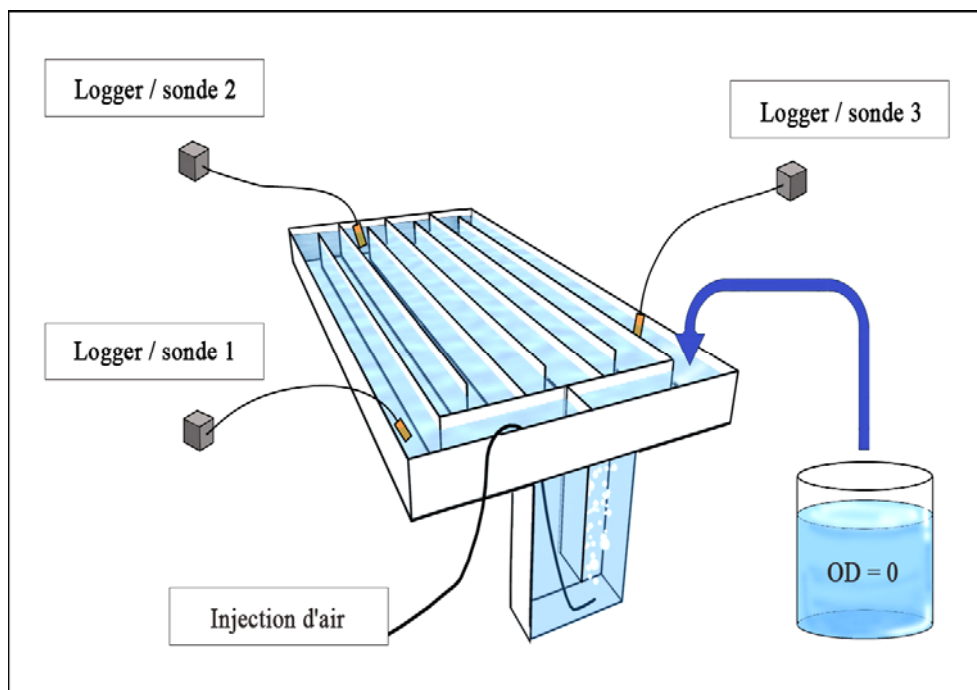


Figure 3. Dispositif expérimental pour les essais au sulfite

L'inconvénient de cette procédure est que l'écoulement dans le réacteur, induit par le fonctionnement de l'air lift, n'est pas nécessairement stabilisé lorsque la remontée de l'oxygène commence.

II-1-2 Essai au sulfite sur un tour

Cette méthode est basée sur le même principe que la précédente, mais au lieu de désoxygéner l'eau puis d'alimenter le pilote avec celle-ci, on prépare une solution concentrée en sulfite (25 g de sulfite et 0,97g de cobalt ont été dilués dans petit volume d'eau du pilote) puis on l'injecte sur un tour (le temps de circulation : le temps nécessaire pour que la masse d'eau parcourt le chenal pilote).

L'étude hydrodynamique nous a permis de calculer le temps de circulation pour chaque débit d'air testé. Nous avons utilisé ces informations lors des essais d'aération, c'est-à-dire que pour chaque débit d'air appliqué lors d'un essai d'aération nous avons injecté une solution de sulfite concentrée en un seul point pendant un temps qui correspondait au temps de circulation calculé auparavant lors de l'étude hydrodynamique. L'évolution de l'oxygène dissous a été suivie par le biais de 3 sondes à oxygène (orbisphere laboratories model 26072) placées en différents endroits : avant la fosse, après la fosse et au milieu du chenal (fréquence

d'acquisition d'une mesure/seconde). La figure 4 montre le dispositif expérimental dans son ensemble.

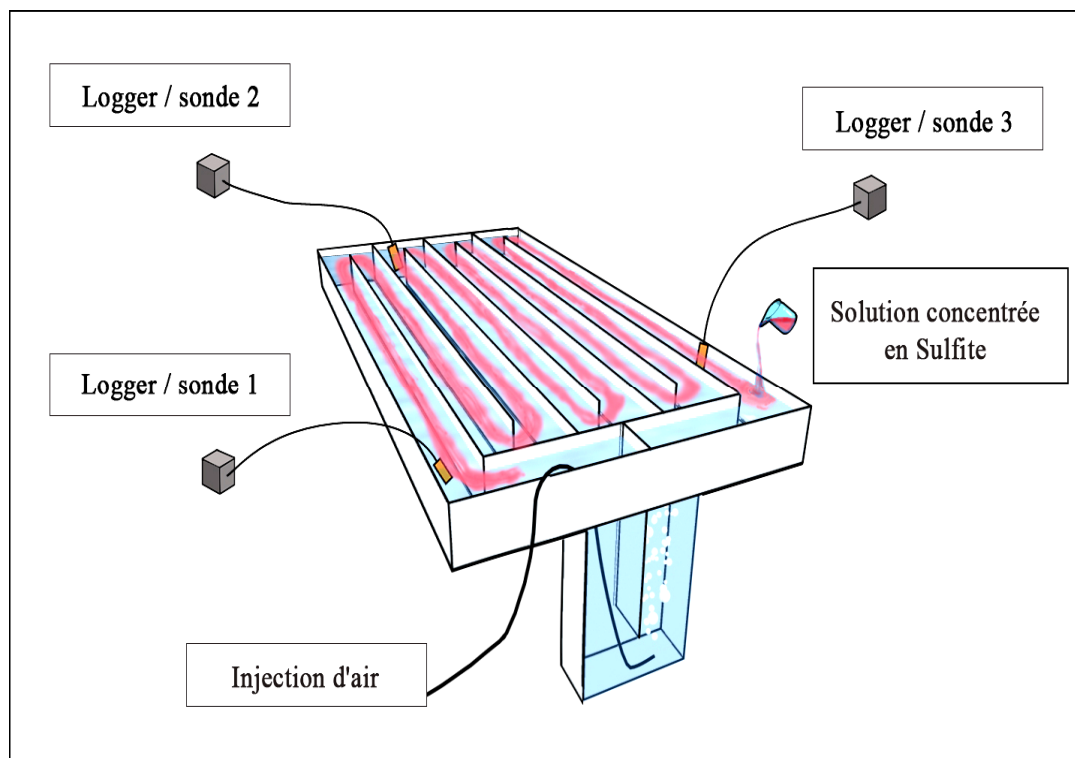


Figure 4 : Dispositif expérimental pour les essais au sulfite sur un tour

II-1-3 Essai à l'azote

Une quantité d'azote est injectée dans le pilote par le système air lift, l'objectif étant de désoxygéner l'eau du pilote par « strippage » de l'oxygène. Une fois l'eau du pilote désoxygénée ($OD = 0$), grâce à une vanne à 3 voies on passe « instantanément » de l'azote à l'air au même débit préalablement réglé, tout en conservant un écoulement que l'on considèrera alors comme établi (stationnaire) dans le pilote. L'évolution de la concentration en oxygène dissous est enregistrée toutes les secondes aux trois endroits différents comme défini précédemment. La figure 5 présente le dispositif expérimental dans son ensemble.

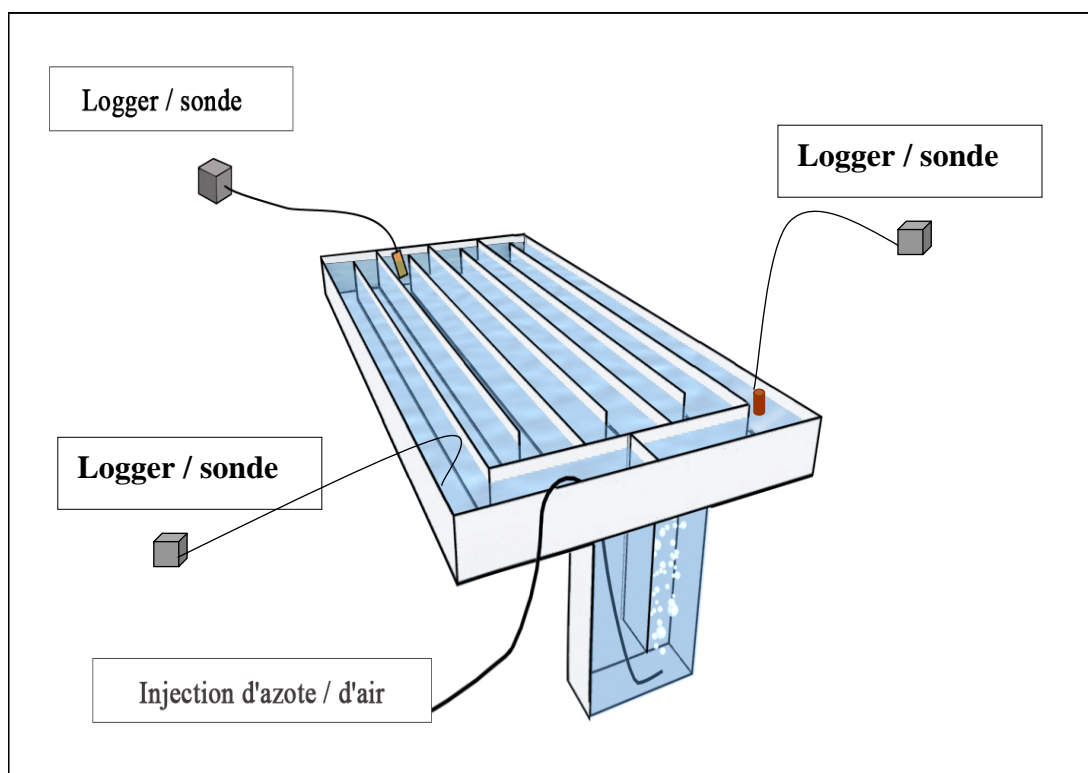


Figure 5 : Dispositif expérimental pour un essai à l'azote

II-2 Résultats et discussions

Avant d'étudier l'effet de l'augmentation du débit d'air appliqué dans l'air lift, il fallait tout d'abord trouver la méthode la mieux adaptée pour réaliser les essais de transfert d'oxygène dans le système. Nous allons donc comparer les résultats obtenus avec les trois méthodes.

II-2-1 Evaluation des trois méthodes testées :

a- Essai au sulfite

Comme le montre le graphique de la figure suivante.

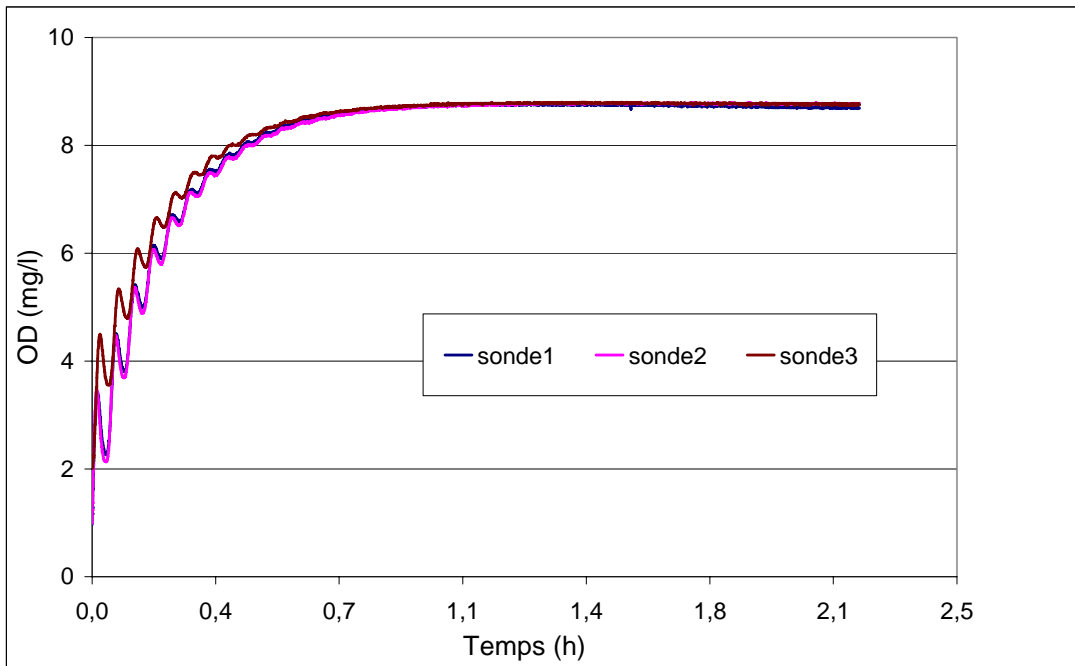


Figure 6. Courbe d'aération (essai au sulfite) en eau claire avec un débit d'air de 3,689 Nm³/m².h

On voit que la teneur en oxygène en un point du réacteur monte par paliers successifs. Arrivé à un palier cette teneur reste constante. Il faut alors attendre que le liquide ait effectué un tour complet pour que la teneur en oxygène augmente de l'incrément lié à un nouveau passage dans le réacteur « aéré ». On va ainsi remonter en paliers successifs vers la saturation, la durée d'un palier étant en principe égale au temps de circulation T_c , affectée de l'erreur causée par la dispersion (E_{z1}) plus ou moins grande dans le réacteur.

Il faut cependant, pour envisager d'utiliser cette méthode, être certain que le sulfite est totalement consommé lorsque l'essai commence, et que la teneur en oxygène dissous que l'on mesure ne varie que sous l'effet de la réaction physique de transfert (loi d'Adeney équation 3) sans que la réaction chimique (4) ne se maintienne. Dans le cas contraire, on aurait alors la réaction correspondant à l'équation 1 (avec $P = 0$ et R non nul) et on ne pourrait déduire le coefficient Kla de l'essai qu'à la condition de connaître la valeur de R au cours du temps, c'est-à-dire de connaître la cinétique de la réaction 3 en chaque point du réacteur au cours du temps.

Or, cette cinétique dépend à la fois de la teneur en O_2 et en sulfite et rend le problème beaucoup plus complexe. On constate sur l'enregistrement que les paliers ne se maintiennent pas à une valeur constante, comme attendu par la théorie.

b. Essai au sulfite sur un tour

Comme on imagine aisément que la cinétique du processus de transfert d'oxygène et l'hydrodynamique sont couplées, on doit réaliser l'essai en étant attentif à ce que la vitesse de remontée de l'oxygène dissous soit représentative du transfert d'oxygène et ne soit pas affectée par la propagation de l'eau dans le réacteur (advection). Pour ce faire on injectera dans le réacteur avant le début de l'essai, un débit de gaz identique à celui qui sera utilisé durant l'essai. Le fluide est ainsi en mouvement et si on a attendu suffisamment longtemps avant de commencer l'essai, on peut alors considérer que l'écoulement dans le réacteur est en régime établi, ce qui n'était pas le cas pour les premiers essais.

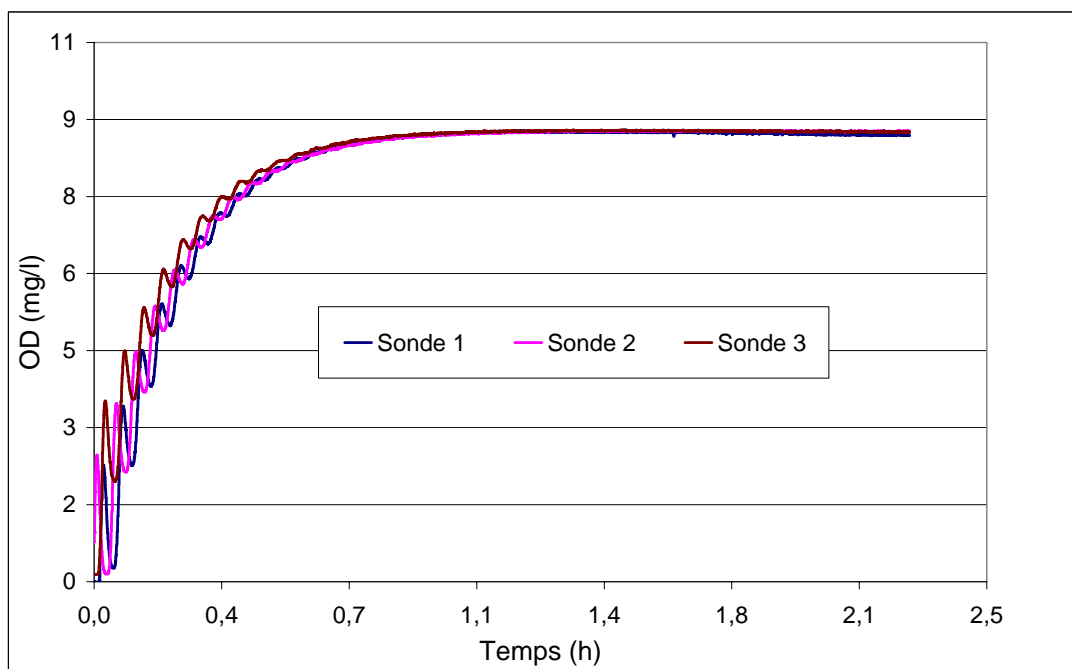


Figure 7 : Courbe d'aération (essai au sulfite sur un tour) en eau claire avec un débit d'air de 3,689 Nm³/m².h

Le mode d'injection du sulfite est différent mais la remarque méthodologique que nous avons fait sur le risque d'erreur associé à une réaction de consommation du sulfite incomplète lorsque l'oxygène commence à remonter, est également valable dans le cas présent. Comme dans le cas précédent les paliers ne sont pas stables et passent par des optimums locaux.

c. Essai à l'azote :

La figure 8 montre le résultat d'un essai à l'azote.

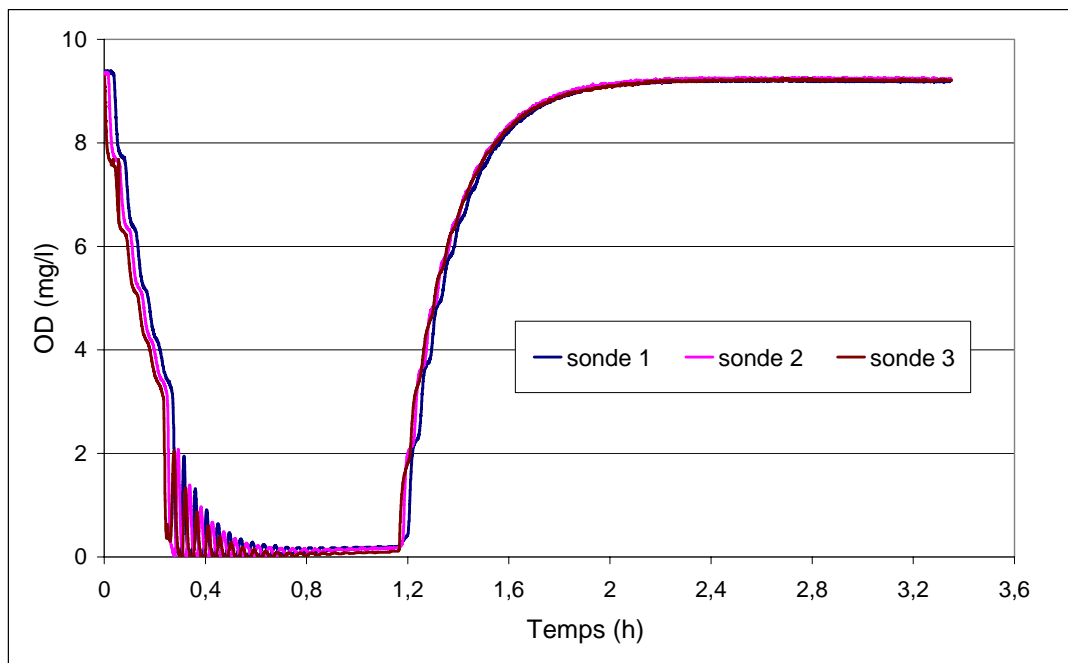


Figure 8. Courbe d'aération (essai à l'azote) en eau claire avec un débit d'air de 3,689 Nm³/m².h

L'avantage de cette méthode est qu'il n'y a pas de réaction chimique et donc que l'on est certain que la loi d'Adeney est applicable sans restriction. Notons que l'on pourrait aussi utiliser la partie descendante de la courbe pour interpréter l'essai. L'inconvénient de la méthode est qu'on doit fournir une grande quantité d'azote pour stripper l'oxygène de notre pilote. Ceci traduit notamment l'effet du K_2 dans les réacteurs qui suivent l'air lift.

De plus si cette technique est aisément mise en œuvre sur le chenal algal pilote de laboratoire, son emploi sur le terrain demanderait une quantité d'azote fort importante et il faudrait alors prévoir une méthodologie différente pour les mesures sur installations réelles.

Au terme de cette comparaison, nous pouvons estimer que la méthode à l'azote est la mieux adaptée pour notre chenal algal pilote. Nous disposons à présent de l'ensemble des données concernant les différents essais, et ce pour différents débits d'air. Ces données seront ensuite traitées afin de calculer le terme Kla .

Enfin, à partir des données obtenues et présentées ici, il conviendra ensuite d'interpréter l'ensemble des essais à l'azote pour pouvoir étudier l'effet de l'augmentation du débit d'air

sur le coefficient de réaération Kla , et d'examiner par la suite les interactions entre injection d'air, hydrodynamique et Kla .

II-2-2 Détermination du coefficient de transfert d'oxygène

Dans un chenal, l'hydrodynamique est proche d'un réacteur piston, et il est donc important de vérifier que le modèle employé pour les essais d'aération prend en compte la différence par rapport au modèle généralement utilisé, le modèle parfaitement mélangé. Contrairement à la façon habituelle dont les essais d'aération sont interprétés, c'est-à-dire en utilisant le modèle correspondant à une cuve parfaitement mélangée, le coefficient de transfert Kla dans notre chenal pilote sera calculé tout en tenant en compte du type d'écoulement dans le CAHR (piston avec fort débit de recirculation).

Le travail de Jupsin *et al.*, (2002), a porté sur « l'influence de l'hydrodynamique sur le transfert d'oxygène dans un fossé d'oxydation ». Si on reprend le schéma du graphique 2, le chenal peut être représenté par une série de cuves parfaitement mélangées en série, où l'aération se fait juste au niveau de la première cuve et pour laquelle on va parler d'un coefficient de transfert Kla , et pour les cuves qui suivent on aura plutôt une aération par la surface notée K_2 (par analogie avec le K_2 des rivières).

Du coup les paramètres de notre modèle seront Kla , K_2 , volume de la fosse, volume du chenal, n , q et (voir figure 2). L'ajustement du modèle sur les courbes expérimentales a été réalisé avec le logiciel Matlab[®] version 6, sur un programme spécialement réalisé à cet effet.

Ceci explique que pour chaque essai on aura :

- le coefficient Kla fosse qui correspond au coefficient de transfert d'oxygène ajusté au niveau de la première cuve où l'aération se fait,
- et K_2 chenal qui traduit le transfert d'oxygène dans le reste des cuves en série (n_{i+1} , avec i supérieur ou égal à 1).

La figure 9 présente les résultats des ajustements des données expérimentales de la sonde 1 placée en amont du pilote. Pour chaque sonde, on ajuste le Kla , le Cs et le K_2 (voir figure 9).

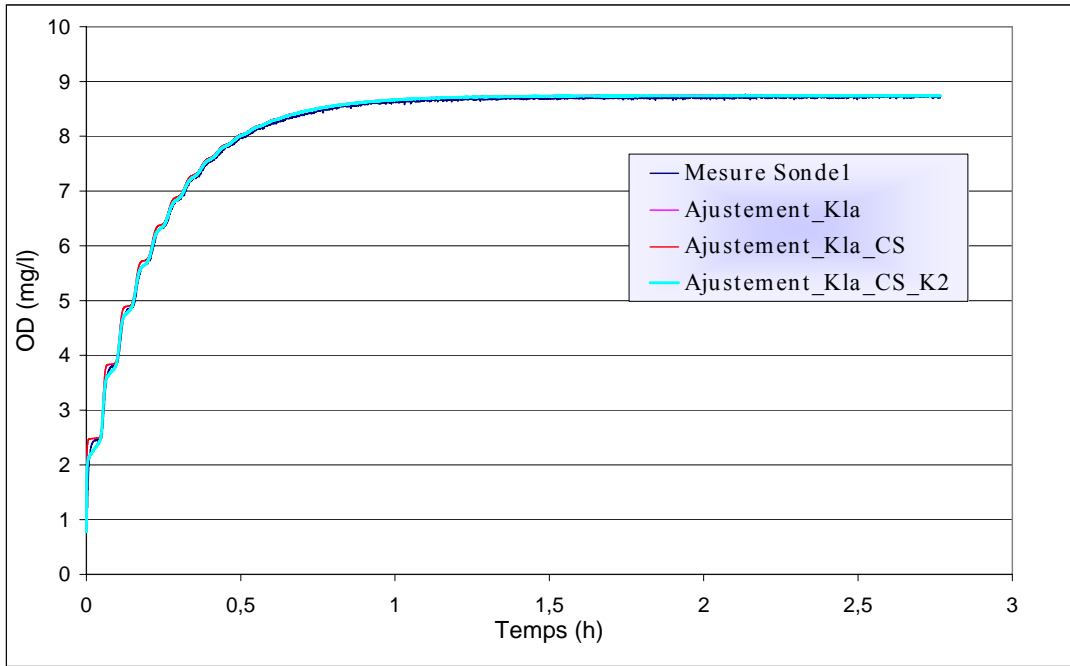


Figure 9 : Exemple d’ajustement des données expérimentales de la sonde d’oxygène 1 lors d’un essai à l’azote avec un débit de gaz de 3,689 Nm³/m².h

Ainsi, à partir des valeurs de Kla et K_2 , on peut en déduire le coefficient de transfert d’oxygène global qui traduit le transfert gaz-liquide dans l’ensemble du bassin. (Tab.1). Pour cela on utilisera la formule suivante :

$$Kla - global = (Kla * Volume_{fosse} + K_2 * Volume_{chenal}) / Volume_{total} \quad (5)$$

Les valeurs numériques des termes Kla , et K_2 tirés des résultats d’ajustement des données expérimentales (essais à l’azote) sont représentés dans le tableau suivant et aussi graphiquement sur les figures 10 et 11.

