

Dédicaces

A mon feu cher père

Mr. CAMARA Aboubacar Facinet en témoignage de ma fidèle affection et de ma reconnaissance pour ton amour et tes encouragements.

Que dieu le tout puissant t'accorde le paradis et Que ton âme repose en en paix. Amen

A ma chère mère

Mme. SOUMAH Andrée, trouve dans ce travail l'expression de ma profonde gratitude et le fruit de tes énormes sacrifices.

Que dieu le tout puissant te garde et t'accorde longue vie et bonne santé.

A mes chères sœurs et mon cher frère

Aicha, Aissata et Facinet, en reconnaissance de vos encouragements et de votre aide. Je vous souhaite une longue vie et pleine de réussite et de succès. Merci à dieu de vous avoir et que Dieu vous bénisse

A ma chère fiancée

Mlle. SYLLA Fatou, je te dédie particulièrement ce travail, témoignant ma reconnaissance pour l'aide et le soutien que vous tu m'as apporté

A tous les membres de la famille, qui à divers moments m'ont soutenu et continu de me soutenir d'une manière ou d'une autre

Veillez trouvez ici le témoignage de mes sentiments sincères et l'expression de mon profond respect.

A tous mes amis, en reconnaissance de vos encouragements et pour tous les bons moments passés ensemble.

CAMARA Alhassane

Je dédie ce mémoire :

A Dieu le tout puissant pour son assistance et sa protection dans toutes mes activités.

A ma très chère mère Mme AMETSIPE Ama Enyonam et à **mon cher père** M. KPELI Kokou Dagadou, eux qui depuis les premiers instants de mon existence se sont attelées à mon éducation au prix de nombreux sacrifices. Les mots ne manquent pour vous honorer.

A mes frères Mossi, Komivi, Augustin, qui m'ont toujours soutenu dans les situations difficiles.

A tous les membres de ma famille, qui à divers moments m'ont soutenu et continu de me soutenir d'une manière ou d'une autre.

A M. Affanvi Hounakey, pour son aide et sa bonté en vers moi.

A mes amis Dodji, Dovi, Zeus, Ezzo, Franck, pour les bons moments passés ensemble.

A tous mes camarades de la promotion du 2^{ie} et de l'IAV Hassan II.

KPELI Koudjo Mawuko

Remerciements

Au terme de ce travail, nous tenons à exprimer notre gratitude et notre reconnaissance au Pr. **Bouchaib El Hamouri** qui a accepté de nous encadrer. Nous lui exprimons notre très haute considération pour ses conseils qui nous ont permis de mener à bien ce travail, sa disponibilité, ses encouragements, son investissement dans le suivi de cette étude, et ses qualités humaines et professionnelles.

Nos vifs remerciements à tous les membres de jury qui nous ont honorés en acceptant de juger ce modeste travail.

Nous remercions évidemment tout le corps enseignant et les responsables du département du Génie Rural de l'I.A.V Hassan II, nous espérons qu'ils trouvent ici l'expression de notre profonde reconnaissance pour les efforts qu'ils ont déployé constamment afin de donner à nos différentes formations de troisième cycle et de master en irrigation leur niveau escompté.

Nos remerciements vont également à M. **Zakour Mohamed**, technicien responsable à la STEP de l'IAV pour son aide précieuse tout au long de ce travail.

Enfin, que tous nos amis ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail, trouvent ici l'expression de nos vives reconnaissances.

Résumé

La station de traitement des eaux usées du campus de l'IAV Hassan II est basée sur la technique des bassins à haut rendement. La station comprend deux unités principales : une unité anaérobie à haut rendement et une unité de traitement tertiaire aérobie comprenant un chenal algal à haut rendement (CAHR) et un bassin de maturation.

L'unité anaérobie appelée « réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étapes (RAFADE) », a pour rôle d'assurer le traitement primaire et secondaire des eaux usées, c'est-à-dire l'élimination de la matière organique, des matières en suspension (MES) et la stabilisation des boues.

Le CAHR et le bassin de maturation ont pour rôle d'assurer le traitement tertiaire afin de réduire les concentrations en nutriments (N, P) et en pathogènes.

Ces ouvrages fonctionnent depuis maintenant 13 ans, et la question de leur comportement sur le plan des performances épuratoires a été posée pour évaluer la durabilité de la technologie.