Tableau 1: les différents coefficients de transfert Kla ajustés du chenal pilote

Qair (Nm ³ /m ² .h)	Kla (h ⁻¹)	K_2 (h ⁻¹)	Kla global (h ⁻¹)
0,76	77	1,01	4,82
1,44	149	1,31	8,64
3,689	157	2,05	9,74
4,798	160	2,48	10,31
6,115	168	2,81	11,01

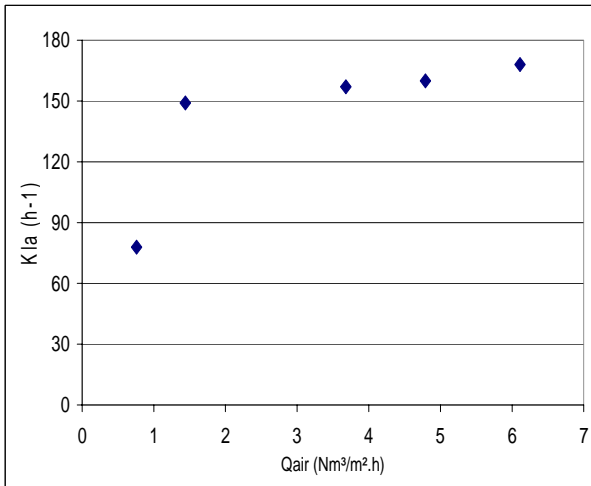


Figure 10. Evolution du coefficient de transfert d'oxygène K_{La} en fonction du débit d'air appliqué

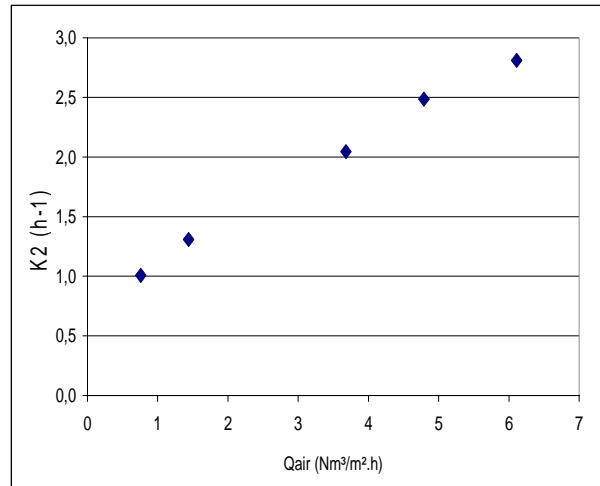


Figure 11. Evolution du coefficient de transfert d'oxygène K_2 en fonction du débit d'air appliqué

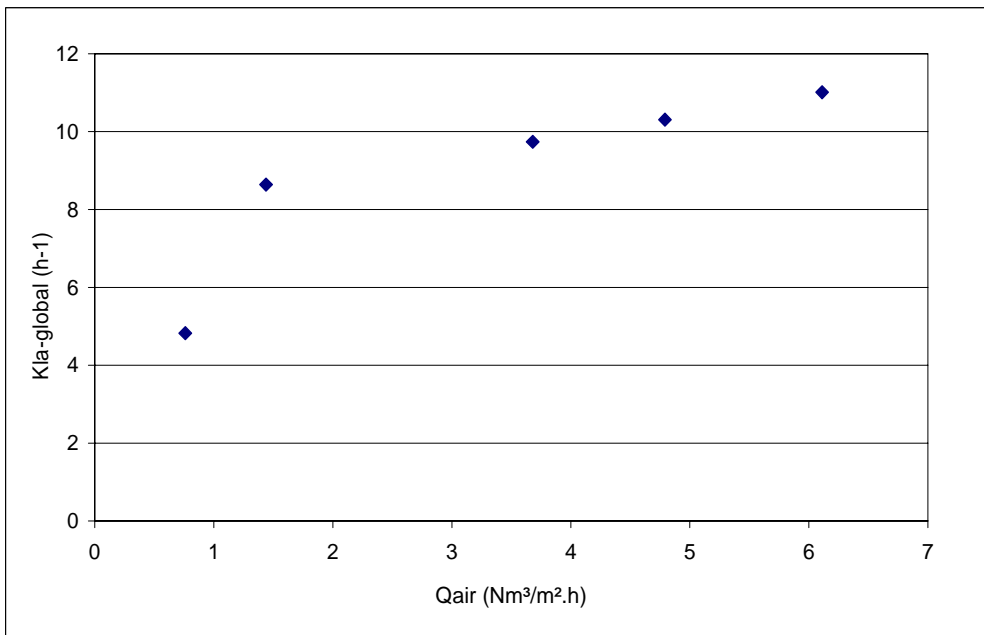


Figure 12. Evolution du coefficient de transfert d'oxygène K_{La} global en fonction du débit d'air appliqué

Les figures 10, 11 et 12 montrent l'évolution des différents coefficients de transferts calculés pour nos essais sur le pilote. Il apparaît qu'en régime, ces coefficients évoluent sensiblement de la même manière que le débit d'air injecté par les diffuseurs dans la fosse, à savoir qu'ils augmentent avec ce paramètre opératoire. Ceci s'accorde avec les travaux menés par d'autres chercheurs qui ont travaillé sur les réacteurs de type air lift (Kawalec-Pietrenko *et* Holowaczi, 1998 ; Smith *et* Skidmore, 1990 ; Siegel *et* Merchuk, 1988), c'est-à-dire que le K_{La} augmente avec la vitesse superficielle du gaz dans la fosse. Ce qui est logique, car une augmentation du

débit d'air (Q_{air}) se traduit par une rétention gazeuse plus importante, un plus grand apport d'oxygène est donc un transfert plus appréciable. Mais cette augmentation n'est pas linéaire. Les figures 10 et 12 font apparaître une augmentation de Kla et Kla -global avec le débit d'air appliqué jusqu'à une valeur critique à partir de laquelle ces coefficients se stabilisent progressivement. C'est-à-dire qu'au-delà de cette valeur de débit d'air, on ne gagne plus à augmenter le débit pour accroître le transfert. Ceci est normal si l'on considère les conclusions de Roustan *et* Line, (1996) à savoir que, quand le débit d'air devient très important, il n'agit plus beaucoup sur Kla . En effet, la vitesse du gaz devient importante dans l'air lift, mais sans avoir aucun effet sur le temps de séjour des bulles dans le réacteur.

D'où l'intérêt de ce genre d'étude pour collecter le maximum des données nécessaires pour aider les gestionnaires des stations d'épuration à prendre les bonnes décisions pour un bon fonctionnement de la station et avec un moindre coût énergétique. Surtout lorsqu'on sait que le poste d'aération compte pour 60 à 80 % de la consommation énergétique totale de la station d'épuration (Roustan, 1997 ; Bechac *et al.*, 1984). Les valeurs de Kla -global calculées, nous permettent de calculer des grandeurs habituelles employées pour étudier les performances des systèmes d'aération (Duchène et Héduit, 2000):

a. Capacité d'oxygénation (OC)

La capacité d'oxygénation (OC en $kgO_2/m^3.h$) est un critère de base permet de déterminer les possibilités d'oxygénation d'un système d'aération. elle représente la masse d'oxygène qui peut être transférée par le système (en kg) par unité de temps (heure) dans l'unité de volume du liquide (m^3).

$$OC = Kla * C_s * 10^{-3} \quad (6)$$

b. Apport horaire (AH).

L'apport horaire (AH en kgO_2/h) représente la masse d'oxygène introduite (en kg) par unité de temps (heure).

$$AH = OC * V \quad (7)$$

V est le volume du réacteur en m^3 .

c. Apport spécifique brut (ASB)

L'apport spécifique brut exprimé en kg O₂/h/kWh définit de la quantité d'oxygène transférée (en kg) par unité de consommation d'énergie consommée par le système d'aération (en kWh).

$$ASB = \frac{AH}{Puissance} \quad (8)$$

On remarque que le terme le plus important permettant de comparer les différents aérateurs est l'apport spécifique brut. En effet l'ASB tient compte non seulement de l'efficacité du transfert par le coefficient *Kla* mais en même temps de l'énergie nécessaire pour une efficacité donnée. L'ensemble des données est présenté dans le tableau suivant avec deux ASB différents : un ASB théorique calculé à partir des puissances dissipée et un autre ASB expérimental qui se base sur les puissances mesurés.

Pour calculer l'ASB d'un aérateur donné, on a besoin de la puissance consommée par le système d'aération. Dans le cas du pilote, nous avons essayé dans un premier temps de calculer théoriquement cette puissance par la formule proposée par Roustan *et al.*, (1975).

$$\frac{P_T}{V} = \frac{Q_a}{V} * \left[\frac{10,3}{\frac{H}{2} + 10,3} \right] . \rho . g . H \quad (9)$$

PT : puissance dissipée en kW,

Qa : débit d'air injecté dans la fosse en m/s,

V : volume du bassin en m³ (pilote),

H : la distance entre les diffuseurs d'air et le niveau d'eau du chenal en m.

La puissance dissipée dans le milieu n'est qu'une fraction de la puissance consommée (Pc). Roustan *et al.*, (1975) donnent ensuite:

$$\frac{P_C}{V} = 3,88 * 10^{-3} . Ug \quad (10)$$

Avec $\frac{P_C}{V}$ (kW / m³) et Ug (m/h)

Tableau 2 : Les valeurs numériques des grandeurs de performances des systèmes d'aération air lift

Q _{air} (Nm ³ /m ² .h)	Puissance dissipée calculée (W)	Puissance mesurée (W)	OC (kg O ₂ /m ³ .h)	AH (kg O ₂ /h)	ASB théorique (kg O ₂ /kWh)	ASB expérimental (kg O ₂ /kWh)
0,76	3	60	0,043	0,012	4,211	0,205
1,43	6	230	0,076	0,022	3,953	0,095
3,689	14	300	0,083	0,024	1,683	0,082
4,798	19	380	0,106	0,031	1,650	0,08
6,115	24	480	0,116	0,034	1,415	0,069

Comme on peut le constater les ASB théoriques calculés en utilisant les puissances théoriques dissipées dans le pilote sont trop élevées par rapport à ce qu'on trouve dans ce genre de bassin (CAHR). Ils sont plutôt proches de ceux rencontrés dans les boues activées. Roustan (1997) avait calculé un ASB moyen de 1,5 kg O₂/kWh pour une turbine lente de 50 - 100 t/min. Ceci nous a poussé à se poser des questions sur les valeurs des puissances dissipées calculées pour le système d'aération utilisé dans le pilote. La puissance dissipée traduit plutôt la puissance absolue transférée de l'aérateur vers le milieu (vers la colonne d'eau dans le chenal) et sous-estime la puissance réelle consommée. Il est alors évident que vu les pertes de rendement avec un tout petit débit d'air, en mesurant une puissance réelle nous aurons un ASB beaucoup plus faible. Nous avons donc mesuré au niveau des deux bornes la puissance réellement consommée par le système d'aération pour chaque essai.

Avec cette méthode, on trouve des ASB expérimentaux plus proches de la réalité (voir le tableau 2 : colonne ASB expérimental). Ceci confirme que les puissances dissipées théoriques sont loin d'être les puissances réellement consommées par le système d'aération, il faut donc utiliser la formule 9 avec précaution.

Les figures 13 et 14 illustrent l'influence des débits d'air appliqués sur les grandeurs AH, OC et ASB. La figure 13 montre l'influence du débit d'air appliqué sur l'apport horaire AH et la capacité d'oxygénation OC. Ces deux grandeurs suivent la même évolution que le coefficient *Kla* avec le débit d'air injecté. En effet la capacité d'oxygénation et l'apport horaire augmentent avec le débit d'air injecté dans l'air lift, mais cette augmentation est loin d'être

linéaire, c'est-à-dire que l'on tend vers une stabilité. Ceci est en bon accord avec le travail réalisé par Couvert (2000).

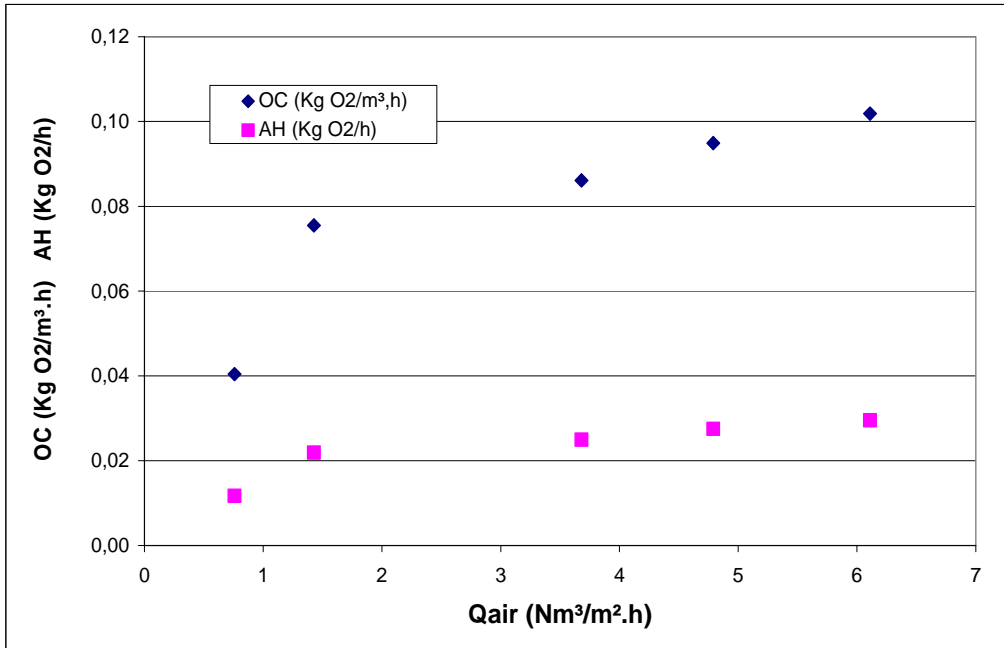


Figure 13. Evolution de l'apport horaire (AH) et la capacité d'oxygénation (OC) en fonction du débit d'air appliqué

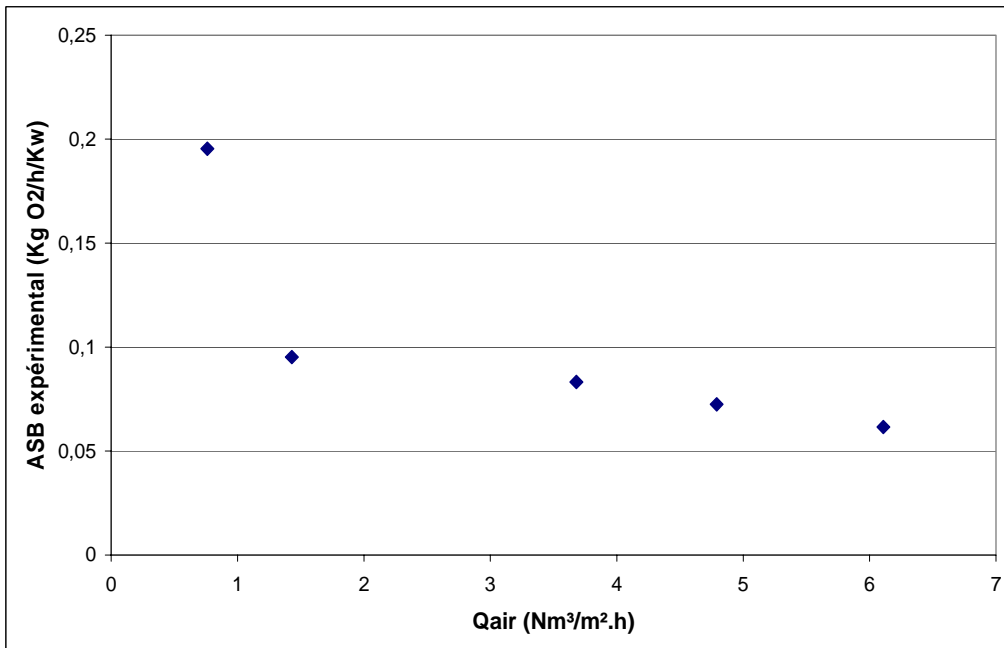


Figure 14. Evolution de l'apport spécifique brute (ASB) en fonction du débit d'air appliqué

Par contre l'apport spécifique brut expérimental ASB, a tendance à décroître quand on augmente le débit de liquide. Dabaliz (2002) avait étudié l'effet de l'augmentation du débit d'air dans son réacteur gaz-liquide, et ses résultats étaient semblables aux nôtres, c'est-à-dire

une augmentation du Kla , OC et AH et une chute des ASB avec le débit d'air injecté. Déronzier *et al.*, (1998) avaient montré aussi que dans de petits chenaux annulaires, l'accroissement du débit d'air en présence d'une vitesse horizontale entraîne systématiquement une chute du rendement d'oxygénation et de l'ASB.

Afin d'associer l'hydrodynamique et l'aération, nous avons testés trois méthodes qui nous semblaient prendre en compte ce couplage essentiel pour obtenir des résultats fiables. En se basant sur l'allure générale des graphiques, les essais à l'azote apparaissent les plus fiables et les plus corrects pour étudier un tel transfert gazeux dans ce réacteur pilote. Nous disposons à présent de l'ensemble des données concernant les différents essais et ce pour différents débits d'air. Ces données nous ont permis de calculer le coefficient de transfert d'oxygène Kla tout en prenant en compte l'hydrodynamique du réacteur (Jupsin *et al.*, 2002). Lors cette étude nous avons aussi examiné l'influence du débit d'air sur les termes Kla , AH, OC et ASB.

III. Installation chenal algal Saada

Contrairement aux essais de transfert d'oxygène réalisés dans le pilote avec l'azote, la station CAHR Saada nécessite une autre technique que celle d'injection d'azote pour désaérer. En effet les débits d'azote à injecter seraient énormes et nécessiteraient une installation spéciale de production locale par séparation azote/oxygène sur fibre creuse (exemple SPI), ce qui n'est pas envisageable à Marrakech.

III-1. Le choix de la méthode propane

Dans les réacteurs biologiques à biomasse libre comme le chenal algal et autres, il est difficile de déterminer le coefficient de transfert d'oxygène quand la biomasse est active et consomme ou produit de l'oxygène. D'où l'intérêt d'utiliser une méthode plus adaptée à ce genre de situation. On va utiliser un traceur gazeux qui n'est ni produit ni consommé dans le milieu. Un gaz traceur, qui ne subit que l'échange physique entre la phase gazeuse et la phase liquide, peut s'avérer un outil très intéressant pour quantifier les coefficients de transfert de matière gaz/liquide dans différents systèmes biologiques (Boumansour et Vasel 1996 ; Hebrard *et al.*, 2000). Le traceur sera strippé par le système d'aération puisqu'il n'existe pas à l'état naturel dans le milieu ni dans l'atmosphère. En suivant la concentration de propane en fonction du temps, il devient possible de calculer le coefficient de transfert $Kla-p$ du propane et ensuite une simple conversion nous permet de retrouver le coefficient de transfert Kla d'oxygène puisque plusieurs travaux ont montré l'existence un ratio constant entre les deux coefficients

en question. Ce ratio a été étudié par plusieurs chercheurs, pour nos essais nous avons choisi de travailler avec le ratio $\left(\frac{Kla}{Kla.p} = 1,386 \right)$ proposé par Boumansour et Vassel (1998). Une récente étude de Madsen (soumis pour publication) a proposé une autre valeur pour ce ratio:

$$R = \frac{Kla}{Kla.p} = \left(\frac{D(O_2)}{D(C_3H_8)} \right)^n = 1,56$$

Avec : $D(O_2)$ et $D(C_3H_8)$ les coefficients de diffusion d'oxygène et du propane. Notons que le coefficient n de la formule précédente peut nous donner une idée sur l'écoulement dans notre réacteur, car ce coefficient n dépend du niveau de la turbulence du milieu ($n = 0,5$ pour un écoulement turbulent et $n = 1$ pour un écoulement non turbulent). Si on prend les coefficients de diffusion cités par Rathbun (1990):

$$R = \frac{Kla}{Kla.p} = \left(\frac{D(O_2)}{D(C_3H_8)} \right)^n = \left(\frac{2,05 * 10^{-5}}{1,32 * 10^{-5}} \right)^1 = 1,56,$$

Ce qui correspond à un écoulement non turbulent. Par contre si on utilise plutôt les coefficients de diffusion estimés par Othmer et Thakar (1953):

$$R = \frac{Kla}{Kla.p} = \left(\frac{D(O_2)}{D(C_3H_8)} \right)^n = \left(\frac{2,00 * 10^{-5}}{1,06 * 10^{-5}} \right)^{0,5} = 1,38, \text{ lorsque l'écoulement est turbulent.}$$

Le ratio entre les coefficients de transfert est déterminé en utilisant des coefficients de diffusion mesurés ou estimés. Les valeurs de ces coefficients donnés dans la littérature sont différentes, d'où l'intérêt d'utiliser ces informations sur l'écoulement dans les bassins avec précaution. De plus, l'utilisation de traceurs hydrocarbures gazeux tels que le propane ou l'éthylène s'avère un outil potentiellement intéressant afin de déterminer le coefficient de transfert d'oxygène dans les conditions réelles de fonctionnement de l'écosystème aquatique considéré et sans que la mesure soit affectée cette fois par l'activité de la biomasse. Le principe de la méthode repose sur la constante du ratio entre le coefficient d'oxygène et celui du propane (gaz traceur).

Plusieurs études (Mancy et Okkun, 1965; Vassel, 1990; Steinmetz, 1996 ; Boumansour *et al.*, 1995) ont bien montré que le coefficient de transfert Kla au niveau de l'interface gaz/liquide pouvait être affecté par différents facteurs (MES, cellulose, NaCl, HgCl₂, les métabolites

formés au cours de l'épuration, etc.). Ces facteurs ont une influence identique sur le terme Kla oxygène et aussi sur le coefficient de transfert du propane $Klap$. Et les travaux de Boumansour (1998) montrent que le rapport des deux coefficients restait le même en présence MES, cellulose, etc..

A la lumière de ces études, on peut dorénavant dans les milieux réactionnels effectuer des mesures du $Klap$ et évaluer le coefficient Kla au moyen du ratio $Klap/Kla$, sans crainte que ce ratio ne soit affecté par aucun paramètre du milieu. Notons que l'azote, qui a été utilisé sur le pilote ne peut être employé comme gaz traceur car outre le fait que son dosage demande une mise au point méthodologique particulière, il est à la fois présent naturellement dans l'eau et dans l'air. La détermination du coefficient de transfert est donc plus délicate, sans oublier comme on l'a mentionné qu'il faudrait mettre en œuvre des débits forts importants.

III-2 Matériels et méthodes

III-2-1 Injection et suivi du propane dans le chenal

Pour pouvoir comparer dans un deuxième temps les deux systèmes d'agitations (roue à aubes et air lift) par rapport à leurs performances d'aération dans le chenal, nous avons effectué trois essais pour chaque système d'agitation, en gardant des vitesses de circulation similaires pour les deux systèmes.

Le gaz propane est injecté dans l'eau du chenal par une rampe d'insufflation modulable qui se compose de trois diffuseurs circulaires à membrane perforée (Photo.1). Ce type de diffuseurs produit d'assez fines bulles qui offrent une surface de transfert plus grande et améliorent donc le transfert du propane. Un autre avantage réside dans la résistance au colmatage de ce type de membrane. Le débit de propane est maintenu aussi constant que possible tout le long de l'injection par un manodétendeur réglé à une pression de 1,3 bars.



Photo 1 : Dispositif expérimental des essais au propane sur la station de Saada (Marrakech)

Le tableau 3 résume les essais de transferts gazeux qui ont été menés sur la station chenal algal à haut rendement de « Saada ». En fonction du système d'agitation utilisé (roue à aubes ou air lift), la position de la rampe d'insufflation du propane change (Fig.15). Pour les trois essais avec l'air lift, l'injection se passe au niveau (a), et pour les autres essais avec la roue à aube, le propane est injecté dans la section (b) (Fig.15). En même temps que chaque essai, un traçage au sel (100 kg de NaCl) était réalisé afin de caractériser l'hydrodynamique dont on aura besoin pour l'exploitation de nos résultats.

Tableau 3. Résumé de l'ensemble des essais programmés sur le chenal Saada

Système d'agitation	Essai	T _c (min)	U _c (cm/s)	Temps d'injection du propane (min)	Fréquence d'échantillonnage (min)
Roue à aube	2 tr/min	45,18	8,69	46	2,5
Roue à aube	3 tr/min	38,10	10,32	39	2
Roue à aube	4 tr/min	31,2	12,59	32	1,5
Air lift	30 Hz	45,6	8,85	46	2,5
Air lift	40 Hz	35,52	11,35	36	1,5
Air lift	50 Hz	29,88	13,47	30	1,5

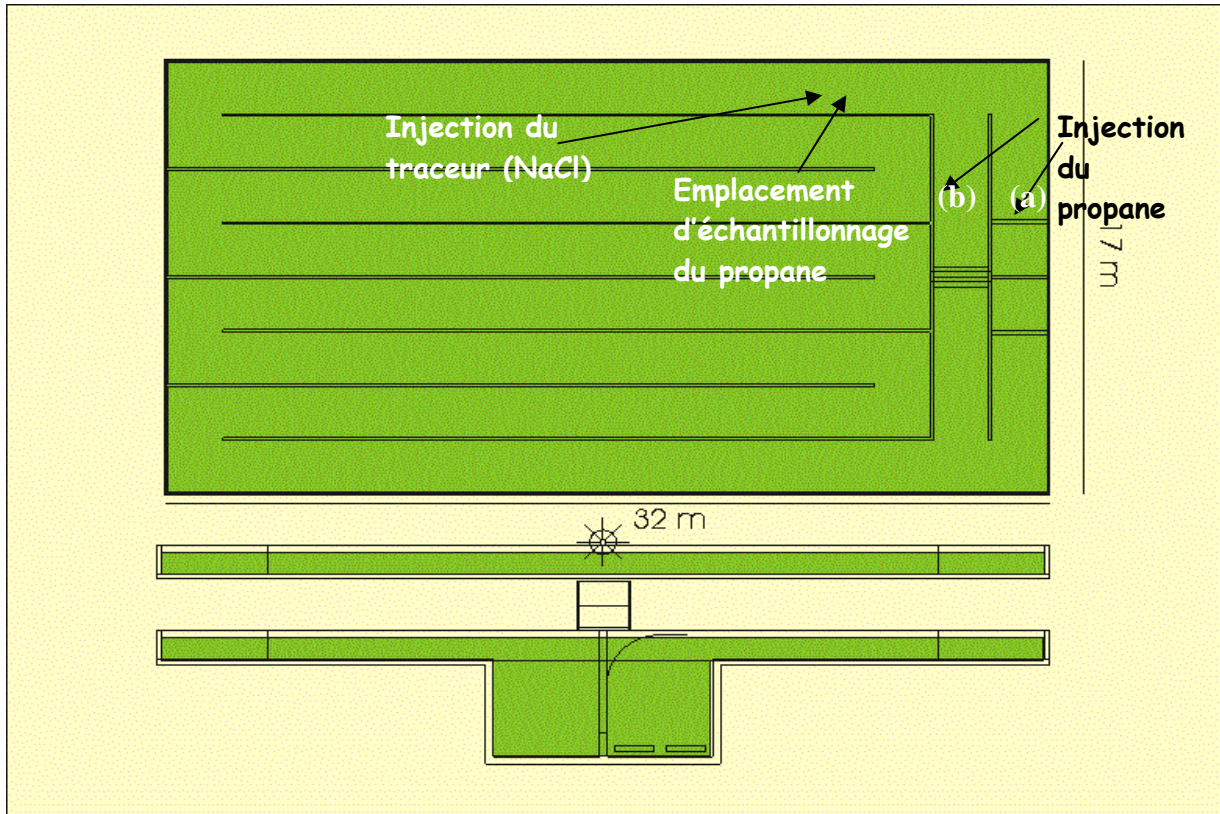


Figure 15. Schéma résumant les points d'injection et de prélèvement lors des différents essais d'injection de propane dans le chenal de Saada



Photo 2. Injection du propane dans le chenal (essai avec la roue à aubes)

En résumé, pour chaque essai de transfert du propane, nous avons injecté ce gaz pendant un laps de temps correspondant au temps de circulation défini lors de l'étude hydrodynamique. Le premier échantillon est récolté dans une flapule au moment de la fin de l'injection du propane. Un essai de traçage accompagne l'essai de transfert du propane (100 Kg de sel sont injectés au moment de la prise du premier échantillon dans le chenal).



Photo 3: Suivi des concentrations en oxygène et échantillonnage en flapules étanches

Il faut aussi noter que lors de chaque essai au propane, une multisonde était placée dans le chenal pour suivre en continu la conductivité, le pH, l'oxygène dissous et la température du milieu. Les flapules choisies pour ces essais garantissent une étanchéité suffisante pour pouvoir expédier les flacons pour dosage en Belgique jusqu'à notre laboratoire (ULg – Campus d'Arlon) où le propane sera dosé dans la totalité des flapules récoltées sur place.

III-2-2 Dosage du propane

a. Etalonnage

La calibration du chromatographe (Shimadzu, modèle 2014) s'effectue en injectant un volume connu de propane avec précision dans une flapule contenant un volume d'eau connu. Le propane est d'abord injecté en continu à travers une ampoule de prélèvement (100 ml), et ceci pendant quelques minutes afin de s'assurer que la composition soit proche de 100 % de saturation en propane. Ensuite, on ferme les deux vannes qui bornent l'ampoule afin de garder la même concentration. Puis on procède au prélèvement au moyen d'une seringue. Le contenu

de cette dernière est transvasé dans une flapule contenant un volume d'eau, et dont on a serti le septum, ainsi la flapule est prête pour l'analyse.

Le tableau 4 illustre les données obtenues pour la réalisation d'une des courbes d'étalonnage.

Tableau 4. Données pour la courbe d'étalonnage

Volume propane injecté (µl)	Masse du propane injecté (µg)	Surface du pic (1)	Surface du pic (2)	Surface du pic (3)	Moyenne des trois surfaces	Ecart type des trois surfaces
1	1,66	1988	2129	2435	2184	228,52
10	16,67	18647	15263	17915	17275	1780,47
50	83,37	84176	93644	83573	87131	5648,47
100	166,75	164653	163024	151644	159773	7087,45

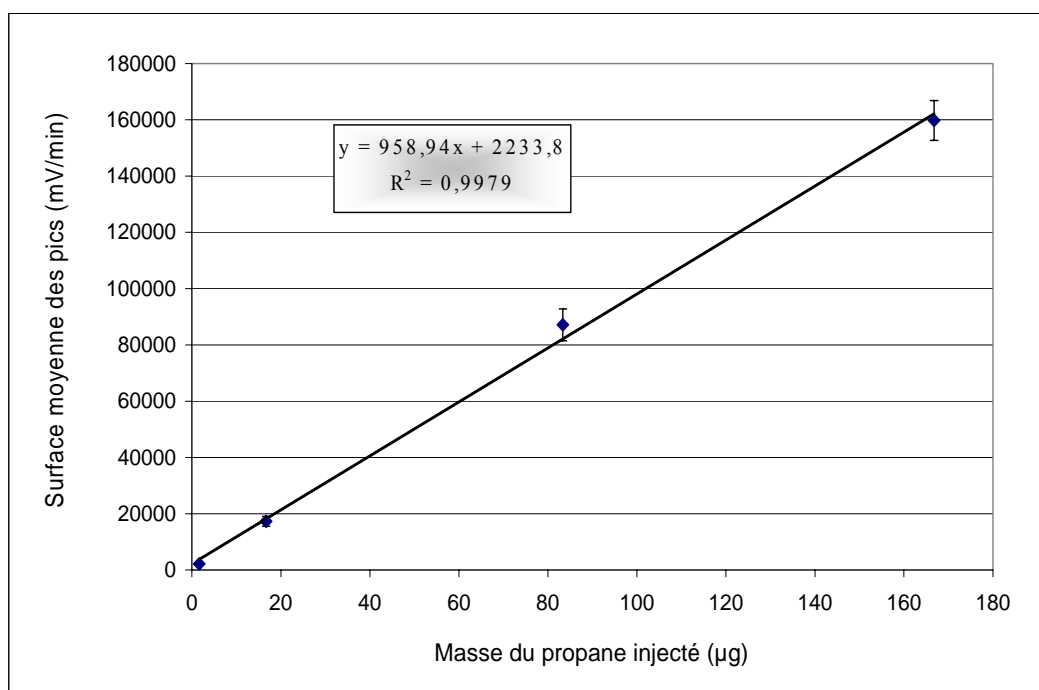


Figure 16. Exemple de droite de calibration de la masse du propane en fonction des pics obtenus au laboratoire

b. Schéma de l'appareillage

La méthode de mesure du propane est la chromatographie en phase gazeuse (CPG).

Principe de la technique : la CPG s'applique à des échantillons gazeux ou susceptibles d'être vaporisés sans décomposition dans l'injecteur. La phase mobile est alors un gaz (hélium, azote, argon ou hydrogène), appelé gaz vecteur, qui balaie en permanence la colonne. Cette dernière, placée dans un four thermostaté, est un tube de faible section enroulé sur lui-même

et contenant la phase stationnaire. Un grand choix de détecteurs permet l'analyse sélective et parfois l'identification de mélanges très complexes.

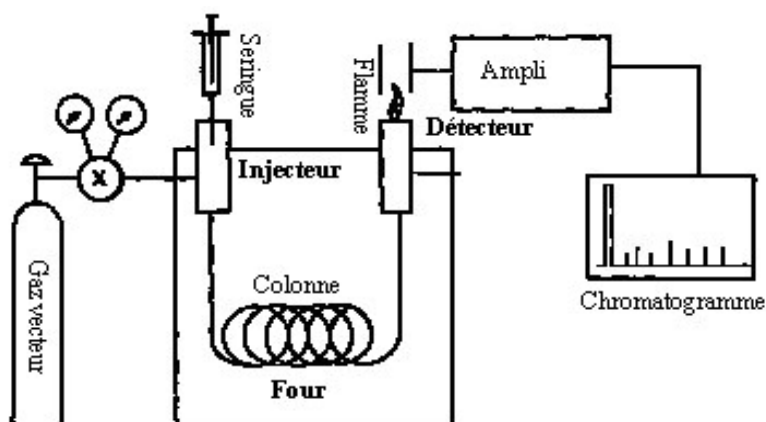


Figure 17. Schéma simplifié d'un chromatographe en phase gazeuse

Pour le dosage de nos échantillons, nous avons utilisé une colonne capillaire de 15 m de long et d'un diamètre interne de 0,32 mm, de marque RESTEK modèle Rt-QPLOT, elle permet l'analyse directe du propane. L'analyse dure 6 minutes, avec une température d'injection de 200°C, et une température de colonne de 80°C. Le détecteur utilisé est un FID monté sur un chromatographe de marque Shimadzu modèle 2014.

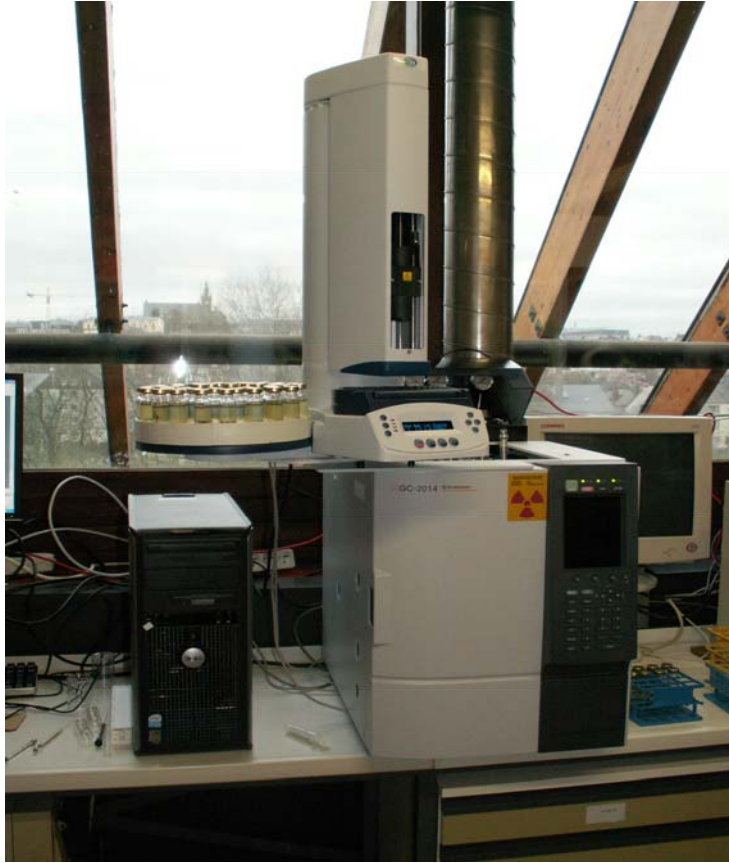


Photo 4. Chromatographe utilisé de marque Shimadzu modèle 2014

Une fois que le propane est dosé dans l'ensemble des flapules, ces dernières sont pesées pour déterminer le volume d'eau dans chaque flapule. Cette manipulation nous permettra de calculer la concentration en propane dans chaque échantillon.

III-3. Résultats et discussions

Une fois l'ensemble des flapules dosé, et que la concentration en propane est déterminée dans chacune, on peut ainsi tracer l'évolution de la concentration en propane en fonction du temps, ce qui exprime la désorption du propane dans le chenal de Saada. Un exemple de cette désorption dans le chenal avec le système air lift est présenté à la figure 18.

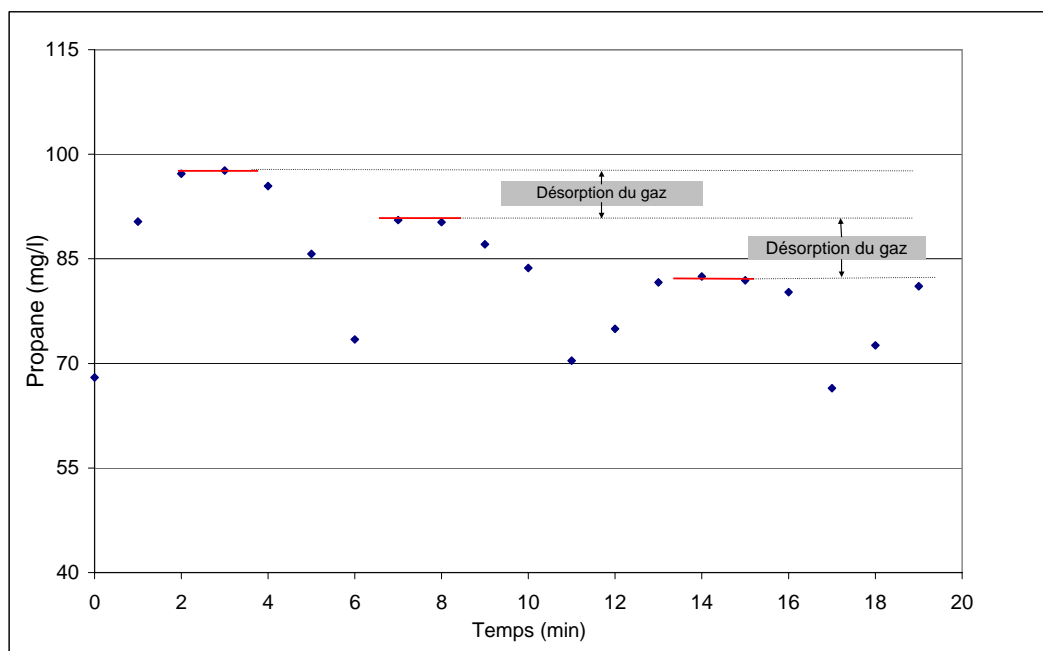


Figure 18. Exemple de résultat expérimental d'un essai de transfert du propane dans le canal algal à haut rendement (débit d'air appliqué $3,689\text{Nm}^3/\text{m}^2.\text{h}$)

Comme le montre clairement ce graphique, on observe une désorption du propane au fur et à mesure que l'eau tourne dans le canal. Due essentiellement à la turbulence régnant dans le milieu, la désorption peut être déterminée par plusieurs méthodes. Kilpatrick *et al.* (1989) ont utilisé deux méthodes employant une injection simultanée du gaz traceur et d'un traceur pour suivre l'écoulement dans le milieu. Les équations issues de ces méthodes pour déterminer le coefficient de désorption du gaz traceur ont été développées en prenant comme hypothèse un écoulement piston pour les cours d'eau. Ce qui nous a poussé à l'utiliser pour notre cas vu l'hydrodynamique du canal.

Nous avons utilisé les deux méthodes (méthode des pics et méthode des aires) pour interpréter nos résultats expérimentaux. Seule la méthode des pics (méthode de plateau) nous a donné des résultats significatifs, ce qui est normal au vu du graphique, puisqu'on ne semble pas redescendre à zéro entre deux vagues successives et du coup on a beaucoup d'incertitudes sur les calculs des surfaces des pics.

III-3-1. *Kla*-propane et *Kla*-O₂

Puisque le débit dans le chenal lors d'un essai de transfert du propane reste constant, l'utilisation de la formule 10 qui met en évidence le débit dans le chenal est possible. Yotsukura *et al* (1983) ont suggéré une estimation du propane par la formule suivante:

$$Kla_p = \frac{1}{T_c} * \ln \frac{(C_p * Q)_u}{(C_p * Q)_d} \quad (11)$$

- Kla_p : coefficient de transfert du propane (h⁻¹)
- C_p : concentration du gaz propane dissous dans l'eau (mg/l).
- T_c : temps de circulation (h).
- Q : débit de gaz (Nm³/m².h).
- u et d : caractérisent respectivement le 1^{er} et le 2^{ème} point d'échantillonnage dans le chenal.

Pour chaque essai, nous avons procédé de la manière suivante (Boumansour et Vasel 1996), repérer les points qui représentent les pics du propane lors de chaque passage au niveau de la zone de prélèvement (après un temps de circulation correspondant à 1 pic), puis nous avons calculé la concentration moyenne en propane.

Tableau 5. Résumé des résultats de l'ensemble des essais de transfert du propane dans le chenal Saada

Système d'agitation	Essai	Tc (min)	U _C (cm/s)	<i>Kla</i> p (h ⁻¹)	<i>Kla</i> O2 (h ⁻¹)
Roue à aube	2 tr/min	45,6	8,851	0,184	0,29
Roue à aube	3 tr/min	35,52	11,350	0,19	0,46
Roue à aube	4 tr/min	29,88	13,475	0,439	0,70
Airlift	30 Hz	45,18	8,699	0,342	0,56
Airlift	40 Hz	38,10	10,320	0,89	1,46
Airlift	50 Hz	31,2	12,598	1,053	1,66

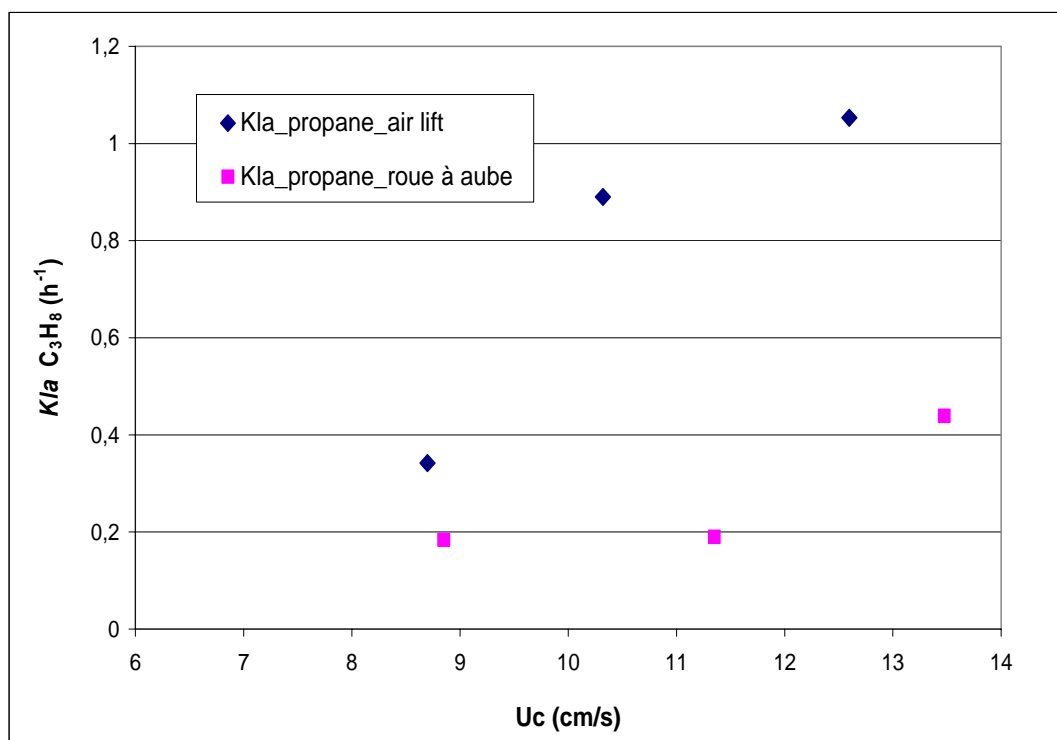


Figure 19. Evolution du coefficient de transfert du propane $KLa-p$ en fonction de la vitesse de circulation appliquée

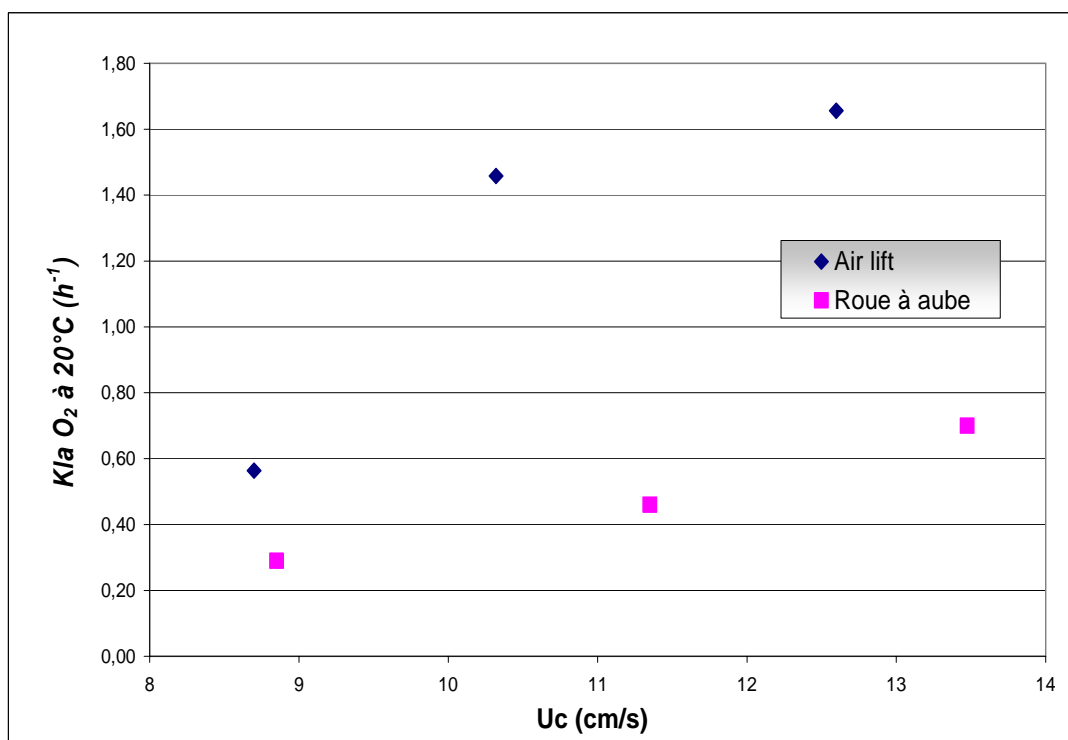


Figure 20. Evolution du coefficient de transfert d'oxygène KLa en fonction de la vitesse de circulation appliquée

Comme on peut le voir clairement sur le tableau et les figures 19 et 20, les coefficients de transfert d'oxygène (KLa) et du propane $KLa-p$ évoluent sensiblement avec la vitesse de

circulation d'eau, elle-même liée à la vitesse de rotation de la roue à aubes ou au débit d'air injecté dans la fosse de l'air lift (Zouhir *et al.*, 2006). L'information majeure à retenir, est que pour la même vitesse de circulation d'eau dans le chenal, le coefficient de transfert d'oxygène est nettement supérieur avec l'air lift par rapport à la roue à aubes.

III-3-2 Comparaison des deux systèmes d'agitation du chenal (Air lift et roue à aube)

Habituellement pour comparer les performances des systèmes d'aération on utilise généralement des critères déjà définis plus haut tels que la capacité d'oxygénation (OC), l'apport horaire (AH) et aussi l'apport spécifique brut (ASB).

Les valeurs de Kla obtenues, nous permettent de calculer ces grandeurs habituelles employées pour la comparaison des performances des deux systèmes d'aération.

Ces grandeurs devraient guider l'utilisateur dans le choix de l'équipement permettant une fourniture d'oxygène suffisante au coût le plus bas possible.

Tableau 6. Grandeurs indicatrices des performances de transfert d'oxygène pour les deux systèmes d'agitation dans le chenal de Saada

Système d'agitation	Essai	Consommation horaire (kWh)	U_c (cm/s)	Kla_{O_2} (h^{-1})	OC (kg $O_2/m^3.h$)	AH (kg. O_2/h)	ASB (kg O_2/kWh)
Airlift	30 Hz	0,571	8,699	0,29	$5,68 \cdot 10^{-3}$	1,638	2,869
Airlift	40 Hz	0,762	10,320	0,46	$15,35 \cdot 10^{-3}$	4,423	5,804
Airlift	50 Hz	0,953	12,598	0,70	$19,77 \cdot 10^{-3}$	5,696	5,977
Roue à aubes	2 tr/min	2,56	8,851	0,56	$1,16 \cdot 10^{-3}$	0,2958	0,116
Roue à aubes	3 tr/min	3,55	11,350	1,46	$1,84 \cdot 10^{-3}$	0,4692	0,132
Roue à aubes	4 tr/min	4,77	13,475	1,66	$2,8 \cdot 10^{-3}$	0,714	0,150

a. Capacité d'oxygénation (OC) et apport horaire (AH)

Comme l'illustre la figure 21, le système air lift peut nous fournir une capacité d'oxygénation (OC) nettement plus élevée que celle de la roue à aubes, et ce aux mêmes vitesses de circulations dans le bassin. La même observation est faite pour l'apport horaire, on a un

rapport AH airlift/ AH roue à aubes égal à 7, avec une consommation énergétique 5 fois moindre dans le cas de l'airlift.

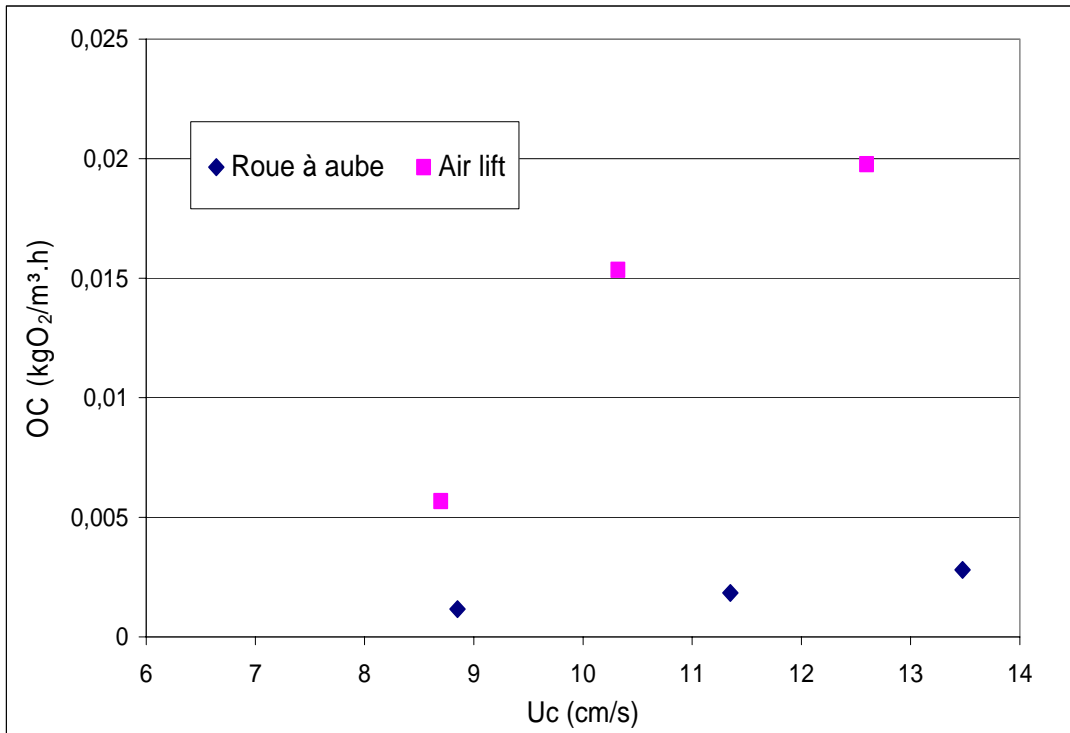


Figure 21. Evolution de la capacité d'oxygénation en fonction de la vitesse de circulation appliquée pour les deux systèmes d'agitation.