Les études réalisées entre Mars et juillet 2010 dans la STEP de l'IAV répond à deux questionnements précis : quelles sont les performances d'épuration du RAFADE après 13 ans de fonctionnement et contribue par ailleurs à la discussion qui est en cours depuis plusieurs décennies sur le mode d'élimination de l'azote dans le CAHR et donc sur l'occurrence ou non des processus de nitrification et de dénitrification dans le CAHR. Les mesures sur la STEP et au laboratoire ont permis de déterminer tous les paramètres liés à cette études.

Les résultats obtenus montrent que les performances du RAFADE relatives à l'élimination de la matière organique (DCO) et des MES sont conformes à celles publiées par El Hafiane et El Hamouri, 2005. Ces valeurs sont : DCOt : 87 % et MES: 83 %. Au niveau du lit de boues, la concentration moyenne en matière sèche totale (MST) est de 19 g/l dans le réacteur R1 dont 27% sont sous forme organique (MVT). Dans le réacteur R2, cette concentration est en moyenne de 43 g/l dont 38% sont sous forme organique. Par ailleurs, le suivi régulier des boues durant leur séchage sur les lits, a montré une production moyenne de boues sèches par jour de 5,48 kg soit 0,22 kg/m³ d'eau traitée et varie selon les jours, avec une durée moyenne de séchage de 5 jours et une température moyenne de 25°C.

Sur le plan du devenir de l'azote, les suivis effectués sur les 24 h ont confirmé la faiblesse des concentrations (soit environ une moyenne de 5 mg/l NO₃⁻). Ce qui implique une élimination de N par 2 processus principaux, l'assimilation algale et la volatilisation.

L'analyse des résultats trouvés et leur confrontation avec les données de la littérature nous permettent de conclure que le mode de conduite du CAHR en « secondaire / tertiaire » sont l'élément clé de cette question.

La conclusion tirée est que c'est le mode de conduite du CAHR qui conditionne le processus de perte de N en mode « tertiaire », condition de l'IAV. La volatilisation serait prépondérante que la nitrification en mode « tertiaire ».

Enfin ce travail a permis de mettre en exergue de bons rendements épuratoires du RAFADE et a permis entre autre de comprendre le devenir de N dans le CAHR.

Mots clés : eaux usées ; réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étapes ; chenal algal à haut rendement ; performances épuratoires ; azote ; taux d'abattement ; boues

Abstract

The wastewater treatment plant of the campus of the IAV Hassan II is based on the technique of ponds with high rate. The station includes two main units: an anaerobic unit with high rate and a unit of aerobic tertiary treatment including high rate algae pond (HARP) and one maturation ponds (MB).

Anaerobic unit called Two-Step up-flow anaerobic Reactor (STUAR) assured the primary and secondary treatment of wastewater means organic matter removal, TSS, and sludge stabilization. HARP and Maturation pond assured tertiary treatment.

This study realized between March and July 2010 at the IAV plant, has for objective the study of the current TSUAR performances after thirteen years ago. STUAR assured the removal of 80 % of the total COD (COD_t) and 90 % of TSS and produced mean 5,2 kg / j of dry sludge or 0,19 kg of dry sludge per m³ of purify water (effluent). Also our study tried to provide answer elements to the preoccupations around the HARP, the previous studies in this unit showed the absence of nitrates in this unit, by following during 24 hours the variations of the concentrations of nitrates to know their fate in the HARP.

The results of this study of the TSUAR performances showed that the digestion rate the organic matter and the total suspended solids were even better: 87 % for COD_t and 83 % for TSS. At the level of the sludge bed, the mean concentration in total solids matters is 19 g/l in R1 where 27 % are total volatile matter. In the reactor R2, this mean concentration is 43 g/l where 38 % are total volatile matter. Also the regular follow-up of sludge during their drying on beds, showed 5,48 kg as mean production of dry sludge per day or 0,22 kg / m³ of treated water.

As regards the CAHR, the results shown that the concentration in nitrate being low in the HARP (around mean of 5 mg / l NO₃⁻), it means that it certainly occur nitrification but not enough because of inhibitive condition HARP operated as tertiary unit. We can also envisage there is two mains process of nitrogen removal in the HARP. There are algal up take and volatilization.

The results analysis and data from literature allow us to conclude that volatilization is higher than nitrification in the HARP operated as tertiary unit.