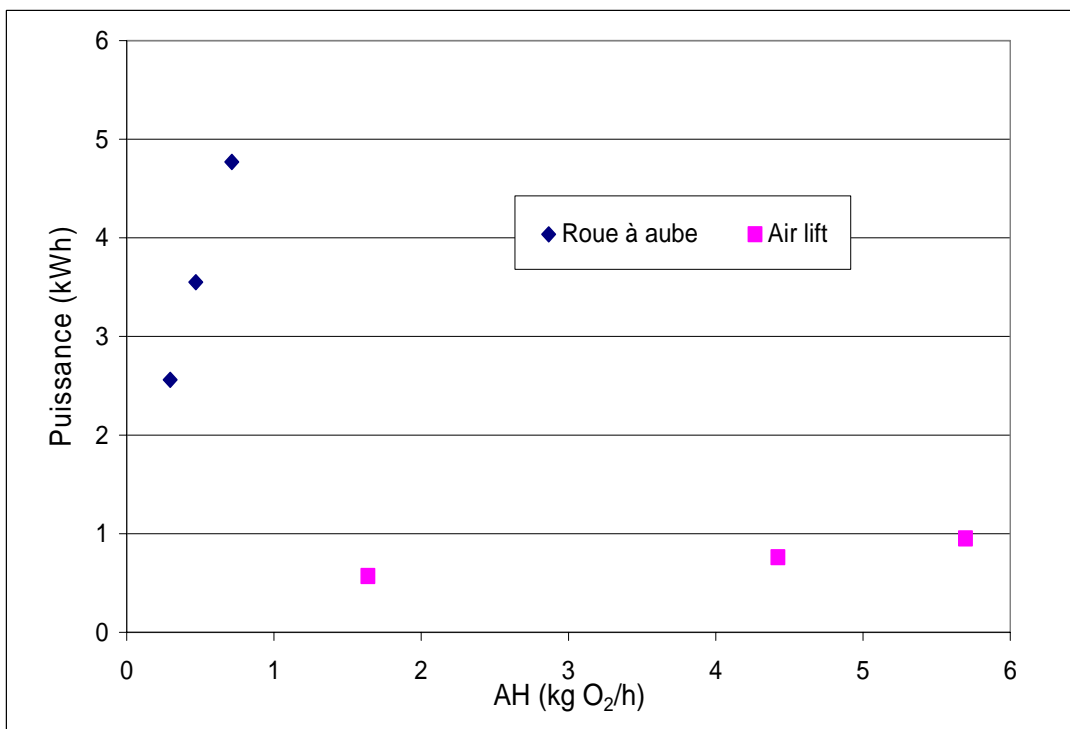


Figure 22. L'apport horaire pour les deux systèmes d'agitations en fonction de l'énergie consommée

b. Apport spécifique brut (ASB)

L'apport spécifique brut (ASB), calculé au niveau du chenal, pour les deux systèmes d'aération, traduit la consommation énergétique de la station pour apporter la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes. Plus il est élevé, moins la consommation énergétique de la station, pour une même charge, sera importante, et donc finalement les frais d'exploitation. Les valeurs de l'ASB (Fig. 23) confirment les résultats précédents : le système air lift est de loin le système le plus efficace et le moins coûteux pour des stations type chenal algal à haut rendement.

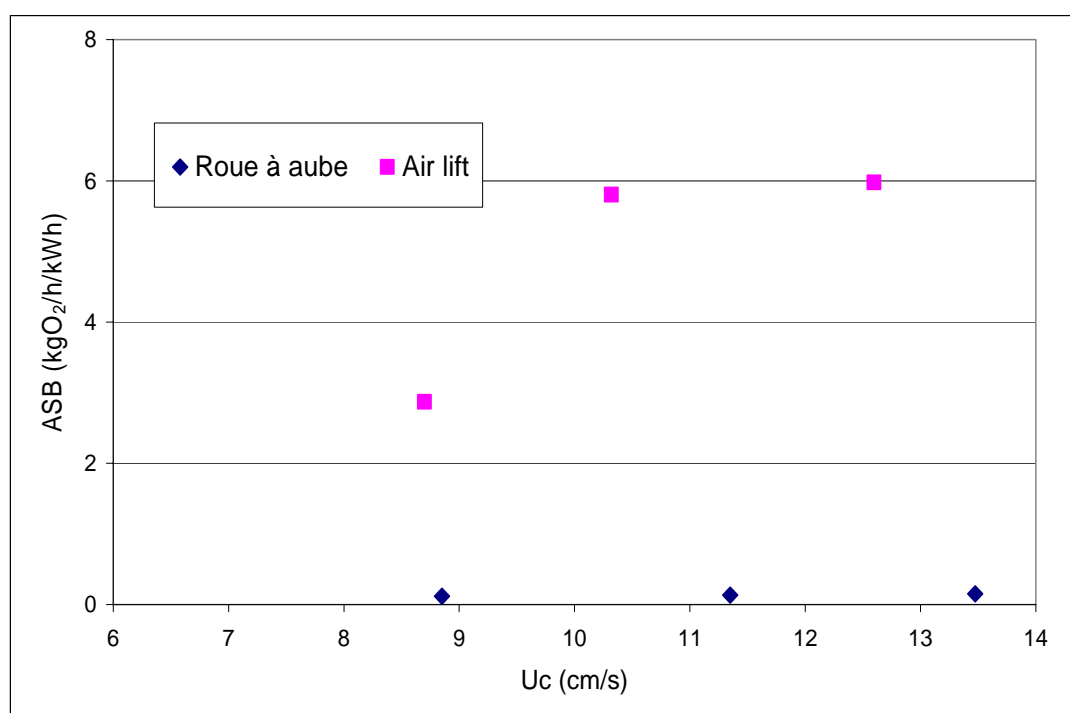


Figure 23. Evolution de l'apport spécifique brut en fonction de la vitesse de circulation appliquée pour les deux systèmes d'agitation

Il faut noter aussi, que les valeurs des ASB calculées dans notre cas pour l'air lift sont élevées par rapport à celles qu'on trouve dans les stations de type boues activées (4 à 6 kg O₂/kWh). Lors des études menées par Duchène *et al.*, (2000), ils ont calculé des ASB de l'ordre de 1,3 à 2,6 kg O₂/kWh pour des petits chenaux (100 – 800 m³). Cela nous amène à nous poser quelques questions, puisque les essais d'oxygénation en eau claire n'ont pas pu être réalisés par manque de temps lors du démarrage de la station. Seuls les essais hydrodynamiques ont pu être menés à bien avant de démarrer la station en eau usée. Il serait donc nécessaire de vérifier et valider les *Kla* que nous avons mesuré au moyen de la technique par gaz traceur. Un moyen simple serait de réaliser un essai d'aération en eau usée pour une des

configurations testées, mais ce type de manipulation nécessite une technique particulière puisque le modèle habituellement utilisé pour les essais d'aération de type boue activée, n'est pas d'application ici. Le protocole d'essai à utiliser pourrait être modifié comme suit : utilisation de 3 sondes oxygènes et réalisation d'un pic de désorption à l'aide de sulfite de sodium ou un pic de concentration à l'aide de peroxyde d'hydrogène. Cet essai « en pulse » (Jupsin *et al.*, 2002) permettrait de valider les valeurs calculées pour les ASB.

IV. Comparaison des performances d'aération des deux systèmes d'agitation du chenal.

Cette étude ayant pour objectif la détermination des coefficients des transferts gazeux dans le chenal Saada, a mis en évidence le fait que le système airlift n'avait que des avantages pour le brassage et l'aération dans la fosse, par rapport à la roue à aubes. Seule son installation est plus onéreuse mais le gain à long terme en vaut largement la peine. Par exemple pour une charge organique moyenne appliquée de 500 kg DBO/ha.jour, vu que la surface de chenal est de 540 m² cette charge serait de 27kg DBO/ jour sur notre chenal.

Si on fera l'hypothèse d'une épuration totale sans nitrification, la demande en oxygène sera de l'ordre de 1,148 kg O₂/ kg DBO, Ce qui équivaut à 31 kgO₂ nécessaires par jour.

On peut alors calculer pour les différentes configurations les chiffres suivants :

Tableau 7. Etude des besoins en oxygène du chenal, et les coûts d'épuration correspondants

	Air ift	Airlift	Airlift	Roue à aubes	Roue à aubes	Roue à aubes
Essai	30 Hz	40 Hz	50 Hz	3 tr/min	4 tr/min	5 tr/min
AH (kgO ₂ /h)	1,64	4,42	5,70	0,30	0,47	0,71
Apport journalier (kgO ₂ /j)	39,31	106,15	136,70	7,10	11,26	17,14
Temps de fonctionnement nécessaire (h)	21,43	7,94	6,16			
Consommation horaire (kWh)	0,57	0,76	0,95	2,56	3,55	4,77
Consommation journalière (kWh)	12,24	6,05	5,87	61,44	85,2	114,48
Consommation sur 1 an (kWh)	4466	2207	2143	22425	31098	41785
Prix de 1 kWh (Dirham)	1,113	1,113	1,113	1,113	1,113	1,113
coût énergétique sur an (Dirham)	4970	2456	2385	24959	34612	46506

A partir de ce tableau, nous constatons que la seule roue à aubes, si l'on excepte l'apport des algues ne peut couvrir les besoins en O_2 du chenal et donc vraisemblablement cela conduira à une période d'anaérobiose durant la nuit. La roue à aubes permet d'obtenir la gamme des vitesses de circulation souhaitée, mais avec une consommation énergétique accrue par rapport à l'air lift. Par ailleurs l'effet d'aération de la roue à aubes est assez médiocre, comparée à l'air lift, elle ne pourra donc pas aider à maintenir des conditions d'aérobiose, notamment la nuit, lorsque la photosynthèse s'arrête. En ce qui concerne l'air lift, l'installation peut à elle seule couvrir tous les besoins en O_2 du chenal, ce qui nous assurera de ne pas avoir de période d'anoxie durant la nuit. De plus, au niveau des coûts de fonctionnement, l'air lift se révèle beaucoup moins cher (plus de 20 fois) ce qui nous conduit à relativiser ses coûts d'investissement plus élevés. En effet dès la première année le gestionnaire peut récupérer la différence. Notons que pour l'airlift le calcul de la durée de fonctionnement n'est fait que pour assurer le besoin en O_2 , il n'est évidemment pas intéressant de stopper l'airlift trop longtemps, pour éviter la stratification, voire la sédimentation.

V. CORRELATIONS

A l'issue de notre travail, le comportement hydrodynamique et les phénomènes de transfert d'oxygène ont été bien caractérisés pour les deux installations chenal algal pilote et la station Saada. Nous avons défini certains paramètres liés à l'hydrodynamique et aux transferts gazeux nécessaires pour la modélisation. Et à partir de ces paramètres caractéristiques de mélange et du transfert d'oxygène, nous avons testé une série de corrélations seulement sur les données hydrodynamiques et des transferts gazeux récoltés sur le chenal pilote (plexiglass), vu le peu de données le chenal de Saada

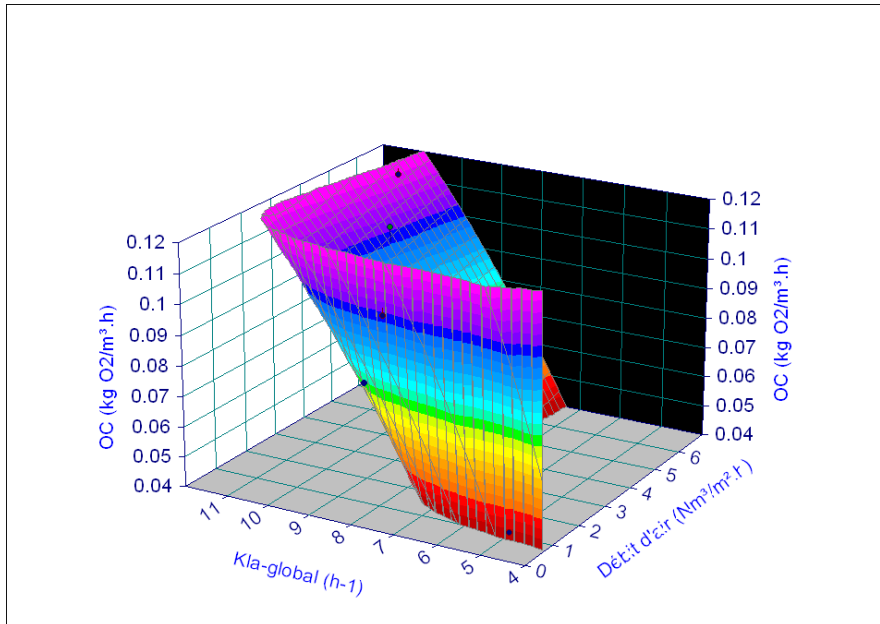


Figure 24. Corrélation entre la capacité d'oxygénation (OC), le Kla -global O_2 et le débit d'air injecté dans l'air lift du pilote

L'équation de cette corrélation est la suivante:

$$OC = a + b * \frac{\ln(Q_{air})}{Q_{air}} + c * \ln(Kla_{global})$$

Avec :

Q_{air} : débit d'air ($Nm^3/m^2.h$)

OC :

Kla global :

$$a = -0,32 \quad b = -0,1365 \quad c = 0,199 \text{ et un } R^2 = 0,988$$

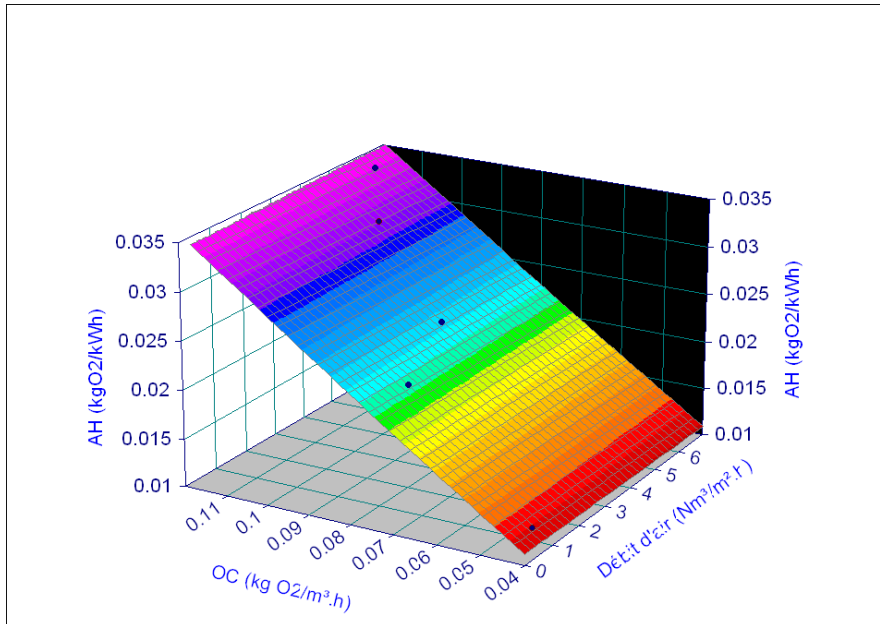


Figure 25. Corrélation entre l'apport horaire (AH), la capacité d'oxygénation (OC), et le débit d'air injecté dans l'air lift du pilote

L'équation de cette corrélation est la suivante :

$$\ln (AH) = a + b * Q_{air} + c * \ln (OC)$$

Avec :

AH : apport horaire (kg O₂/ kWh)

Q_{air}: débit d'air (Nm³/m².h)

OC : : capacité d'oxygénation (kg O₂/m³.h)

a = -1,063 b = -0.003 c = 1,066 et avec un R² = 0,9999

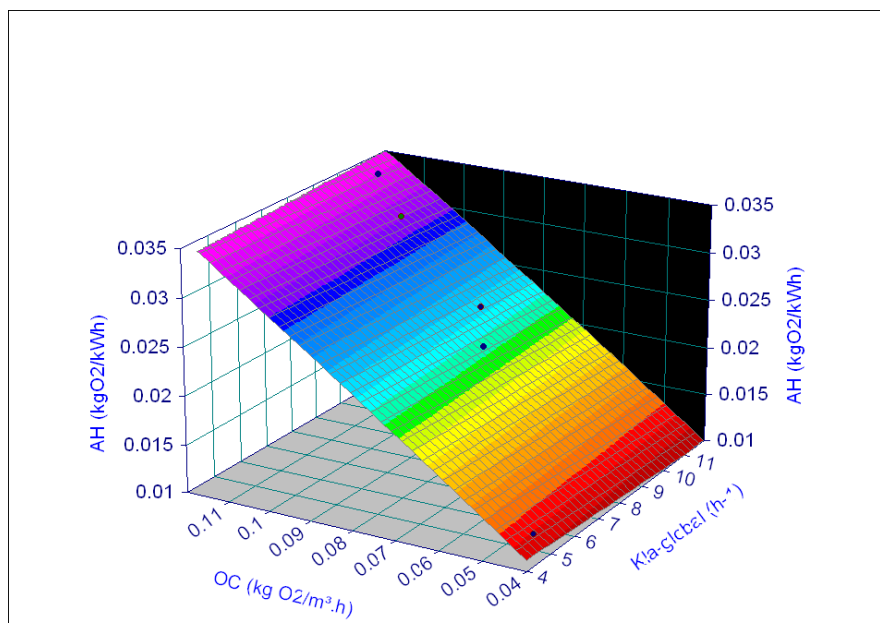


Figure 26. Corrélation entre l'apport horaire (AH), la capacité d'oxygénation (OC), et le Kla -global O_2

L'équation de cette corrélation est la suivante :

$$AH = a + b * Kla_{global} + c * Exp(-OC)$$

Avec :

AH : apport horaire (kg O_2 / kWh)

OC : capacité d'oxygénation (kg O_2 /m³.h)

Kla_{global} : coefficient de transfert d'oxygène global dans le chenal (h⁻¹)

$a = 0,338$ $b = -0,00016$ $c = -0,34006954$ et avec un $R^2 = 0,9999$

VI. Etude de transfert du gaz carbonique (CO_2)

Dans le cas des systèmes lagunaires, il est important de quantifier les teneurs en CO_2 afin d'examiner, par exemple, si ce dernier peut devenir un facteur limitant de la croissance algale. Plusieurs auteurs, comme Glodman *et al.* (1972), Schindler et Fee (1973) et Azov *et al.* (1982), ont estimé que le CO_2 peut être le facteur limitant de la croissance algale.

Les essais de strippage du CO_2 de notre travail visent essentiellement la détermination du coefficient de transfert du gaz CO_2 pour différents débits d'air, et d'étudier s'il existe un ratio constant entre ce coefficient de transfert du CO_2 et celui d'oxygène.

VI.1 Essai de strippage de CO₂

La méthode consiste à injecter une quantité de NaHCO₃ dans le chenal pilote (eau claire), puis laisser le pilote sous agitation grâce à une injection d'air par le système air lift pendant un temps suffisant pour que l'écoulement dans le chenal soit établi. Une fois que ce régime est établi et grâce à une vanne à 3 voies on passe « instantanément » de l'air à l'azote au même débit préalablement réglé, tout en conservant un écoulement que l'on considèrera alors comme stationnaire dans le pilote. L'évolution de la concentration en CO₂ est enregistrée toutes les secondes à l'aide d'une sonde CO₂. La figure 27 présente le dispositif expérimental dans son ensemble. Le pH était suivi durant l'essai du transfert.

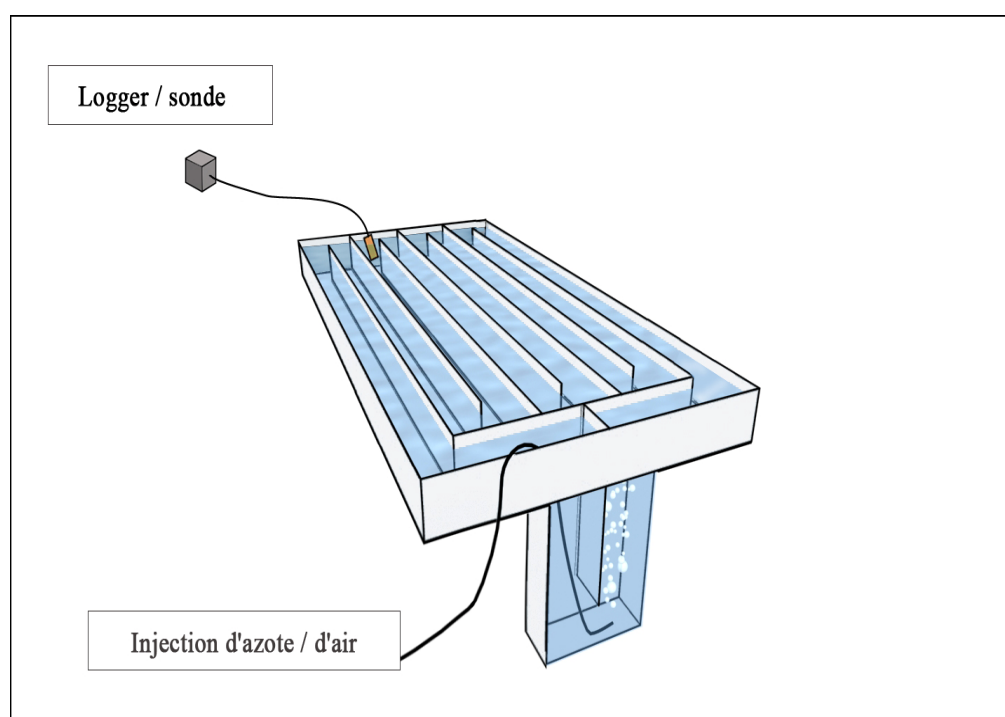


Figure 27 : Dispositif expérimental pour un essai de transfert du CO₂

a. Etalonnage

Vu que la sonde de CO₂ utilisé donne une réponse en mV, il fallait réaliser une courbe d'étalonnage. Nous avons préparé plusieurs solutions de NaHCO₃ de concentration connue, puis nous avons mesuré leur teneur en CO₂ par une sonde potentiométrique de type YSI.

La figure III-28 montre la courbe d'étalonnage réalisée.

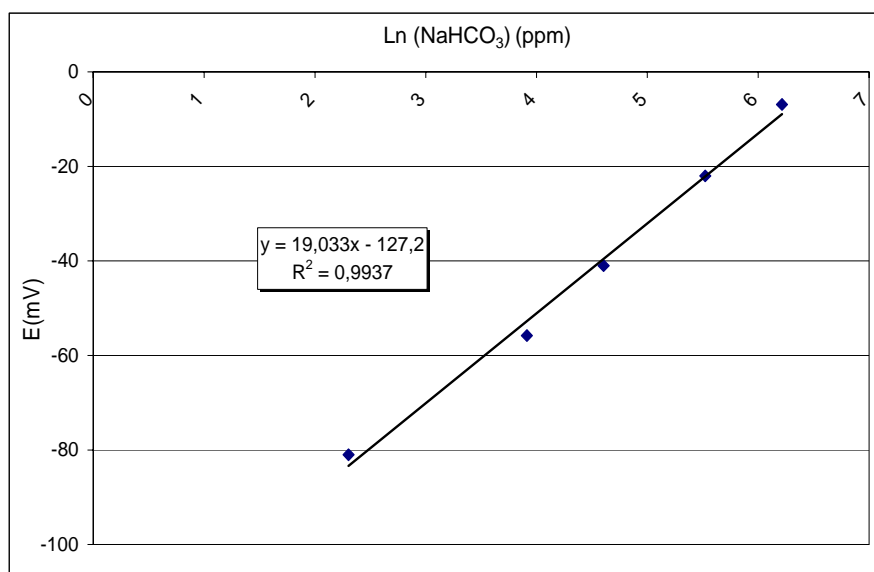


Figure 28. Courbe d'étalonnage de la sonde CO₂ YSI à pH =4,5 et à (T°= 20°C)

b. Résultats

Comme on imagine aisément que la cinétique du processus de transfert de CO₂ et l'hydrodynamique sont également couplées. Le fluide est ainsi en mouvement et si on a attendu suffisamment longtemps avant de commencer l'essai, on peut alors considérer que l'écoulement dans le réacteur est en régime établi.

Inversement à l'oxygène dissous, la teneur en CO₂ en un point du réacteur diminue par paliers successifs (Figure.29). Arrivé à un palier cette teneur reste constante. Puis après un temps équivalent au temps de circulation, la teneur en CO₂ diminue de nouveau, suite à un nouveau passage dans le réacteur « airlift alimenté en Azote ». On va ainsi stripper le CO₂ par paliers successifs.

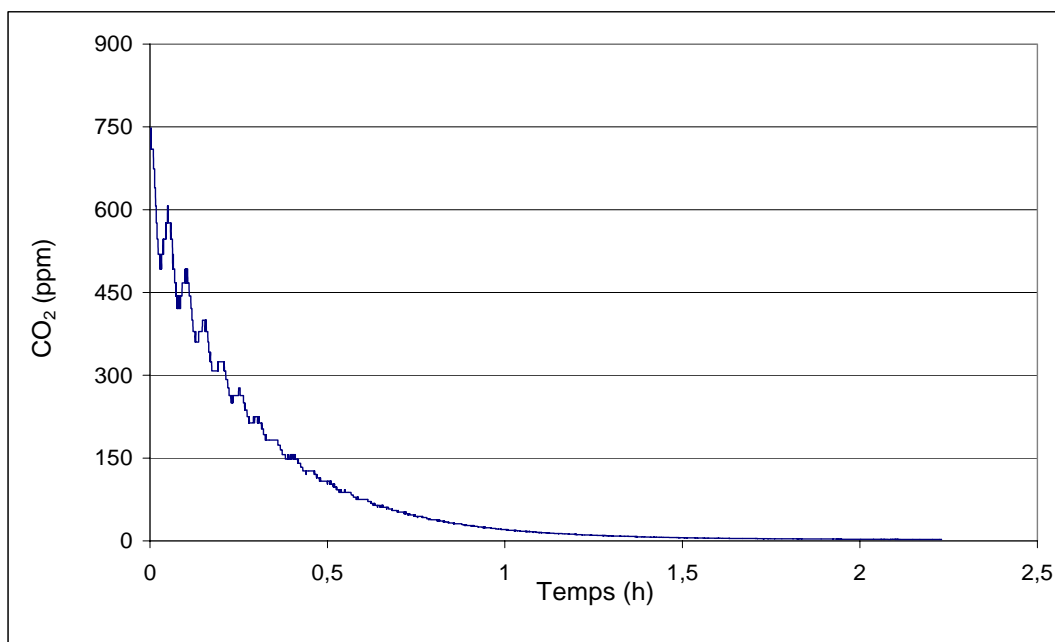


Figure 29. Courbe de strippage du CO₂ en eau claire avec un débit de gaz de 3,689 Nm³/m².h

De la même manière que pour les essais de transferts d'oxygène, les courbes expérimentales du strippage de CO₂ ont été ajustées avec le logiciel Matlab[®] version 6. Lors de chaque essai de strippage du CO₂, nous avons suivi le pH tout le long de la manipulation. Etant donné que le pH du milieu est très acide (pH = 4,5) et n'évolue quasiment pas, nous avons considéré que le CO₂ total se retrouve sous la même forme. Cette hypothèse a rendu plus simple l'ajustement des courbes expérimentales. La figure 30 présente un exemple d'ajustement d'un essai de strippage de CO₂.

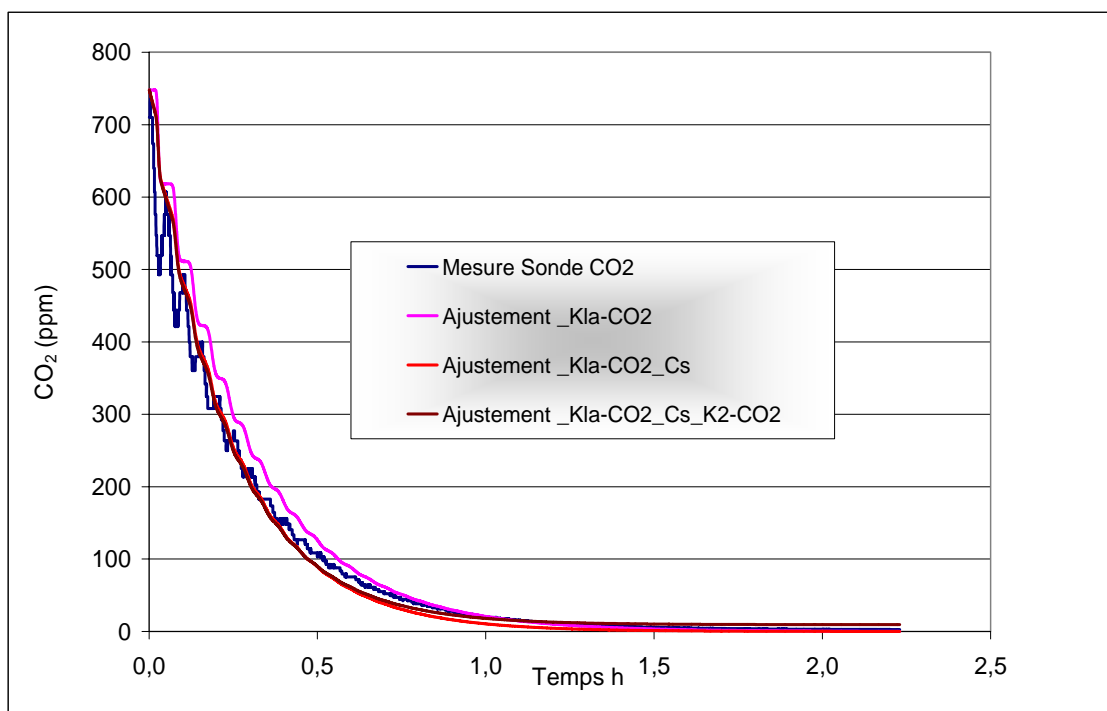


Figure 30. Exemple d'ajustement des données expérimentales d'un essai de strippage de CO₂ avec un débit de gaz de 3,689 Nm³/m².h. (pH = 4,59 et T° = 16,38°C)

Le tableau suivant nous donne les différents coefficients ajustés sur les courbes expérimentales.

- $Kla\text{-CO}_2$ (h⁻¹) : coefficient de transfert de CO₂ ajusté au niveau de la fosse.
- $K_2\text{-CO}_2$ (h⁻¹) : coefficient raduisant le transfert de CO₂ dans le reste des cuves en série.
- Kla global-CO₂ (h⁻¹) : coefficient de transfert global du CO₂ dans le réacteur.

Tableau 8. Les différents coefficients de transfert Kla CO₂ ajustés du chenal pilote

Qgaz (Nm ³ /m ² .h)	$Kla\text{-CO}_2$ (h ⁻¹)	$K_2\text{-CO}_2$ (h ⁻¹)	Kla global-CO ₂ (h ⁻¹)
1,44	82,71	1,540	5,571
3,689	166,37	1,970	10,133
4,798	183,33	2,460	11,441
6,115	196,4	2,680	12,299

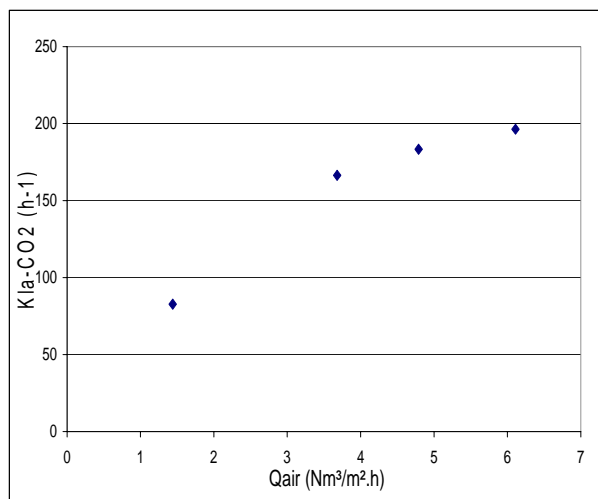


Figure 31. Evolution du coefficient de transfert $K_{La}-CO_2$ en fonction du débit d'air appliqué

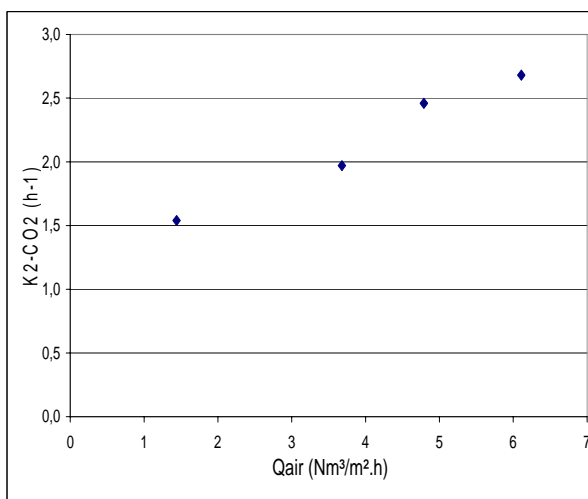


Figure 32. Evolution du coefficient de transfert K_2-CO_2 en fonction du débit d'air appliqué

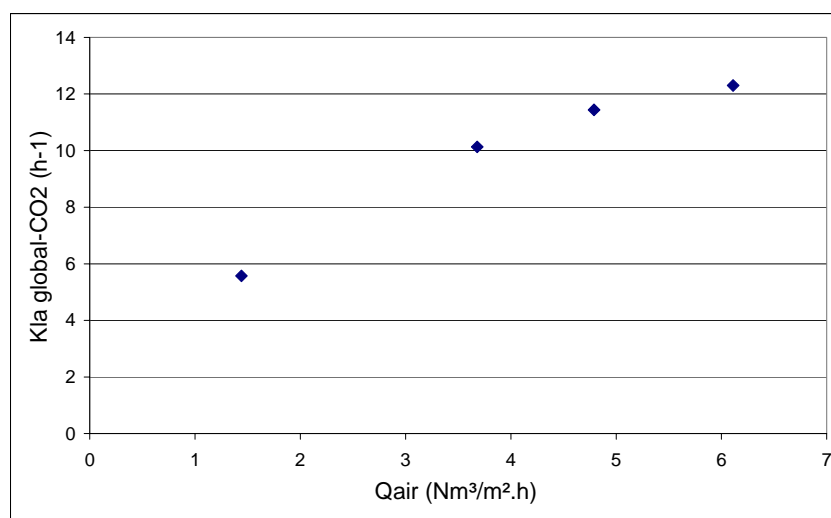


Figure 33. Evolution du coefficient de transfert K_{La} global- CO_2 en fonction du débit d'air appliqué

Les graphiques 31, 32 et 33 traduisent l'évolution des différents coefficients de transfert de CO_2 en fonction du débit de gaz injecté dans l'air lift. Les mêmes commentaires émis pour les transferts d'oxygène sont aussi valables pour le CO_2 . On assiste donc à une augmentation de ces coefficients avec le débit de gaz injecté dans la fosse, mais cette augmentation n'est pas linéaire.

c. Etude du ratio ($R = \text{Kla-CO}_2 / \text{Kla-O}_2$).

Après avoir menés des études visant les transferts d'oxygène et de gaz carbonique CO_2 dans le chenal pilote, il était important de s'intéresser au ration $R = \text{Kla-CO}_2 / \text{Kla-O}_2$.

Tableau 9. Les différents coefficients de transfert de CO_2 et O_2 ajustés du chenal pilote

Q gaz ($\text{Nm}^3/\text{m}^2.\text{h}$)	Kla global-CO_2 (h^{-1})	Kla global-O_2 (h^{-1})	$\text{Ratio}(\text{Kla-CO}_2/\text{Kla-O}_2)$
1,44	5,571	8,64	0,65
3,689	10,133	9,74	1,04
4,798	11,441	10,31	1,10
6,115	12,299	11,01	1,11

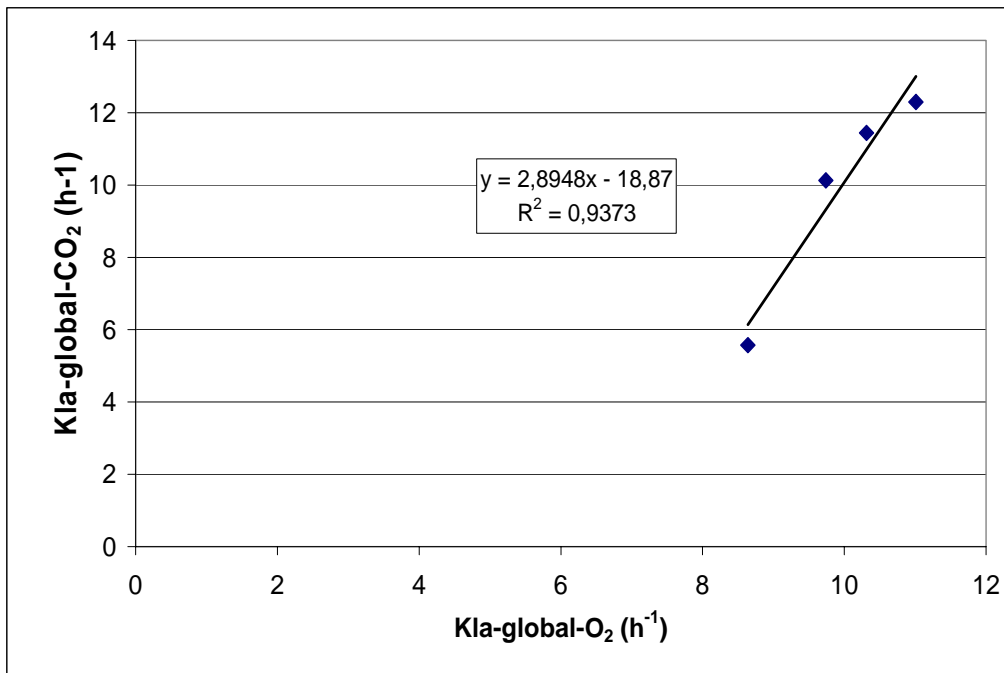


Figure 34. Corrélation entre Kla-global-CO_2 et Kla-global-O_2 sur l'ensemble des valeurs expérimentale

Le graphique 34 montre clairement, qu'il existe d'un ratio constant entre les deux coefficients de transfert du CO_2 et O_2 . Si on exclu le premier point ($Q \text{ gaz} = 1,44 \text{ Nm}^3/\text{m}^2.\text{h}$) ce ratio est égale à 1. Ceci est en accord avec le ratio théorique :

$$R = \frac{\text{Kla} - \text{CO}_2}{\text{Kla} - \text{O}_2} = \left(\frac{D(\text{CO}_2)}{D(\text{O}_2)} \right)^n = 1,03$$

Si ceci est confirmé dans des prochaines études sur d'autres installations on peut dorénavant effectuer des mesures du $Kla-O_2$ et évaluer le coefficient $Kla-CO_2$ au moyen d'une simple régression.

Vu qu'on dispose de peu de données, il était difficile de trancher sur leur linéarité. L'inférence statistique nécessite que les données utilisées pour une analyse respectent une distribution normale. La taille de l'échantillon est également importante. Le respect de ce critère de normalité et du théorème central limite a été réalisé à partir de la méthode bootstrap de SAS. La méthode bootstrap permet de simuler le comportement de séries répétées d'une population donnée afin d'obtenir des erreurs standard acceptables statistiquement. Sur la base des données initiales, une série de 100 observations a été générée autour de chaque point de manière aléatoire. La régression linéaire a été ensuite appliquée afin de disposer de paramètres significatifs.

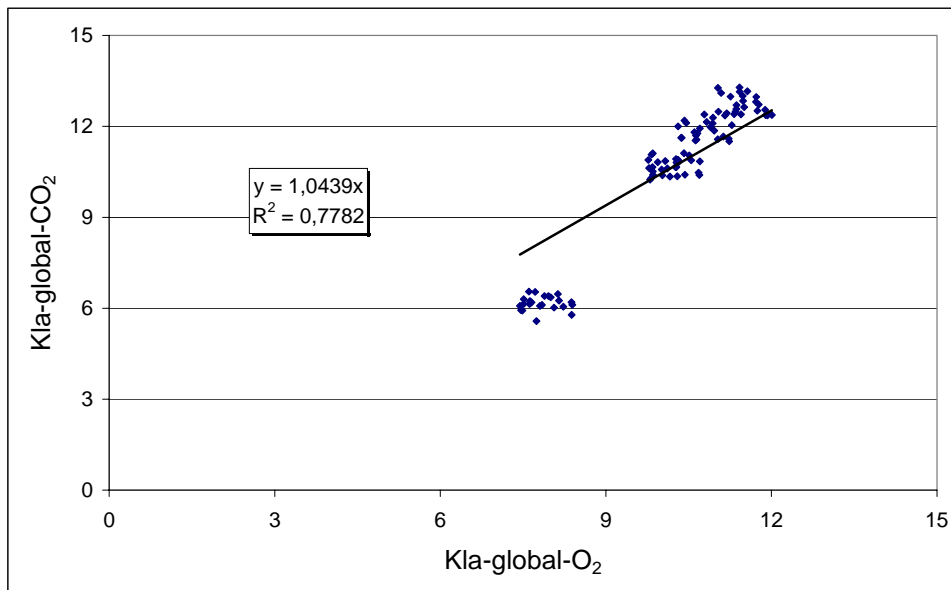
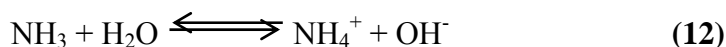


Figure 35. Corrélation entre $Kla\text{-global-CO}_2$ et $Kla\text{-global-O}_2$ sur l'ensemble des valeurs expérimentale

V. Etude de transfert de l'ammoniac (NH_3).

Dans les eaux usées, l'azote ammoniacal existe sous forme ionisée (NH_4^+) et non ionisée (NH_3). Ces deux formes sont liées par l'équilibre suivant (Marachandise *et al.*, 1985) :



$\text{pK}_a = 9,2$

La volatilisation ou le strippage consiste au transfert de NH_3 gaz à partir de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Ce phénomène est contrôlé par plusieurs facteurs (Shiprt, 1981 ; Midlebrooks et Pano, 1983):

- (i) les pH alcalins favorisent le déplacement de l'équilibre vers la production de NH_3 gaz,
- (ii) l'agitation favorise le transfert de NH_3 vers l'atmosphère, donc elle affecte le coefficient de transfert,
- (iii) la température contrôle à la fois, la constante d'équilibre (vitesse de formation de NH_3) et le coefficient de transfert.

Dans un chenal algal l'agitation joue un rôle important dans le transfert de NH_3 vers l'atmosphère. En effet Folkman et Wash (1972) ont montré l'existence d'une corrélation entre transfert et la vitesse du vent à la surface de l'eau. Shiprt (1981) a démontré que l'aération favorise aussi ce transfert. Ceci peut s'ajouter aux nombreux avantages du système air lift (une bonne agitation combinée à une aération efficace). En ce qui concerne notre travail, nous avons essayé d'étudier ce phénomène de strippage de NH_3 dans le chenal pilote. La figure suivante traduit la courbe de réponse enregistrée.

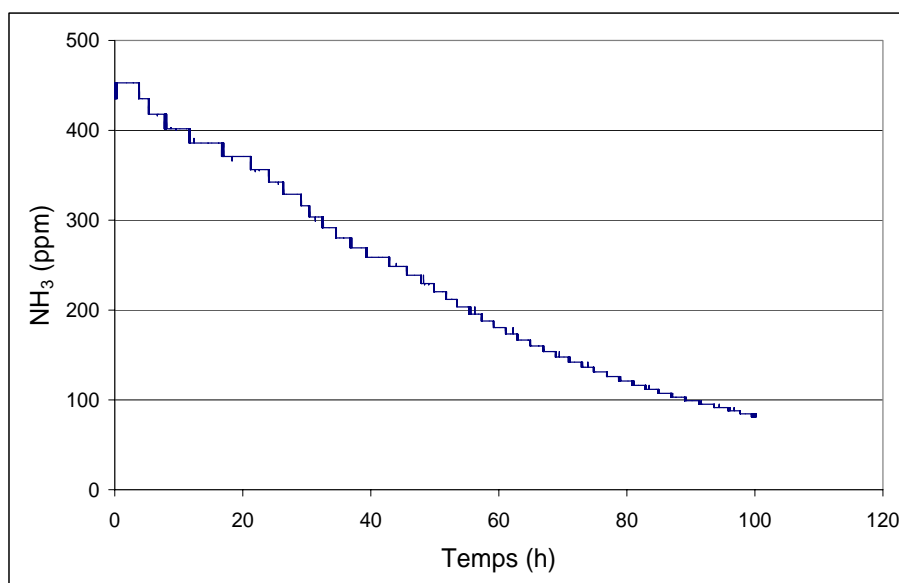


Figure 36. Courbe de strippage du NH_3 en eau claire avec un débit d'air de $3,689 \text{ Nm}^3/\text{m}^2.\text{h}$ ($\text{pH} = 12,2$; et $T^\circ = 16,9$)

Ce graphique montre l'évolution de NH_3 en fonction du temps (strippage de NH_3). Comme on le voit clairement, le transfert est loin d'être similaire à celui enregistré pour l'oxygène et le gaz carbonique. Ainsi nous observons plus l'évolution du transfert par palier (temps de circulation), ce qui rend l'ajustement de cette courbe pour la détermination du Kla-NH_3 impossible. La seule explication à ce phénomène sera de revoir le déroulement de l'essai pour trouver la meilleure façon d'étudier ce strippage dans le chenal qui semble difficile à maîtriser vu l'écoulement dans un tel réacteur.

Néanmoins, l'information majeure qu'on peut tirer de ce graphique, est le faible taux de transfert de NH_3 vers l'atmosphère. En effet si on suppose que l'écoulement dans le pilote est parfaitement mélangé entre le début et la fin de l'essai on peut donc appliquer l'équation suivante :

$$\text{Ln}\left(\frac{C}{C_0}\right) = -\text{Kla}.\text{NH}_3 * t \quad (13)$$

Le coefficient de transfert du NH_3 calculé sera alors de $0,017 \text{ h}^{-1}$. Cette valeur est beaucoup faible par rapport au Kla-O_2 qui est de l'ordre de 157 h^{-1} pour la même vitesse de circulation dans le pilote. Ceci rejoint les constats de Andianarison (2006) et Zimmon *et al.* (2003) à propos de la contribution du strippage du NH_3 dans l'élimination de l'azote dans les lagunes en général, qui reste assez limité. Donc il y'a d'autres processus que la volatilisation qui doivent avoir une part substantielle dans l'élimination de l'azote.

VI. Conclusion

Après une étude hydrodynamique des installations visées par notre travail de doctorat, il était important de décrire les phénomènes de transfert de matière gaz - liquide qui ont lieu au sein des réacteurs. La modélisation du comportement hydrodynamique dans le chenal pilote et le chenal Saada nous a permis de déterminer des paramètres nécessaires pour interpréter les essais de transferts gazeux et pour le calcul des coefficients de transferts gazeux (Kla). Dans le chenal algal, l'étude hydrodynamique a bien montré que son écoulement est proche d'un réacteur piston, alors il était nécessaire d'utiliser un modèle pour les essais d'aération qui prend en compte la différence par rapport au modèle généralement utilisé, le modèle parfaitement mélangé.

Pour le pilote:

Afin d'associer l'hydrodynamique et l'aération, nous avons testés trois méthodes qui nous semblaient prendre en compte ce couplage essentiel pour obtenir des résultats fiables. En se basant sur l'allure générale des graphiques, les essais à l'azote apparaissent les plus fiables et les plus corrects pour étudier un tel transfert gazeux dans ce réacteur pilote. Nous disposons à présent de l'ensemble des données concernant les différents essais et ce pour différents débits d'air. Ces données nous ont permis de calculer le coefficient de transfert d'oxygène, ainsi d'examiner l'influence du débit d'air sur les termes Kla oxygène, AH, OC et ASB.

Le transfert de CO_2 de l'eau vers l'atmosphère a été bien caractérisé pour différents débits d'air appliqués. Cette étude a montré aussi l'existence d'un ratio entre le $Kla-O_2$ et $Kla-CO_2$. Une fois ce constat confirmé, on peut déjà imaginer qu'on pourra se contenter de déterminer le coefficient de transfert d'oxygène qui sera égal à celui de CO_2 . Pour l'ammoniac la méthode que nous avons utilisée pour quantifier son coefficient de transfert a montré ses limites, vu qu'on n'a pas pu ajuster les courbes de strippage mais notre étude a pu cependant montré que l'apport du strippage de NH_3 reste négligeable pour l'élimination de l'azote, ceci rejoindre les constats de Andianarison (2006) et Zimmon *et al.* (2003).

Pour le chenil Saada:

Le gaz traceur propane s'avéré un outil très efficace pour déterminer le coefficient de transfert d'oxygène. A partir ces coefficients ($Kla-O_2$) déterminés sur cette base nous avons calculé les différentes grandeurs associées au transferts d'oxygène (AH, OC, ASB). Ces grandeurs nous ont permis de comparer et trancher entre les deux systèmes d'agitations (roue à aubes et air lift) par rapport leurs efficacités et aussi à leur coût de fonctionnement. Notre étude a bien montré que la différence entre les deux systèmes étudiés est bien marquée autant pour le fonctionnement que pour le coût d'exploitation. Cette conclusion est en accord avec nos résultats présentés dans la 7^{ème} conférence IWA 2006. Bangkok portant sur la comparaison de deux systèmes d'agitations point de vue écoulement est consommation énergétique.

Références bibliographiques

- **Andrianarison T.R., 2006.** Traitement d'effluents urbains dans un système de 11 lagunes. Décontamination microbienne et élimination de l'azote. Thèse, Université Montpellier II, France, 163 p.
- **ASCE (American Society of Civil Engineers), 1990.** Standard, Measurement of Oxygen Transfer in Clean water, Am. Soc. of Civil Engineers.
- **Azov Y., Shelef G., Moraine R., 1982.** Carbon limitation of biomass production in High Rate Oxidation Ponds. *Biotech. Bioeng.*, **24**, pp 579-594.
- **Bechac J.P., Boutin P., Mercier B., Nuer P., 1984.** Traitement des eaux usées. Paris, France, Eyrolles, 281 p.
- **Boumansour B.D., 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, 208 p.
- **Boumansour B.E., Juspsin H., Vasel J.L., 1995.** Propane as a tracer gas for reaeration tests. Proceedings from the Third International Symposium on Air-Water Gas Transfer, Heidelberg (Allemagne), IAWQ, 11 p.
- **Boumansour B.E., Vasel J. L., 1996.** Les potentialités d'utilisation des gaz traceurs, journée d'étude de l'eau. Tribune de l'eau, N° 5 et 6, pp 69-81.
- **Boumansour B.E., Vasel J.L., 1998.** A new tracer gas method to measure oxygen transfer data. *J. Environ. Eng. Div.*, 100 (EE2), pp 391-408.
- **Charpentier J.C., 1981.** Mass transfer rates in gas liquid absorbers and reactors. In: T.B. Drew, G.R. Coket, J.W. Hoopes and T. Vermeulen, Editors, *Advances in Chemical Engineering* Vol. 11, Academic Press, New York (1981), pp 1133–1134.
- **Da Silva et Deronzier 1994.** Elément d'optimisation du transfert d'oxygène par aération en fines bulles et aération préparée en chenal d'épuration. Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Starsbourg, France, 126 p.
- **Dabaliz A., 2002.** Etude d'un réacteur (contacteur) gaz-liquide à jet vertical immergé en vue de son application dans le traitement des eaux usées. Thèse de doctorat en science et techniques du déchet. INSA de Lyon, 145 p.
- **Déronzier G., Duchène Ph., Héduit A., 1998.** Optimization of oxygen transfer in clean water by fine bubble diffused air system and separate mixing in aeration ditches. *Water Science & Technology*, 38, pp 35-42.
- **Dhaouadi H., 1997.** Etude d'un réacteur à gazosiphon à recirculation externe. Thèse doctorat. INPL, Nancy France, 184 p.