Finally, this work allowed to highlight good TSUAR performance and allowed among others to understand N fate in the HARP.

Key words:

Wastewater, Two-Step up-flow anaerobic Reactor, High Rate Algae pond, TSUAR performance, nitrogen, removal rate, sludge

Sommaire

Dédicaces	1
Remerciements	3
Résumé	4
Abstract	5
Liste des figures	10
Liste des tableaux	12
Liste des abréviations.....	13
INTRODUCTION.....	14
1. Problématique.....	15
2. Les objectifs	16
CHAPITRE I : INTRODUCTION SUR LES EAUX USEES DU CAMPUS IA V HASSAN II	17
A- REVUES BIBLIOGRAPHIQUES	17
1. Eaux usées.....	17
1.1. Définition.	17
1.2. Origine des eaux usées.....	17
1.2.1. Les eaux usées domestiques	17
1.2.2. Les eaux industrielles	18
1.2.3. Les eaux pluviales	18
1.2.4. Les eaux agricoles	18
2. Caractérisation des eaux usées.....	19
3. Expérience de l'équipe de l'IA V Hassan II en matière de l'épuration des eaux usées par chenal algal a haut rendement.....	20
3.1. Qualité de l'effluent	22
3.1.1. Physico-chimie.....	22
3.1.2. Bactériologie	22
3.1.3. Aspects Parasitologiques.....	26
3.2. Rôle des algues et biomasse algale	27
B- Description de la station	30
1. Situation géographique du site	30
2. Provenance et réseau de transfert des eaux usées	30
CHAPITRE II : Le RAFADE (Réacteurs Anaérobies A Flux Ascendant et à Deux Étapes).....	33
INTRODUCTION.....	33
I- REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	34
1. Digestion anaérobie	34
2. Traitement anaérobie.....	34
2.1. Hydrolyse.....	34
2.2. Acidogénèse.....	35
2.3. Acétogénèse.....	35
2.4. Méthanogénèse.....	36
2 Paramètres physico-chimiques	37
2.1. Solides.....	37
2.2 Matière organique	38
3. Traitement des boues.....	38
4. Interactions entre populations bactériennes	39
5. Variables de la digestion anaérobie	39

5.1.	Influence de la température	40
5.2.	Influence du pH.....	40
5.3.	Composés toxiques.....	41
6.	Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie	41
6.1.	Avantages.....	41
6.2.	Inconvénients.....	41
7.	Comparaison entre traitement anaérobie et aérobie	42
8.	Systèmes d'épuration anaérobies.....	42
8.1.	Principaux digesteurs anaérobies à haut rendement	42
8.1.1.	Lit fluidisé.....	43
8.1.2.	Upflow anaerobic sludge blanket (UASB).....	44
8.2.	Réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étages (RAFADE)	45
8.2.1.	Mode de distribution et de collecte de l'eau dans le réacteur anaérobie	46
8.3.	Produits de la digestion anaérobie	48
8.3.1.	Boues	48
8.3.2.	Le biogaz.....	49
9.	Performances épuratoires du RAFADE.....	50
9.1.	Performances des réacteurs	50
9.2.	Expression de la performance des réacteurs	51
II-	MATERIELS & METHODES	51
1.	Présentation de l'unité de prétraitement :	51
1.1.	Les réacteurs R1 et R2	52
1.2.	Le décanteur (D)	53
1.3.	Les lits de séchage des boues.....	53
1.4.	Le filtre à gravier	53
2.	Etude de la colonne d'eau	54
2.1.	Echantillonnage et mesure in situ	54
2.2.	Méthodes d'analyse.....	54
3.	Etude des performances du RAFADE	54
3.1.	Echantillonnage et mesure in situ	54
3.2.	Méthodes d'analyse.....	55
4.	Traitement des boues.....	55
III-	RESULTATS & DISCUSSIONS	56
1-	La conductivité électrique	56
2.	Matière organique	57
2.1.	Répartition de la matière organique dans les réacteurs	58
2.2.	Performances du RAFADE dans l'élimination de la matière organique	59
3.	Matières en suspension (MES)	60
3.1.	Répartition des MES dans les réacteurs	60
3.2.	Performances du RAFADE dans l'élimination des MES	61
4.	Matières sèches totales (MST) et Matières volatiles totales (MVT)	62
5.	Séchage des boues	63
5.1.	Evolution de l'humidité des boues au cours séchage	63
5.2.	Production de boues sèches.....	65