- **Duchène P., Cotteux E., Capela S., 2001.** Applying fine bubble aeration to small tanks. *Water Science & Technology*, 44 (2-3), pp 210-230.
- **Duchène P., Héduit A., 2000.** Expérience et interprétation de mesures de performances d'aération en boues activées. 23^{ème} Symposium sur les eaux usées. Réseaux environnement, Laval (Québec) 28-29 Nov., 6 p.
- **Edeline F., 1998.** L'épuration physico-chimique des eaux, théorie et technologie 4^{ème} édition, CEBEDEAU, Liège, Belgique, 287 p.
- **Folkman Y. and Washs A. M., 1972.** Nitrogen removal through ammonia release from holding ponds. Sixth Conferences of IWPR, Jerusalem, pp 305-515.
- **Gillot S., 1997.** Transfer d'oxygène en boues activées par insuflation d'air. Mesures et éléments d'interprétation. Thèse de doctorat, Université de Paris XII- Val de marne. 145 p.
- **Glodman, J. C., Porcella D. B., Middelbrooke E. J. Et Toerien D. F., 1972.** Review Paper: The effect of carbon on algal growth: Its relationship to Eutrophication. *Wat. Res.*, 6, pp 637-679.
- **Hebrard G., Destrac P., Roustan M., Huyard A., Audic J.M., 2000.** Determination of the water quality correction factor alpha using tracer gas method. *Water Research*, 34(2), pp 684-689.
- **Jupsin H., Cockx A., Vassel J.L., 2002.** Influence de l'hydrodynamique sur le transfert d'oxygène dans un fossé d'oxydation. *Tribune de l'eau*, vol 56, N° 2, pp 48-57.
- **Jupsin, H., Praet E., Vassel J.L., (2003).** Dynamic mathematical model of high rate algal ponds. *Water Science & Technology*. 48 (2), pp 197-204.
- **Kawalec-Pietrenko B., Holowaczi I., 1998.** Region-dependent oxygen transfer rate in the rectangular airlift reactor. *Bioprocess Engineering*. 18, pp 163-170.
- **Kilpatrick F.A., Rathbun R.E., Yotsukura N., Parker G.W., Delong L.L., 1989.** Determination of stream reaeration coefficients by use of tracers: U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, Book 3, Chapter A18, 52 p.
- **Mancy K.H., Okum D.A., 1965.** The effects of surface active agents on aeration, *Journal Water Pollution Control Federation Research*, 2 Vol 37.
- **Marachandise P., Ruban G. and Divet L., 1985.** Elimination de l'ammoniaque par entraînement à l'air. *Trib. Cebedeau*, 505, 38, pp 17-21.
- **Marlier J.F., L'Homme G., 1974.** Principe de génie chimique : génie de réaction chimique. Publication de la faculté des Sciences Appliquées de l'Université de Liège. 11 p.

- **Middlebrooks E.J., Pano A., 1983.** Nitrogen removal in aerated lagoons. *Water Res.*, 17, 10, pp 1369-1378.
- **Moo-Young M., Blanch H.W., 1981.** Design of biochemical reactors: mass transfer criteria for simple and complex systems. *Advances in Biochemical Engineering*. 19, pp 1-69.
- **Namèche T., Vasel J.L., 1996.** New method for studying the hydraulic behavior of tanks in series. Application to aerated lagoons and waste stabilization ponds. *Water Science & Technology*. 33(8): pp 105-124.
- **Odum H.T., 1956.** Primary production of flowing water. *Limnol. Oceanogr.* 1, pp 101-117.
- **Othmer D.F. Thakar M.S., 1953.** Correlating diffusion coefficients in liquids. *Ind. Eng. Chem.*, 45(3), pp 589-593.
- **Rathbun R.E., 1990.** Prediction of stream volatilization coefficients. *J. Environ. Eng.*, 116(3), pp 615-631.
- **Roustan M., 1997.** Transfert d'oxygène dans les procédés biologiques d'épuration des eaux. Cours de DEA du département GPI de INSA de Toulouse, pp 1-8.
- **Roustan M., Line A., 1996.** Rôle du brassage dans les procédés biologiques d'épuration. *Tribune d'eau*, n° 5-6, pp 109-115.
- **Roustan M., Pharamond J.C., Roques H., 1975.** Etude comparative de divers systèmes d'aération. *Water Research*, 9, pp 1065-1068.
- **Schindler D. W. et Fee E. J., 1973.** Diurnal variation of dissolved inorganic carbon and its use in estimating primary production and CO₂ invasion in lake 277. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 11, pp 1501-1510.
- **Shiprt E., 1981.** Role of hydrodynamic factor in ammonia desorption by diffused aeration. *Water Res.*, 15, pp 739-743.
- **Siegel M.H., Merchuk J.C., 1988.** Hydrodynamics in rectangular air-lift reactors: scale-up and the influence of gas-liquid separator design. *Canadian Journal of Chemical Engineering*. 69, pp 415-426.
- **Smith B.C., Skidmore D.R., 1990.** Mass transfer phenomena in an airlift reactor: effects of solids loading and temperature. *Biotechnology and Bioengineering*. 35, pp 483-491.
- **Steinmtez H., 1996.** Influence of metabolic processes on oxygen transfer in mixed liquor, 18th biennial international IAWQ conference, Singapore. 8p.
- **Sweeriq S., Triestsch R., 1974.** Determination of oxygenation capacity in carousel plants. *H₂O*. 5, pp 90-94.

- **Vasel J.L., 1990.** Commentaires quant aux capacités d'aération de divers procédés d'assainissement. Tribune de l'eau. N° 548, pp 29-38.
- **Zimmon O.R., Van der Steen, Gijzen H. J., 2003.** Comparaison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. Wat. Res., 37, pp 4587-4594.
- **Zouhir F., Jupsin H., Mandi L., Vasel J.L., 2006.** Comparison of two agitation systems in High Rate Algal Ponds. 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds Advances in Pond Technology and Management, 25-27 September 2006.

CHAPITRE VI : MODELISATION

I Introduction

Les équipes de recherche dans le domaine de l'épuration des eaux usées sont convaincues que le défi de la modélisation des systèmes biologiques est l'un des plus grands enjeux de la science du XXI^{ème} siècle. Dans cette optique, elles développent leurs compétences en traitement de l'information et en modélisation. Dans le champ très vaste de l'épuration, les chercheurs proposent des innovations qui contribuent à la compréhension des phénomènes naturels, aux progrès des techniques utilisées et à une amélioration de la qualité d'épuration. Dans ce contexte, la modélisation-simulation dans le domaine de l'épuration des eaux est devenue une nécessité, elle permet non seulement la conduite d'installations mais aussi, le dimensionnement d'ouvrage, le check-up,...

Les performances des modèles et des simulateurs disponibles ne cessent d'augmenter. Cela est dû aux capacités de calcul des ordinateurs, toujours plus performants et peu chers, mais aussi au développement de techniques de mesures fiables et rapides. Dans le domaine de l'épuration des eaux, un fait marquant est à signaler : la publication par l'International Association on Water Quality (IAWQ) en 1987 des résultats des travaux du « Task Group on Mathematical Modeling for design and Operation of Biological Wastewater Treatment Process » (Henze *et al.*, 1987).

La modélisation mathématique consiste à créer une représentation virtuelle d'un système grâce à la résolution par ordinateur d'équations décrivant son fonctionnement. Cette représentation se prête ensuite à l'étude et à des expérimentations (appelées simulations) tout comme le système réel, en présentant l'avantage de pouvoir multiplier les expériences avec un gain de temps, de moyens et d'efficacité par rapport à l'expérimentation sur site. Cet outil s'est répandu dans tous les domaines scientifiques et techniques. Il est utilisé par les chercheurs, mais aussi par les opérationnels (gestionnaires, ingénieurs). En effet, en plus d'améliorer la compréhension des phénomènes en interprétant et prolongeant l'expérience, la modélisation est un outil de prévision, de test de scénarios et d'optimisation de procédés.

En traitement des effluents liquides, on modélise le fonctionnement dynamique (intégrant les variations dans le temps) d'une station d'épuration grâce à la mise en équations des phénomènes biologiques (croissance microbienne), physiques (aération, hydraulique, décantation) et chimiques (précipitation, oxydo-réduction) qui s'y déroulent. Le procédé sur lequel les connaissances et les applications sont les plus avancées est la boue activée (eaux usées et lisiers), mais des modèles pour de nombreux autres procédés existent (digestion

anaérobie, biofiltration) ou sont en cours de développement (lagunage, infiltration-percolation sur lits de sable).

II Objectifs du chapitre

L'objectif de départ de notre travail résidait dans le calage et la validation du modèle décrivant le chenal algal à haut rendement (Jupsin *et al*, 2003). A travers notre travail (calage et validation du modèle), nous avons espéré participer à la mise en place d'outils performants et efficaces pour gérer les eaux usées et permettre leur réutilisation dans des conditions optimales.

La démarche prévue était la suivante :

- Adapter le modèle CAHR à un cas étudié en modifiant les paramètres des équations biologiques (taux de croissance ou de décès, hydrodynamique, rendements, aération...) de façon à ce que les concentrations mesurées et simulées concordent pour les mêmes données d'entrée. C'est l'opération de calage dont dépend le domaine de validité et le degré de confiance, et qui sont accordés aux résultats de simulations ultérieures. Pour arriver à cela, nous devions récolter des données sur le chenal Saada. Il s'agissait en effet de tester certaines conditions, de débits de et de charges notamment, et de mesurer un ensemble des variables nécessaires à la caractérisation des états entrée/sortie du système, devant permettre de caler le modèle.
- Une fois le modèle calé et les paramètres obtenus, le modèle doit être validé en confrontant les prédictions avec des séries de données différentes. Une fois validé le modèle peut être intégré dans une filière de traitement ou autre. Une analyse de scénarios ou une comparaison des filières envisagées, au moyen du modèle validé, peut alors être décisive pour comparer l'efficacité.

Au départ, le pilote à l'échelle du laboratoire était destiné seulement à l'étude et à la mise en place des méthodes d'essais et des méthodologies, telles que la mesure des coefficients de transfert Gaz/liquide ou la caractérisation des écoulements, malheureusement, les nombreux problèmes rencontrés dans ce projet ont empêché le bon déroulement de notre programme. Ceci nous a poussés à laisser de côté nos objectifs initiaux (étant donné le manque de résultats) et à nous limiter à une explication et une démonstration mettant en avant les performances ainsi que la faisabilité de notre modèle tout en s'appuyant sur les données récoltées sur pilote.

III Philosophie de la modélisation

En matière de protection de l'environnement et d'utilisation durable des ressources, les décisions à prendre doivent tenir compte de paramètres toujours plus nombreux. L'évaluation des options requiert des méthodes comparatives adéquates. A cet égard, la modélisation environnementale peut jouer un rôle déterminant. Les modèles utilisés dans le domaine des eaux usées servent essentiellement à des fins d'identification, de prévision et de communication. Alors pour pouvoir répondre à de telles questions il faut d'abord bien comprendre les mécanismes du système étudié. A cet effet, on présente de manière abstraite la structure du système à l'aide de ce qu'on appelle un modèle. La modélisation est un instrument analytique fondamental en sciences, car elle seule permet de prévoir le comportement des systèmes. Au sens strict, on peut prévoir le comportement d'un modèle et non celui d'un système. La justesse des prévisions dépend en fait de l'adéquation du modèle par rapport au système.

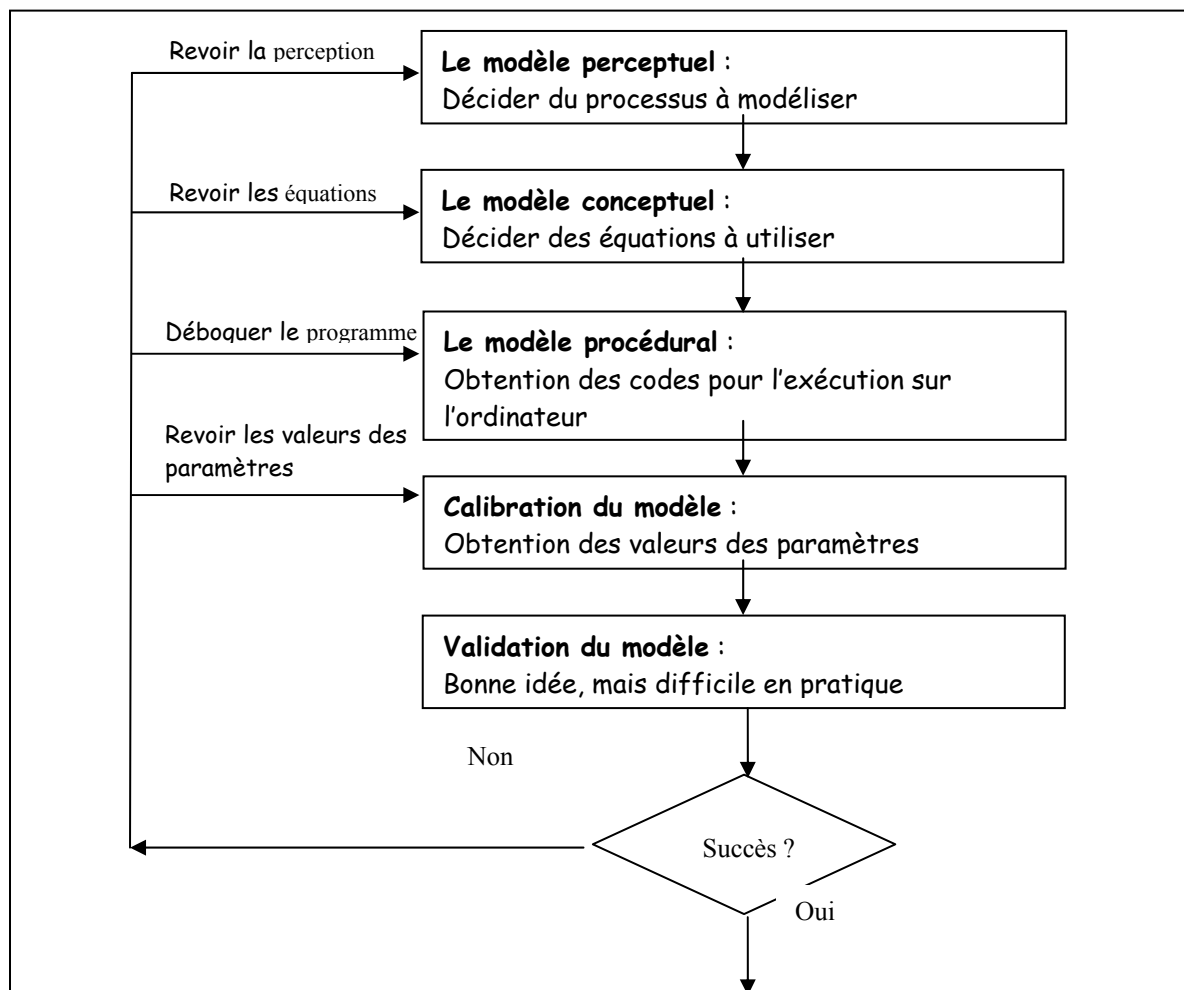


Figure 1. Schéma de création d'un modèle

Comme l'illustre la figure 1, l'élaboration d'un modèle mathématique décrit un processus qui passe par plusieurs étapes, liées les unes aux autres.

Etape 1. Le point de départ est toujours un ensemble de questions que l'on se pose sur le système que l'on veut modéliser :

- Connaît-on bien le système ?
- A-t-on les données et les moyens nécessaires pour arriver à nos objectifs, définis au départ ?

Etape 2. Cette étape est nécessaire dans le but de limiter le champ du problème, dans ce cas notre démarche sera de rechercher les données (que l'on imagine avoir un lien direct avec nos interrogations). De ce fait, nous constatons que trop limiter fait courir le risque de ne pas modéliser un phénomène, qui a du poids dans le contexte. Et à l'inverse, trop ouvrir entraîne une dispersion des moyens et une accumulation de données non pertinentes, qu'il faudra écarter par la suite tout en justifiant les choix. Cette étape est la plus délicate, pour la qualité du modèle : car elle est soumise à l'a priori du modélisateur, ainsi qu'à ses manques de méthodes et de connaissances ; sans oublier les moyens dont il dispose (temps, argent, accès aux données) qui peuvent avoir une influence. A ce moment précis, on choisit le type de modèle général que l'on va utiliser, notamment en fonction des données dont on pense disposer.

Etape 3. Elle consiste à la construction du modèle :

- En filtrant les données afin d'en extraire les « bruits », ces irrégularités ou ces événements accessoires qui masquent l'essentiel.
- Et éventuellement, en reconstituant les manquants, c'est-à-dire les objets qui manquent pour assurer la cohérence de l'ensemble (par exemple : le fonctionnement d'un paramètre dont on connaît l'existence mais sur lequel on ne dispose pas de données). C'est là qu'interviennent les outils mathématiques, qui permettent un filtrage et une construction avec un minimum de subjectivité en un minimum de temps.

Etape 4. Calage du modèle. C'est une opération relativement longue consistant à étudier convenablement les données numériques initiales du modèle, mais surtout à s'assurer de leur cohérence, ainsi que celle des paramètres initiaux retenus dans les équations. Le calage est

affiné en opérant des simulations du modèle, en rendant inopérantes les fluctuations des données exogènes, ce qui permet de s'assurer du comportement du modèle.

Etape 5. Validation du modèle. Un travail de validation se déroule ensuite avec plusieurs objectifs :

- le premier est de s'assurer de la cohérence et de la logique du modèle sous différentes hypothèses d'évolution des variables exogènes ou de pilotage. Il s'agit ici d'analyser et de comprendre des scénarios simples et contrastés, ce qui aboutit souvent à réviser le modèle lui-même. Cette tâche peut naturellement nécessiter de reprendre et de discuter l'analyse causale, la modélisation ou le calage du modèle.
- le second est de confronter un certain nombre de résultats de scénarios à l'expérience historique, et de les soumettre à l'analyse d'experts. Ce travail se fait avec les analystes et experts à partir de scénarios et de tests de sensibilité.

Ces modèles sont mis en œuvre au travers d'interfaces logicielles conviviales déchargeant l'utilisateur des opérations de programmation informatique (Matlab ®, GPS-X, WEST®...).

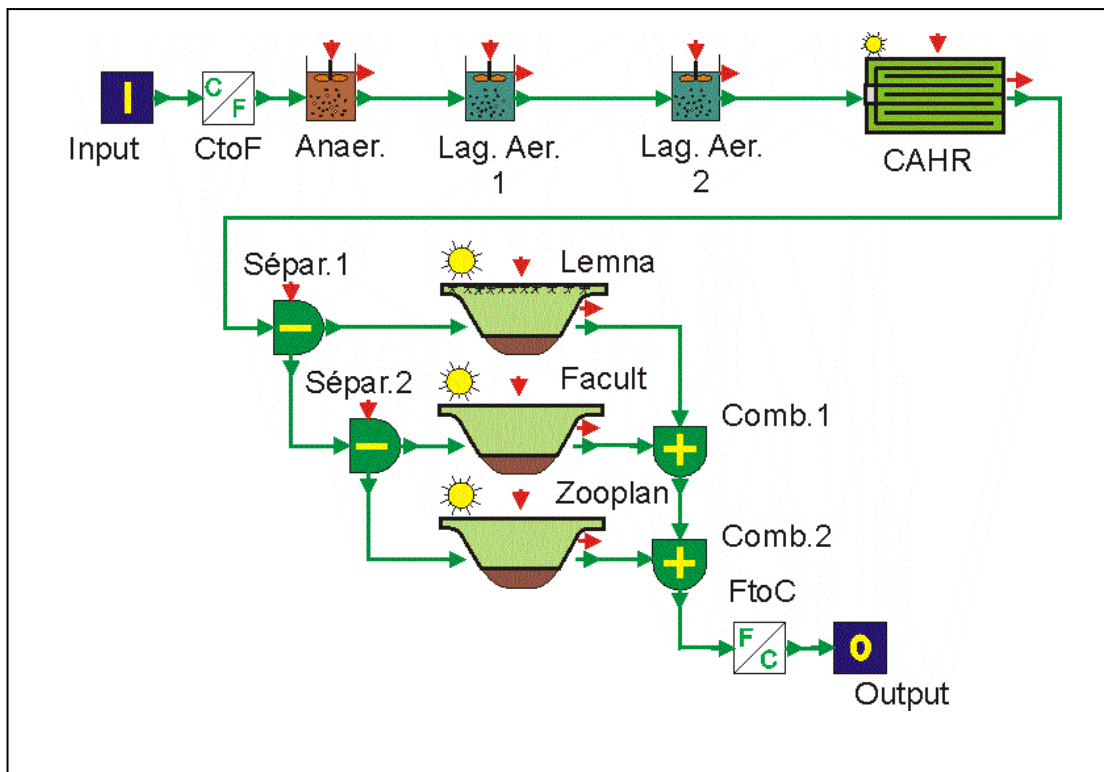


Figure 2. Exemple de schéma permettant de modéliser une filière de traitement dans le logiciel West®

IV Logiciel WEST

En ce qui concerne la mise au point du modèle proprement dit, les premiers essais ont été réalisés sous Matlab®. Ce logiciel est certes très performant, mais n'est pas optimisé pour les types de simulation que nous voulions effectuer. Nous avons alors décidé d'investir les autres logiciels de simulation disponibles sur le marché, plus adaptés à nos besoins. Parmi les logiciels utilisés dans le domaine de l'épuration des eaux usées, le logiciel WEST a été choisi en raison de sa souplesse d'utilisation.

Principe du logiciel West :

WEST est une plateforme conviviale de simulation et de modélisation de différents processus associés au traitement de l'eau, à la modélisation des rivières et des nappes d'eau souterraine, des écosystèmes aquatiques ainsi que des fermenteurs industriels. Ce logiciel est doté d'une interface utilisateur agréable et intuitive, il permet d'optimiser les processus, réduire les coûts, automatiser...

WEST se compose d'une base de données des modèles, d'une interface graphique utilisateur et finalement d'un moteur de simulation adapté à ce type de modèle.

La base de données modèle est composée d'un ensemble de fichiers texte contenant la description mathématique des processus, cette partie est le plus souvent utilisée par des unités de recherche qui fournissent les modèles opérationnels. L'interface graphique utilisateur offre une grande flexibilité et permet une utilisation aisée des modèles développés.

La grande force de ce logiciel est le fait qu'il soit complètement ouvert, ce qui veut dire que l'on peut développer ses propres modèles et les fournir ensuite aux autres utilisateurs. Le software fournit également différents modules, comme l'analyse de sensibilité paramétrique, l'estimation de paramètres, l'analyse de scénarios...

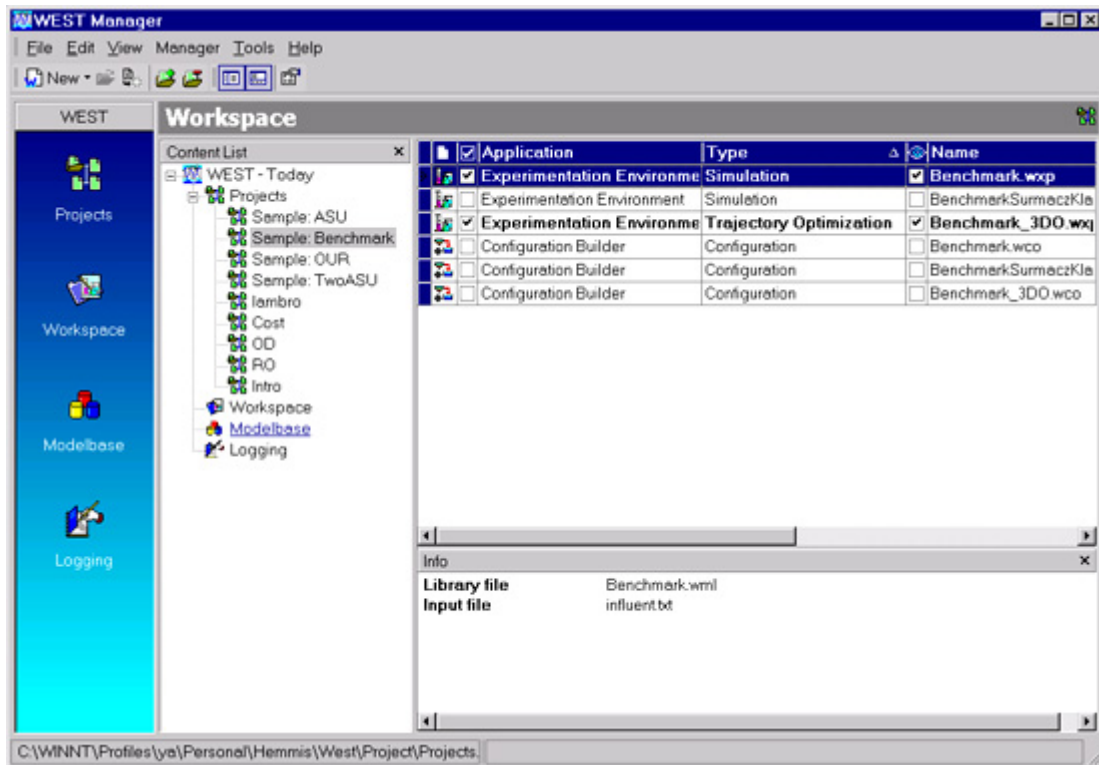


Figure3. WEST Manager

Le module manager permet la gestion des fichiers, il présente immédiatement à l'utilisateur l'ensemble des fichiers relatifs à un projet donné.