Conclusion	66
CHAPITRE 3 : LE DEVENIR DE L'AZOTE DANS LE CAHR	68
Introduction	68
I- REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	69
1. Le chenal algal à haut rendement et principe de fonctionnement	69
2. Nitrification.....	70
3. Dénitrification	71
4. Bioénergétique.....	72
5. Nitrification biologique.....	75
6. Dénitrification biologique	76
7. Les nitrates	82
7.1. Composition chimique.....	82
7.2. Sources de nitrate dans l'eau.....	82
7.3. Les rejets de nitrates.....	83
7.4. Effets des nitrates sur l'environnement.....	83
II- MATERIEL ET METHODES	84
1. Caractéristiques du CAHR	84
2. Matériels	85
2.1. Matériels utilisés in situ	85
2.2. Matériels utilisés au laboratoire	85
3. Méthodes.....	85
3.1. Echantillonnage.....	85
3.2. Campagne de prélèvement des échantillons.....	86
3.3. Conservation des échantillons d'eaux.....	86
4. Analyses physico-chimiques.....	87
4.1. Mesures in situ	87
4.2. Dosages au laboratoire	87
III- RESULTATS ET DISCUSSIONS	88
1. Résultats	88
1.1. Les paramètres de l'étude.....	88
1.2. Présentation des résultats des premières 24 heures	89
2. Interprétation de la variation de l'oxygène dissous.....	90
4. Analyses de la variation des nitrates et des paramètres mesurés.....	92
5. Discussion sur le devenir de N dans le CAHR	94
5.1. Principales formes de l'azote dans les eaux usées avant épuration.....	94
5.2. Symbiose algues – bactéries : l'élément central du système	94
5.3. Limites du CAHR fonctionnant comme unité "secondaire/tertiaire"	96
5.4. Bilan de l'azote dans un CAHR	99
5.4.1. Exigences de la volatilisation de l'ammoniac, NH ₃	100
5.4.2. Exigences de la nitrification	101
5.4.3. La dénitrification	104
Conclusion.....	111
CONCLUSION GENERALE	113
BIBLIOGRAPHIE	115
ANNEXE 1 : Résultats dans le CAHR	119
ANNEXE 2 : Dosage des nitrates.....	123
ANNEXE 3 : Echantillonnage et mode opératoire des différentes analyses.....	124

ANNEXE 4: Méthode de préparation des solutions pour l'analyse de la DCO	126
ANNEXE 5 : Schéma de la STEP IA V Hassan II.....	127
ANNEXE 6 : Photos.....	127

Liste des figures

Figure 1.1 : Elimination de la DCO et des CF dans le CAHR après réduction de la vitesse d'agitation de 4 à 2 tours/mn (E= entrée, O=Sortie).....	23
Figure 1.2 : Distribution des valeurs de pH et du taux d'élimination des conformes fécaux (CF) dans le CAHR, après réduction de la vitesse d'agitation de 4 à 2 tours/mn.....	24
Figure 1.3. Effet combiné du pH et de l'oxygène dissous (OD) sur la survie d' <i>Escherichia Coli</i> à l'obscurité et à 20°C	25
Figure 1.4: Effet combiné de la température et de l'oxygène dissous (OD) sur la survie d' <i>Escherichia Coli</i> à l'obscurité et à pH 7,0	25
Figure 1.5a : Effet combiné de la lumière <i>et</i> de la chlorophylle-a (Chl a) sur la survie d'E.Col. à 20°C, pH, 9,2 et 7 mg/ d'oxygène dissous	25
Figure 1.5b : Effet combiné de la lumière et de la chlorophylle-a (Chl a) sur la survie de <i>S typhimurium</i> à 20°C, pH, 9,2 et 7 mg/ d'oxygène dissous	25
Figure 1.6 : Evolution de la chlorophylle, croissance bactérienne, DCO dans le saccharose	28
Figure 1.7 : Interactions métaboliques entre les algues et les bactéries dans le CAHR.....	29
Figure 2.1 : Etapes de la digestion anaérobie de macromolécules complexes.....	37
Figure 2.2: comparaison traitement anaérobie-aérobie.....	42
Figure 2.3: Principaux systèmes de traitement anaérobie à haut rendement.....	43
Figure 2.4: Coupe dans un réacteur UASB type.....	44
Figure 2.5 (a) et (b):Système de distribution de l'influent.....	47
Figure 2.6: Système de collecte de l'effluent dans un réacteur UASB	48
Figure 2.7 : Composition du biogaz produit par le RAFADE.....	49
Figure 2.8 : l'unité de prétraitement de l'IAV.....	52
Figure 2.9 : Profil de la conductivité électrique (CE) dans les réacteurs R1 et R2.....	57
Figure 2.10 : Profils de la DCOd (a) et (b) et de la DCOt (c) et (d) dans les réacteurs R1 et R2.....	59
Figure 2.11 : Profils des MES dans les réacteurs R1 et R2.....	61
Figure 2.12 : Profils des MST et MVT dans les réacteurs R1 et R2.....	62
Figure 2.13 : Ratios MVT/MST dans le réacteur R2.....	63
Figure 2.14 : Ratios MVT/MST dans les réacteurs R1 et R2.....	63
Figure 2.15 : Evolution de l'humidité des boues au cours du traitement en lits de séchage en début juin (a) et en fin juin 2010 (b).....	65
Figure 2.16 : Kilogramme de boues sèches produites par jour.....	66
Figure 3.1 : variation de la concentration en oxygène dissous en fonction du temps dans le CAHR(22-23/06/10).....	90