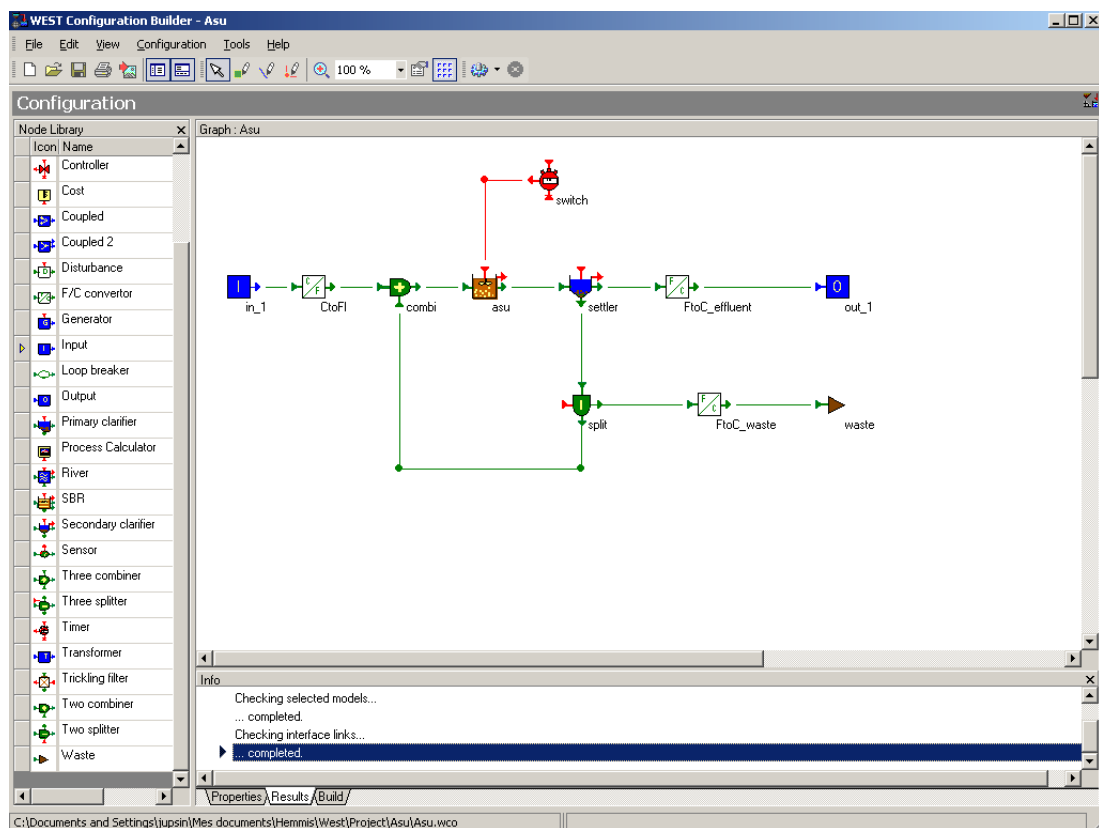


Figure 4. WEST Configuration Builder (éditeur de configuration)

L'éditeur de configuration permet de créer la configuration d'une application particulière à partir de la base de données de modèle et de la bibliothèque de composants. Ce type de démarche minimise évidemment le temps de développement d'une configuration particulière.

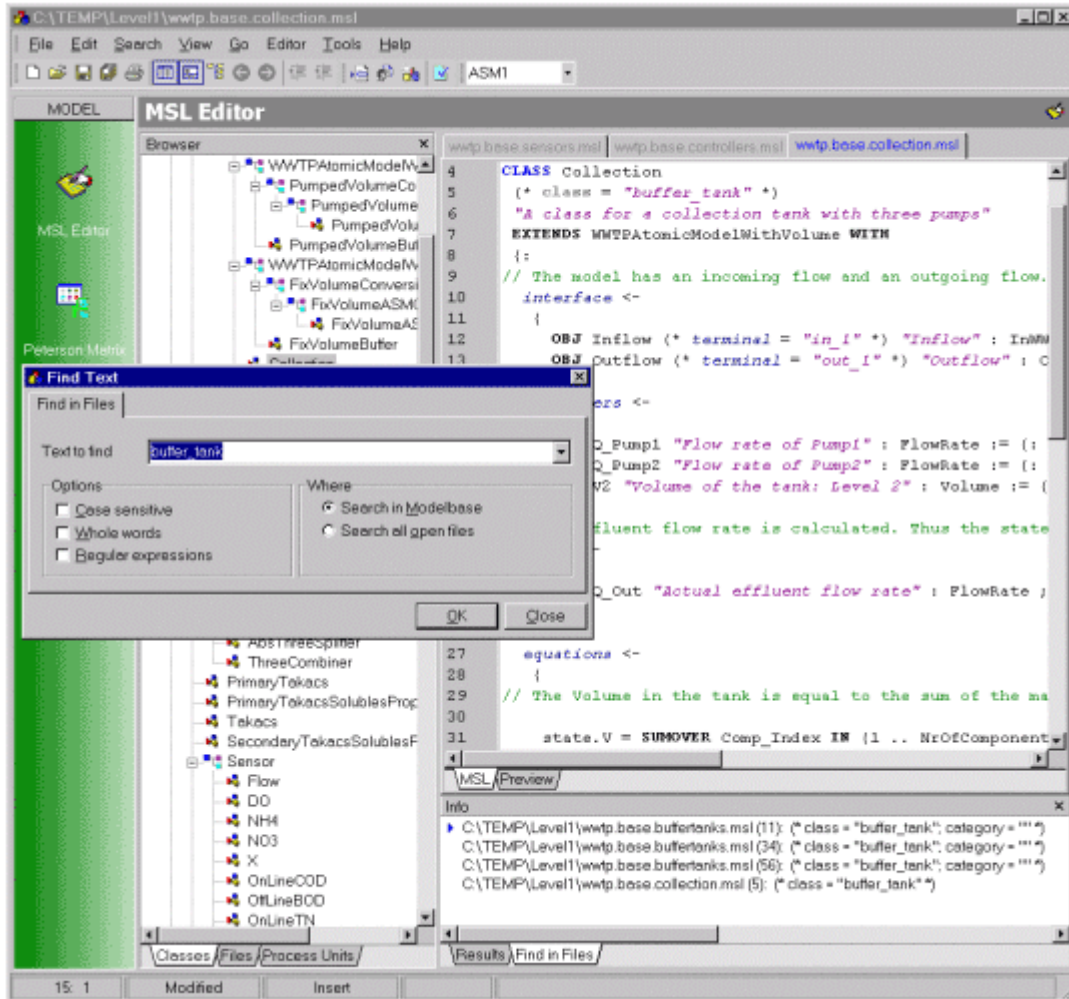


Figure 5. Editeur MSL

L'éditeur MSL est un éditeur de texte dédié à l'écriture des modèles. En plus des fonctionnalités classiques d'un traitement de texte, il corrige les erreurs de frappe les plus courantes, vérifie la syntaxe et offre la possibilité d'ouvrir le fichier MSL erroné à la bonne ligne par simple double clic sur le message d'erreur.

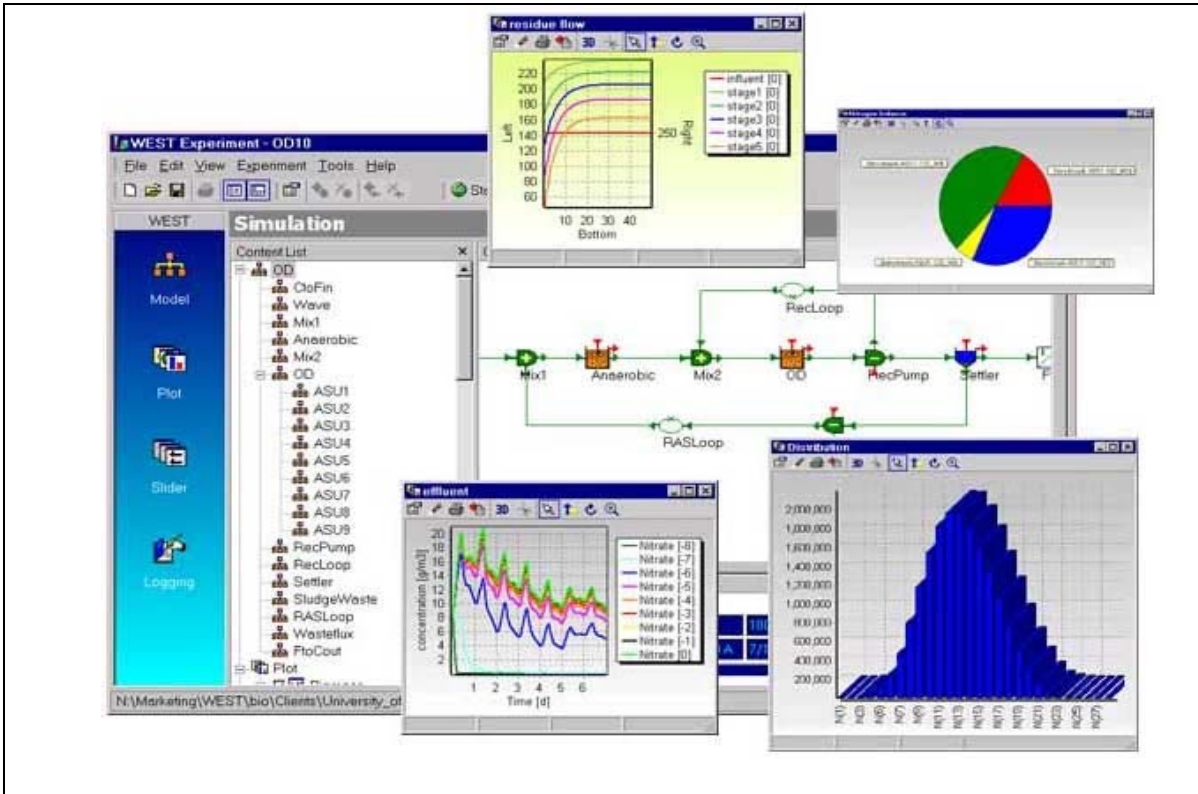


Figure 6. Environnement de simulation

L'environnement de simulation permet de réaliser des simulations dynamiques interactives, notamment l'affichage des données en graphiques durant le calcul des simulations ainsi que le changement des paramètres durant le calcul.

V Modèle Chenal Algal à Haut Rendement

La preuve a été faite que, sous des climats adaptés, et quand ils sont bien intégrés, bien conçus et opérationnels, les CAHR permettent de produire un effluent de qualité égale, voire supérieure à d'autres procédés d'épuration, à un coût bien moindre en terme d'investissement et d'exploitation et avec un minimum de contraintes (Bailey Green et Oswald, 1993).

En utilisant ce système de traitement (CAHR), de nombreux auteurs ont mis en évidence une nette amélioration du niveau des diverses variables de l'effluent brut. Malgré la forte productivité algale, les paramètres organiques (DCO et DBO) montrent un abattement entre 55 et 70% (Picot et al., 1991 ; Nurdogan et Oswald, 1995 ; Wang *et al.*, 1996). Toutefois, la qualité de l'épuration dépend de la charge organique de l'effluent brut (Cromar et Fallowfield, 1997). De la même manière, de bons rendements épuratoires peuvent être observés pour les nutriments avec des rendements supérieurs à 80% pour l'azote et le phosphore inorganique

dissous (Pieterse *et al.*, 1982 ; Craggs *et al.*, 1994). Cependant, de nombreux facteurs peuvent intervenir sur l'efficacité du traitement. La modélisation semble donc être un bon moyen de contrôle et de gestion pour une amélioration de la qualité du traitement par le chenal algal.

Buhr et Miller (1983) ont été les premiers à proposer un modèle mathématique qui décrit le CAHR. C'était un modèle très sophistiqué, considérant le comportement hydrodynamique du système, mais celui-ci ne décrivait pas les changements dans la biomasse algale et bactérienne. Il est à noter que dans les équations utilisées, seule la photosynthèse est considérée dans la contribution des algues au bilan en oxygène, la respiration est négligée.

Depuis une décennie, notre équipe de recherche « assainissement et environnement » s'est intéressée à ce système de traitement des eaux usées. Plusieurs articles et communications ont vu le jour et ont été axés sur l'étude du chenal algal. Lors de la 5^{ème} conférence de l'IWA, notre équipe a proposé un des premiers modèles complets décrivant le CAHR. Ce modèle a été basé sur les équations provenant du modèle River Water Quality Model number 1 « RWQM1 » (Van Rollegheem *et al.*, 2001).

Dans le modèle présenté ici (Jupsin *et al.*, 2003), les paramètres décrivant les processus biochimiques sont repris du modèle de base RWQM1, et décrits en terme de bilans de matière sur les éléments C, O, N et P, résumés sous forme d'une matrice stœchiométrique.

V-1 Principe du modèle

Exactement comme dans le cas du modèle RWQM1, la plupart des processus biochimiques (Tableau 1) sont décrits à travers les bilans de masse, ce qui permet d'obtenir la matrice Stœchiométrique suivante :

Tableau1. Processus intervenants dans le modèle

	Processus		Processus
1	Croissance aérobique des hétérotrophes avec NH ₃	12	Croissance des algues avec NO ₃
2	Croissance aérobique des hétérotrophes avec NO ₃	13	Respiration aérobique endogène des algues
3	Respiration aérobie endogène des hétérotrophes	14	Mortalité des algues
4	Croissance anoxique des hétérotrophes avec NO ₃	15	Hydrolyse
5	Croissance anoxique des hétérotrophes avec NO ₃	16	Equilibre SCO ₂ /SHCO ₃ ⁻
6	Respiration anoxique endogène des hétérotrophes	17	Equilibre SHCO ₃ ⁻ /SHCO ₃ ⁻
7	Croissance des nitrifiants (1ère phase)	18	Equilibre SH ₂ O/S ⁺ SOH ⁻
8	Respiration aérobique endogène des nitrifiants (1ère phase)	19	Equilibre SNH ₄ /SNH ₃
9	Croissance des nitrifiants (2ème phase)	20	Equilibre SH ₂ PO ₄ /SHPO ₄ ⁻
10	Respiration aérobique endogène (2ème phase)	21	Equilibre SCA SCO ₃ /SCACO ₃
11	Croissance des algues avec NH ₄	22	

V-2 Les caractéristiques spécifiques du modèle

Certains processus sont spécifiques à notre modèle.

DOS (Demande en Oxygène des Sédiments): nous cherchons à développer un modèle qui pourrait décrire avec précision l'activité sédimentaire. Pour l'instant cette activité est prise en compte via une équation qui dépend de la concentration en substrat et de la température (Chabir *et al.*, 2000), à savoir :

$$R = \left(R_o + R_{\max} \frac{S}{K_s + S} \right) \Theta^{t-20}$$

avec

R: taux de respiration sédimentaire (g O₂ m⁻² j⁻¹)

R₀: taux de respiration endogène (g O₂ m⁻² j⁻¹)

R_{max}: taux de respiration maximum lié au substrat (g O₂ m⁻² j⁻¹)

S: concentration en substrat (mg DCO l⁻¹)

K_S: constante de Michaelis (mg DCO l⁻¹)

V-3 Intensité lumineuse

Durant certaines années le lagunage naturel et le CAHR ont été dimensionnés en utilisant des équations empiriques prenant en compte la charge organique et la température. Comme les processus biochimiques prédominants, l'activité photosynthétique dépend essentiellement des conditions météorologiques, nous pensons que les performances au niveau du CAHR doivent

être corrélées aux conditions du milieu. Pour cette raison, l'intensité lumineuse est calculée par une sous-routine développée dans le logiciel TRNSYS [TRNSYS 15®, 2000]. Cette sous-routine permet de calculer la moyenne de l'intensité lumineuse à la surface du sol. Les données nécessaires pour cette sous-routine sont :

- h : heure dans l'année (le 1er janvier à 00 : 00 heure, c'est l'heure 0)
- step : pas de temps (dans notre cas 1 heure)
- alt : altitude au dessus de niveau de la mer (m)
- lat : latitude en degrés (0 : équateur, >0 : nord)
- long : longitude en degrés (0 : Greenwich, >0 : ouest)
- lsm : longitude pour le méridien standard en degrés

Le modèle CAHR présenté dans ce chapitre est basé sur le modèle River Waters Quality Model 1, avec des simplifications et des extensions des équations des processus biochimiques présentés dans Reichert *et al.* (2001). Le système hydrodynamique est particulièrement simple et le réacteur est modélisé avec une série de réacteurs parfaitement mélangés avec recirculation. Certaines caractéristiques spécifiques ont été ajoutées à savoir : l'intensité lumineuse en fonction de la localisation (long., lat.), de la date et de l'heure, la prise en considération de la demande en oxygène des sédiments, le calcul de l'auto-ombrage par les MES.

En résumant, le modèle repose sur les faits suivants :

- la sédimentation est négligeable dans un CAHR (grâce à une agitation constante),
- il n'y a pas de stratification. Les variables d'état du système peuvent être considérées comme constantes dans une section verticale du réacteur. Ceci permet de modéliser le réacteur comme plusieurs petits réacteurs parfaitement mélangés en série avec recirculation.
- suite à des expériences réalisées sur un CAHR de référence à Rabat, l'hydrodynamique a été définie par un écoulement de type piston dispersif avec débit de recirculation élevé (El Ouarghi *et al.*, 2000).
- les processus biochimiques sont décrits par des bilans de matière.

La différence avec le RWQM1 est que le présent modèle inclut un terme limitant concernant le carbone organique vis-à-vis du taux de croissance des algues et des nitrifiants. Les transferts gazeux y sont décrits par la loi d'Adeney. De plus, le modèle prend en compte l'intensité lumineuse en fonction de la localisation du site (longitude, latitude et altitude),

l'activité des sédiments (Chabir *et al*, 2000) ainsi que le phénomène d'auto ombrage (Jupsin *et al*, 2003).

De nombreux développements sont déjà proposés (Jupsin *et al*, 2004), notamment pour couvrir le rôle de désinfection qui est un des avantages de ce procédé.

La figure suivante illustre la présentation de la filière chenal algal à haut rendement dans le logiciel West®.

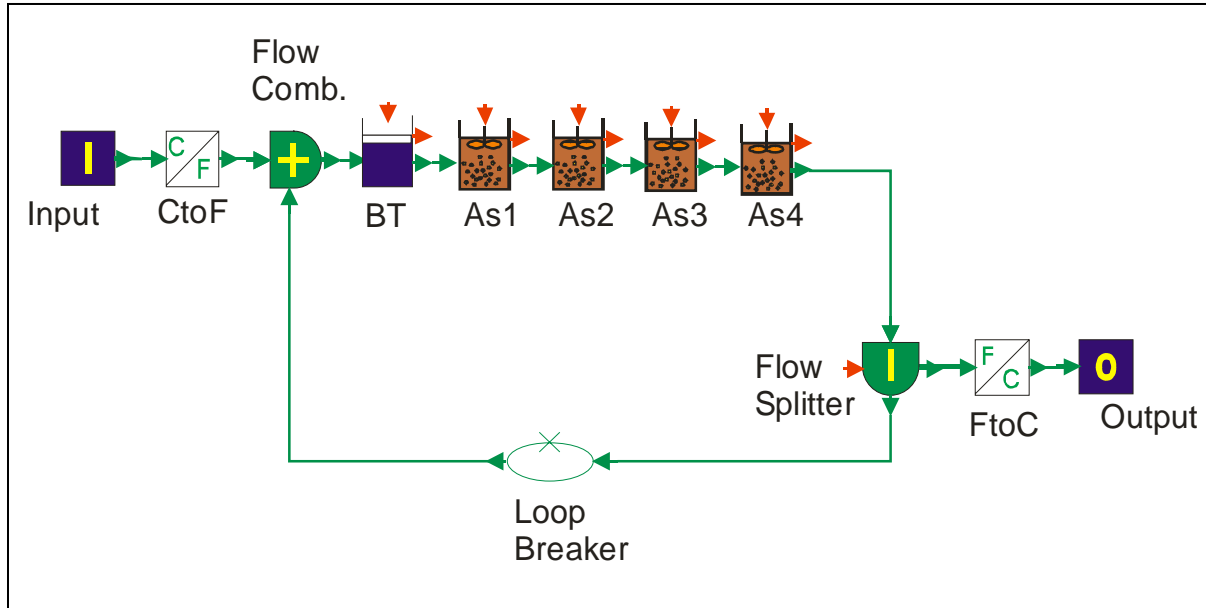


Figure 7. Schéma de la filière chenal algal à haut rendement dans West®

Comme le montre le schéma de la figure 7, la filière chenal algal est symbolisée par un ensemble de cuves bien mélangées en série (As1, As2, As3, As4), chaque cuve représentant jusqu'à 30 cuves parfaitement mélangées en série, ce qui fait un total de 120 cuves en série. La première cuve (BT) représente l'airlift où se fait l'injection de l'air.

Une fois que le modèle a été codé dans le logiciel West®, nous avons intégré les données liées au chenal pilote (surface, profondeur, débit d'entrée, débit de recirculation, $Kla-O_2$...). Et, sans modifier aucun paramètre du modèle (Jupsin *et al* 2003), nous avons lancé les calculs dans le logiciel West® pour résoudre l'ensemble des équations différentielles.

La matière organique est ainsi fractionnée en différentes parties dont les définitions se distinguent selon leur rôle dans la croissance de la biomasse. Elles interviennent dans le modèle sous forme de variables et caractérisent l'état de pollution de l'effluent brut, de la boue des bassins et de l'effluent traité. Pour la DCO totale, ceci s'illustre sous trois formes : la forme inerte et la biomasse vivante, hétérotrophe et autotrophe. Ces trois formes se

subdivisent à leur tour et nous pouvons ainsi distinguer sept fractions dont la hiérarchie est présentée dans l'organigramme ci-dessous :

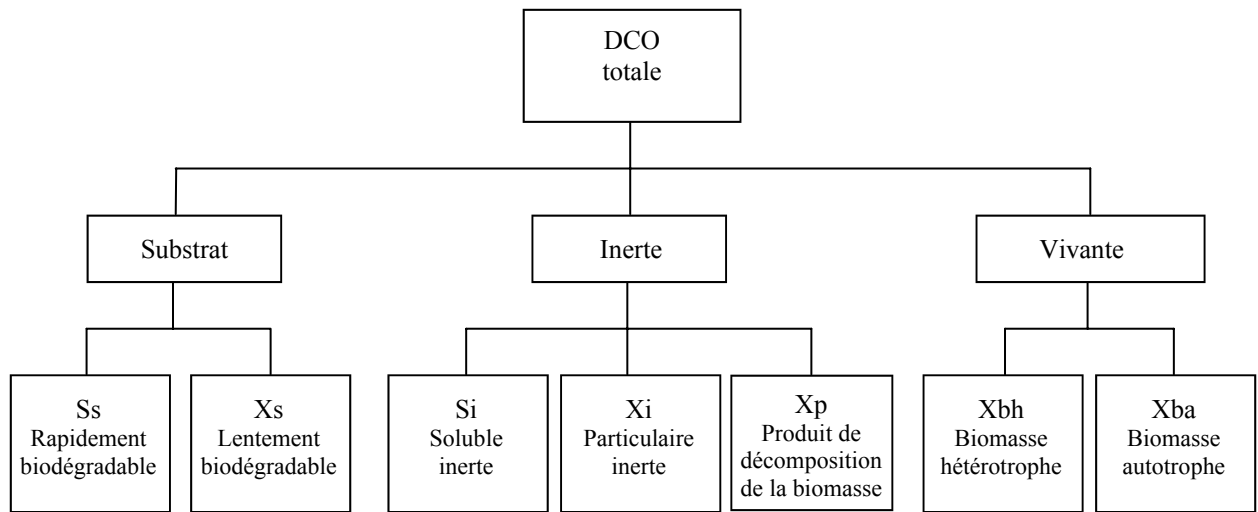


Figure 8. Décomposition de la DCO en variable du modèle RWQM1

VI Résultats et discussions

Les figures 9 et 10 qui suivent indiquent l'ajustement de valeurs mesurées dans le pilote par les valeurs calculées par notre modèle CAHR développé dans le logiciel West®.

Les enregistrements qui ont fait l'objet des simulations mathématiques ont été récoltés sur le chenal installé sur le site de Marrakech, Située, entre la Latitude Nord 31° et la Longitude Ouest 8°, à une altitude de 468 m par rapport au niveau de la mer.

Les enregistrements de l'oxygène dissous et du pH ont été réalisés sur le pilote installé sur le site de Marrakech, grâce à une multisonde type YSI 6920. Ce pilote était alimenté par une eau usée synthétique avec une charge surfacique de 200 Kg DBO₅/ha.j, un temps de séjour de 4 jours et un débit de 72 l/j. Le $Kla-O_2$ que nous avons introduit dans le modèle est de l'ordre de 8,33 h⁻¹ et le nombre de réacteur en série (n) est de 120 réacteurs.

La figure 9 traduit l'évolution de l'oxygène dissous en continu dans le pilote, pendant la période de stabilité du système. On remarque une nette implication de la photosynthèse dans le processus de production et de consommation d'oxygène. Mais l'information majeure que

l'on peut tirer de ce graphique est que, visuellement, les données calculées se corrèlent bien à celles mesurées. Ceci confirme que le modèle CAHR se comporte bien.

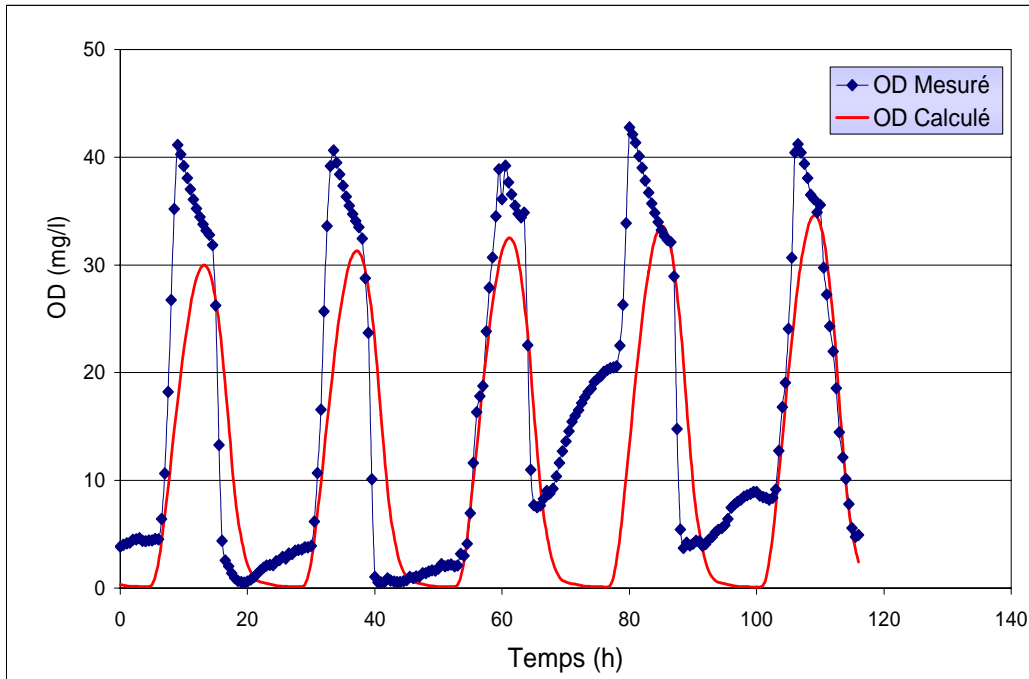


Figure 9. Evolution de l'oxygène dissous en fonction du temps : valeurs mesurées et valeurs calculées

Comme dans le cas de l'oxygène dissous, le pH subit une variation nyctémérale liée à la biomasse algale présente dans le chenal.

Les résultats obtenus par ces premières simulations sont jugés très satisfaisants. En effet, sans modifier les paramètres du modèle CAHR (Jupsin *et al.*, 2003), ce dernier ajuste avec une bonne qualité les données récoltées sur le chenal.

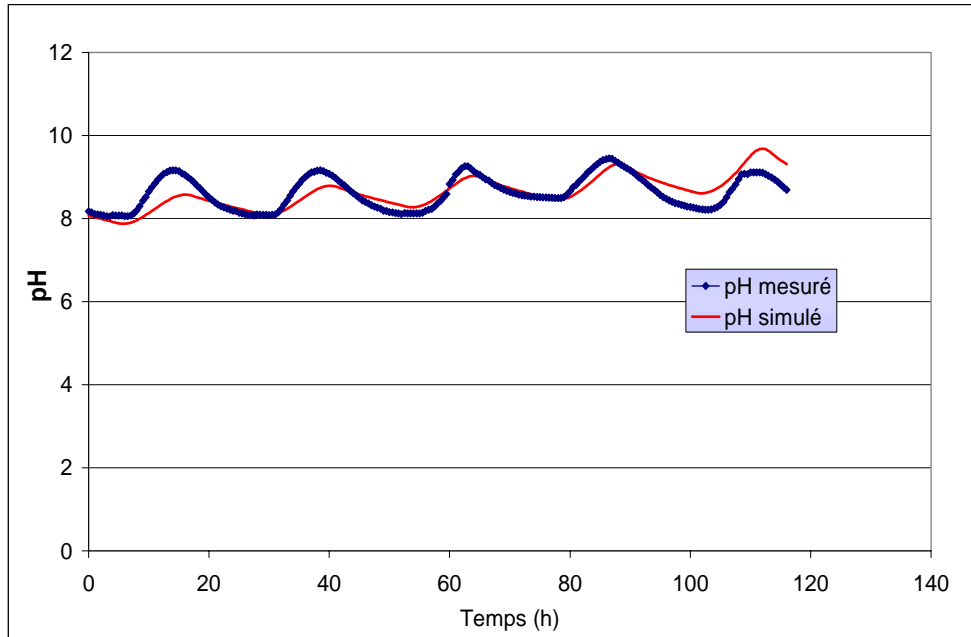


Figure 10. Evolution du pH dissous en fonction du temps : valeurs mesurées et valeurs calculées

La figure 11 présente l'évolution de l'oxygène dissous et la concentration en algues en fonction du temps. Cette courbe simulée par le logiciel West est très logique : elle montre un lien fort entre les concentrations en algues et les concentrations en oxygène dissous.

Ceci est un élément de plus pour juger la cohérence de notre modèle.

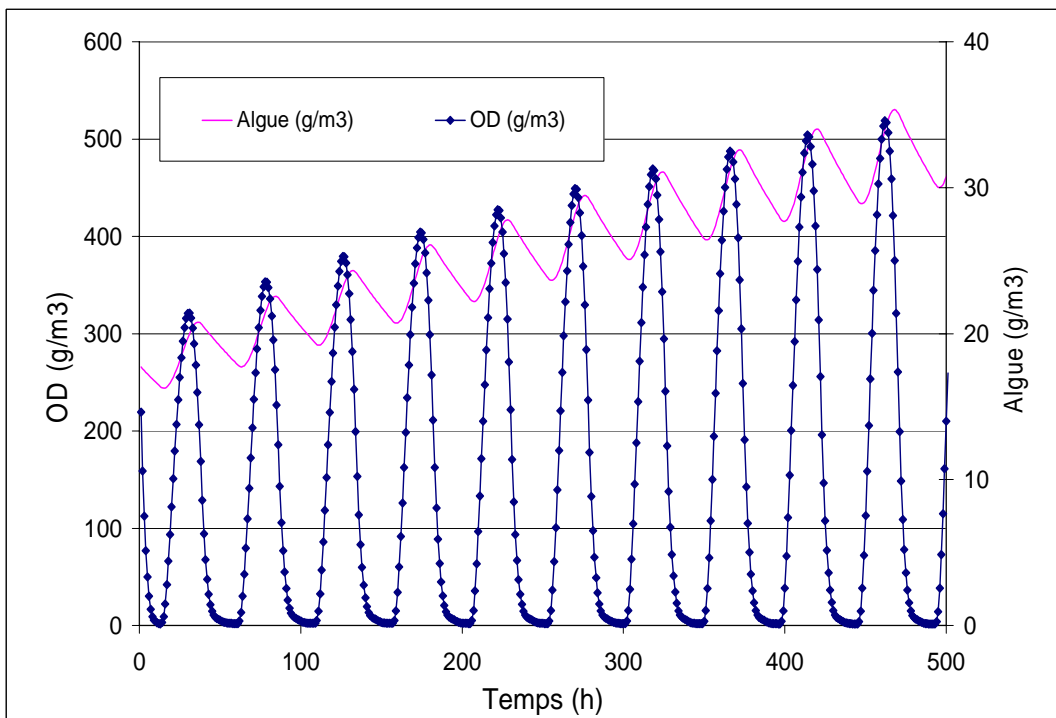


Figure 11. Évolution de l'oxygène dissous et de la concentration en algue en fonction de temps

D'autres exemples de simulations de quelques paramètres du modèle sont présentés dans les figures 12 et 13. Etant donné le manque de données récoltées sur place (Marrakech), nous ne pouvons pas comparer les rendements théoriques et les rendements opératoires.

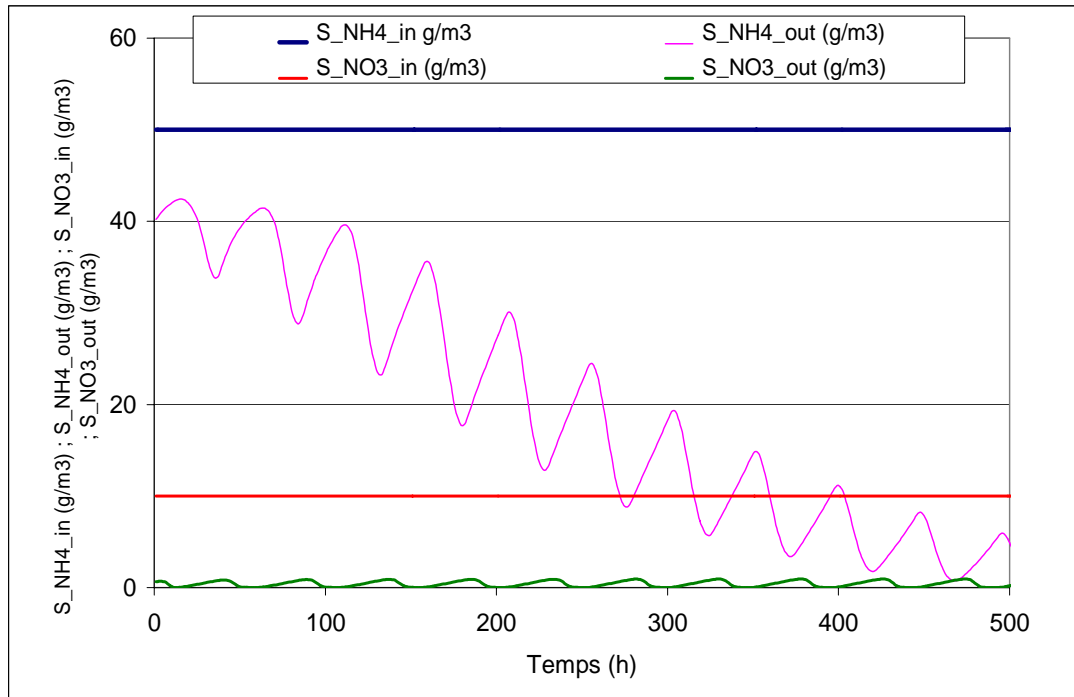


Figure 12. Évolution des concentrations en azote à l'entrée et à la sortie du canal

Comme pour les autres graphiques la figure 12 montre des variations jour nuit bien marquées et elles sont de l'ordre de grandeur de celles observées sur le terrain. L'étude du graphique montre une nette diminution de la concentration en ammoniac à la sortie ceci peut être traduit par le phénomène dénitrification. On constate aussi une disparition cyclique des nitrates du probablement en partie à une dénitrification.

La figure 13 montre que les substrats initiaux (solubles et particulaires) sont en grande partie dégradés. Malheureusement le manque des données nous n'avons pas pu comparer les rendements épuratoires calculés avec ceux simulés.

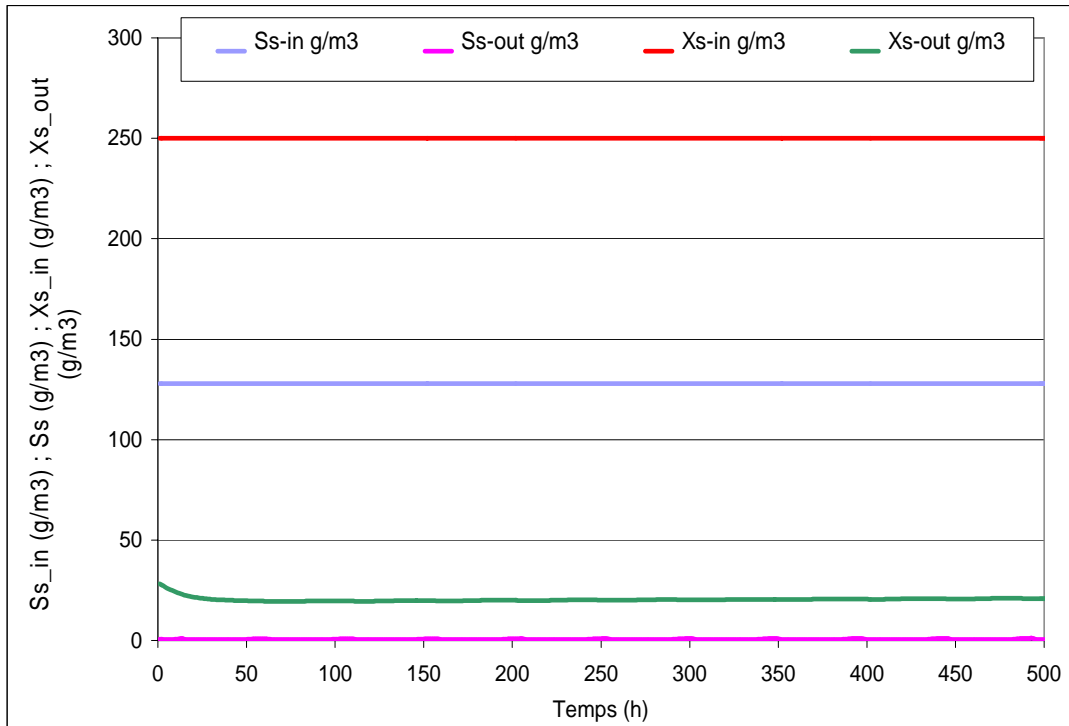


Figure 13. Évolution de la DCO soluble et particulaire à l'entrée et à la sortie du chenal

Ces deux figures montrent que le modèle CAHR est capable de simuler en continu d'autres paramètres, et ceci est très intéressant lorsque l'on doit respecter des normes de rejet par exemple, qui plus est, lorsque les nouvelles normes de sécurité et d'environnement dans le domaine de l'eau et en particulier dans l'épuration, imposent un suivi ainsi qu'un contrôle plus poussés des processus employés pour le traitement.

VII Conclusion

Même si les objectifs définis lors du démarrage du projet n'ont pas pu être atteints, ce chapitre était intéressant pour nous, dans la mesure où nous avons pu dégager des conclusions jugées très satisfaisantes notamment en ce qui concerne le modèle CAHR.

Dans cette partie de notre travail, nous avons mis à l'épreuve ce modèle dans le but de juger son efficacité et sa cohérence avec la réalité du terrain. Nous avons procédé d'abord par le codage du modèle mathématique dans le logiciel de simulation West®.

Sans modifier les paramètres du modèle, nous avons simulé le comportement du pilote par rapport aux paramètres d'entrée (débit, DCO, $Kla-O_2$...). Les premiers résultats sont très encourageants, au vu des variations observées pour le pH et l'oxygène dissous notamment, en comparaison avec les valeurs mesurées.

Dans la procédure préconisée par l'IWA dans le développement de modèles on peut à présent considérer que la phase 1 est réalisée, à savoir que le modèle fournit des simulations qui semblent cohérentes par rapport à la connaissance que l'on a du procédé, sans réellement avoir ajusté les paramètres de ce dernier.

La phase d'ajustement du modèle devait être faite sur les données récoltées et les analyses faites sur l'installation réelle de Saada, au moins pour quatre périodes de tests différentes (charges, débits, températures). Malheureusement, pour les raisons qui ont été évoquées, ces expérimentations n'ont pu être faites dans le cadre de notre thèse et restent programmées dans le cadre d'un projet qui a été déposé.

L'installation fonctionne et devrait permettre de récolter ces données dans un laps de temps relativement court. Le modèle est dès à présent disponible, les paramètres de celui-ci pourront alors être ajustés sur ces données, en utilisant le module d'ajustement paramétrique disponible dans West. La phase 2 sera alors faite, une validation sera alors faite sur des séries de données n'ayant pas servi au calage. Une fois cette étape franchie, le modèle sera alors totalement opérationnel.

Ces résultats sont motivants pour la suite du travail. Dans une perspective de calage et de validation du modèle, il sera nécessaire de récolter le maximum de données (enregistrements en continues (O_2 , pH, turbidité, ...)) et analyses courantes sur le chenal de Saada (vraie grandeur) pour un meilleur ajustement des paramètres du modèle. Mais il sera utile de mener une analyse de sensibilité du modèle, dans le but d'identifier les paramètres les plus sensibles. Ce sont ces derniers qui peuvent guider l'utilisateur dans la collecte d'informations ciblées sur le terrain et dans le processus de calibrage du modèle.

Références bibliographiques

- **Bailey Green F. and Oswald W. J., 1993.** Engineering strategies to enhance microalgal use in wastewater treatment. 2nd IAWG International Specialist Conference on waste stabilization ponds and the reuse of pond effluents, California. 20-29.
- **Buhr H. O. and Miller S. B., 1983.** A dynamic model of the high-rate algal-bacterial wastewater treatment pond. *Wat. Res.*, **17**, 29-37.
- **Chabir, D., El Ouarghi, H., Brostaux, Y., Vasel, J.-L., 2000.** Some influences of Sediments in Aerated Lagoons and Waste Stabilisation Ponds., *Water Science Technology*, vol.42, n°10, pp 237-246.
- **Cromar N.J., Fallowfield H.J., 1997.** Effect of nutrient loading and retention time on performance of high rate algal ponds. *Journal of Applied Phycology*, **9**, pp 301-309.
- **Edwards, P. & O. A. Sinchumpasak., 1981.** The harvest of microalgae from the effluent of a sewage fed high rate stabilization pond by tilapia nilotica. part I. Description of the system and the study of the high rate algal pond. *Aquaculture*, **23**: 83-105.
- **El Ouarghi H., Boumansour B.E., Dufayt O., El Hamouri B. Vasel J. L., 2000.** Hydrodynamics and oxygen balance in high rate algal pond. 4th International Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds: Technology and Environment. IAWQ, Marrakech, 20th - 23th April 99. *Water Science & Technology*, **42**(10), pp 349-356.
- **Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.v.R. and Matsuo, T., 1987.** Activated Sludge Model No. 1, IAWQ, London, ISSN 1025-0913, ISBN 1 900222 00 0.
- **Jupsin, H., Davies-Ccolley, Vasel, J.-L., 2004.** Including pathogen removal in pond models., 6th IWA conference on Waste Stabilisation ponds, Avignon.
- **Jupsin, H., Davies-Ccolley, Vasel, J.-L., 2004.** Including pathogen removal in pond models., 6th IWA conference on Waste Stabilisation ponds, Avignon.
- **Jupsin, H., Praet, E., Vasel, J.-L., 2003.** Dynamic mathematical model of high rate algal ponds (HRAP), *Water Science Technology*, vol. **48**, n°2, pp 197-204.
- **Nurdogan, Y. & W. J. Oswald., 1995.** Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Water Science & Technology*, **31**: 33-43.

- **Picot B., El Halouani H., Casellas C., Moersidik S., Bontoux J., 1991.** Nutrient removal by high-rate pond system in a Mediterranean climate (France). *Water Science & Technology*, 23, Kyoto, pp 1535-1541.
- **Pieterse, A. J. H., J. Le Roux & D. F. Toerien ., 1982.** The cultivation of algae using waste water from feedlots. *Water SA*, 8: 202-207.
- **Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L. et Vanrolleghem P. A., 2001.** River water quality model no. 1 (RWQM1) : II. Biochemical process equations. *Wat. Sci. Tech.*, **43**(5), 11-30.
- **Vanrolleghem, P., Borchardt, D., Henze, M., Reichert, P., Shanahan, P., and Somlyody, L., 2000.** River Water Quality Model No 1: III. Biochemical Submodel Selection, submitted to the 1st World Congress of the IWA, Paris 200 of publication in *Water Science & Technology*
- **Wang, B., W. Dong, J. Zhang & X. Cao (1996).** Experimental study of high rate pond system treating piggery wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 34: 125-132.

Dans une première partie, nous nous sommes tout d'abord attachés à présenter le Chenal Algal à Haut Rendement (CAHR), ses caractéristiques, son mode de fonctionnement, etc.

Puis nous avons décrit la base de données élaborée par nos soins, suite à une étude bibliographique concernant divers travaux à travers le monde. De ce fait, un maximum d'informations a été récolté sur les paramètres physiques, physico-chimiques, etc., pouvant par ailleurs être utilisées pour calibrer des modèles. Il est à noter que cette base de données est accessible sur une interface dédiée au rassemblement et à l'échange de fichiers de données. Ainsi, les informations mises à disposition des utilisateurs peuvent constamment être consultées, mises à jour ou modifiées.

Dans cette perspective de travail, nous avons envisagé de réaliser une étude statistique des principaux paramètres pour chacune des installations CAHR étudiées.

La deuxième partie de notre travail avait pour objectif principal de caractériser le Chenal Algal à Haut rendement (CAHR) du point de vue hydrodynamique. Pour ce faire, nous avons cherché à comprendre et modéliser l'écoulement des installations de type CAHR.

Il est important de noter que le pilote a permis de mettre au point une méthodologie de traçage applicable à grande échelle.

Pour ce qui est des deux installations étudiées, nous avons établi que l'écoulement hydrodynamique du réacteur correspond à un modèle de type piston dispersif avec recirculation, s'ajustant très bien au modèle de Voncken. Ainsi, nous avons pu calculer plusieurs paramètres hydrodynamiques nécessaires à l'étude des transferts gazeux et la modélisation (nombre de Peclet, nombre de réacteurs en série, etc.).

Une étude comparative a été réalisée pour deux systèmes d'agitation : le système airlift et la roue à aubes. Les résultats ont permis de dégager très significativement que le système airlift est moins coûteux en énergie que la roue à aubes pour assurer une vitesse de circulation identique. En effet, le système airlift permet de garantir une meilleure rentabilité de par sa faible consommation en énergie et ceci dès la première année d'exploitation, même si en contrepartie le coût d'investissement est plus élevé au départ.

Comme l'ont démontré les essais hydrodynamiques, l'écoulement dans un chenal est celui d'un piston avec recirculation, ce qui a rendu l'étude des transferts gazeux dans la troisième partie particulièrement délicate. Pour ce faire, il nous a fallu mettre au point une méthode prenant en compte ce type d'écoulement, notamment sur le pilote, où la méthode à l'azote s'est révélée être la mieux adaptée.

Pour le chenal grandeur réelle, nous avons dû procéder différemment. En effet, étant donné la taille de l'installation, la quantité d'azote nécessaire aurait été très importante, rendant ainsi l'opération trop coûteuse.

Nous avons aussi pu aborder l'influence de la quantité d'air injectée dans l'air lift sur la capacité d'oxygénation (OC), l'apport spécifique brut (ASB), etc.

D'autres gaz ont été considérés, et une étude de leur transfert a été réalisée dans le pilote. Un ratio égal à 1 a été calculé entre le $Kla-O_2$ et le $Kla-CO_2$. Une fois que ce ratio sera confirmé, il permettra par la suite de pouvoir déterminer le $Kla CO_2$ par simple calcul. L'étude sur NH_3 quant à elle a permis d'établir que le strippage de ce gaz est très minime, ce qui ouvre le débat sur la contribution du strippage dans l'élimination de l'azote. En effet la possibilité d'un départ d'azote par strippage est souvent évoquée, mais on constate qu'en réalité le phénomène est souvent limité lorsqu'on essaye de la quantifier par mesure, et non par bouclage des bilans de masse.

Concernant la station de Saada, nous avons quantifié le coefficient de transfert d'oxygène par la méthode du propane, avec les deux systèmes d'agitation et leurs différentes conditions.

Par ailleurs, nous avons comparé l'influence de la rotation de la roue à aubes d'une part, ainsi que celle du débit d'air dans l'airlift d'autre part, sur les paramètres OC, AH ASB. Conformément aux résultats de l'étude hydrodynamique, il s'est avéré que le système airlift est le plus performant. C'est de plus le seul système garantissant des conditions aérobies en permanence.

En matière de protection de l'environnement et d'utilisation durable des ressources, les modèles mathématiques jouent un rôle prépondérant pour une gestion intégrée des eaux usées. C'est dans ce sens que les objectifs de la troisième partie ont été définis.

Malheureusement de nombreux problèmes ont empêché le bon déroulement de notre programme de travail (calage et validation du modèle CAHR). Néanmoins, nous avons pu dégager des conclusions encourageantes concernant le modèle CAHR (Jupsin *et al.*, 2003).

Dans cette partie de notre travail, nous avons mis à l'épreuve ce modèle dans le but de juger son efficacité et sa cohérence. Les résultats sont sans appel. Sans aucun ajustement paramétrique du modèle, et grâce au logiciel de simulation West®, nous avons simulé le comportement du pilote par rapport aux paramètres d'entrée (débit, DCO, $Kla-O_2$...). Les premiers résultats sont très convaincants au vu de la qualité d'ajustement du pH et de l'oxygène dissous. Ces résultats sont assez encourageants pour les futurs travaux.

En guise de perspectives pour ce travail nous proposons :

- Le modèle mathématique décrivant le chenal algal à haut rendement étant très complexe, il en ressort généralement une multiplication du nombre de paramètres d'entrée. Cependant, ces derniers n'ont pas tous le même niveau d'influence sur les sorties (outputs). Dans le but d'identifier les paramètres les plus sensibles, une analyse de sensibilité serait souhaitable pour la suite du travail. La méthode consistera à modifier chaque entrée du modèle par -10% et $+10\%$ par rapport à sa valeur initiale. L'effet de chaque modification opérée est analysé un niveau des résultats d'ajustement. La sensibilité sera signifiée par le calcul d'un indice appelé " Indice de Sensibilité " et par un pourcentage de variation.
- Il sera nécessaire de réaliser un suivi du chenal algal en vraie grandeur (installation réelle) pendant une longue durée et pour différentes conditions de charges et de débits. Il conviendra également de programmer des mesures ciblées afin de déterminer les valeurs numériques (ajustées) des paramètres les plus sensibles.
- Une fois que notre modèle sera calé et validé, il serait enrichissant de tester son efficacité sur une ou plusieurs autres stations de type chenal algal à haut rendement. Grâce au modèle, il sera possible d'effectuer différents scénarios afin d'observer la réaction de la station et ainsi de prévoir les modifications à apporter au niveau de la station.

Cependant, la simulation du traitement des eaux usées n'apparaît pas comme une science exacte et beaucoup de recherches restent à faire pour améliorer les outils numériques. En effet, les simulations actuelles sont effectuées pour une station donnée, dans des conditions spécifiques. Afin de représenter grossièrement la réalité, il est indispensable de faire des hypothèses simplificatrices. Par ailleurs, l'avenir nous apportera certainement des modèles de plus en plus performants et réalistes, permettant un meilleur dimensionnement, ainsi qu'une gestion plus appropriée, aussi bien en termes de coûts d'investissement que de fonctionnement. Nous espérons par ce travail avoir contribué modestement au développement des connaissances et à la mise au point d'outils qui sont appelés à se développer rapidement.