Figure 3.2 : variation de la concentration en oxygène dissous en fonction du temps dans le CAHR(29-30/06/10).....	91
Figure 3.3: variation de la température en fonction du temps dans le CAHR (22-23/06/10).....	91
Figure 3.4: variation de la température en fonction du temps dans le CAHR (29-30/06/10).....	92
Figure 3.5 : Evolution des nitrates, du pH, de la température, et de l'oxygène dissous dans le CAHR (22-23/06/10).....	92
Figure 3.6 : Evolution des nitrates, du pH, de la température, et de l'oxygène dissous dans le CAHR (29-30/06/10)	93
Figure 3.7 : Schéma de fonctionnement de la symbiose entre algues et bactéries dans un CAHR	95
Figure 3.8 : Evolution parallèle de l'OD et du pH dans un CAHR conduit en mode "secondaire/tertiaire"	96
Figure 3.9 : Fonctionnement de la symbiose algues bactéries en dents de scie dans un CAHR	97
Figure 3.10 : Fonctionnement d'un CAHR en mode tertiaire.....	108
Figure 3.11 : Bilan de l'azote dans le CAHR.....	101
Figure 3.12 : Evolution parallèle de l'OD et du pH dans un CAHR conduit en mode "tertiaire".....	101
Figure 3.13 : Effet du pH sur l'activité de <i>Nitrosomonas</i> et <i>Nitrobacter</i>	103
Figure 3.14 :Rapport $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ et valeurs de pH dans le CAHR de l'IAV	103
Figure 3.15 : Configuration en série des CAHR.....	106
Figure 3.16 : Système expérimental de Wells Pilote Université de Rhodes.....	106
Figure 3.17: Configuration et caractéristiques du système du CAHR.....	108
Figure 3.18: Comparison of ammonia transform processes percent in two stage HRAPs	109
Figure 3.19:Concentration en $\text{NO}_3\text{-N}$ de l'influent et de l'effluent en phase 2 de l'étude dans le chenal à haut rendement.....	111

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Valeurs moyennes des principaux paramètres de pollution (chimique et biologique) des eaux usées du campus de l'IAV Hassan II entre 1997 et 2008.....	32
Tableau 2.1: Comparaison entre le traitement anaérobie et aérobie.....	42
Tableau 2.2: Valeurs des constantes empiriques caractéristiques et les TRH correspondants pour avoir un taux d'élimination de la DCO de 80% pour différents systèmes anaérobies.....	51
Tableau 2.3 : Dimensions et paramètre de conduite du RAFADE.....	53
Tableau 2.4: Conductivité électrique de l'influent et de l'effluent de chacune des composantes du RAFADE (mois de juin 2010)	56
Tableau 2.5 : Taux d'abattement par composante de la matière organique dans le RAFADE (juin 2010)	60
Tableau 2.6 Taux d'abattement par composante des MES dans le RAFADE (juin 2010)	62
Tableau 2.7 Kilogramme de boues sèches produites par jour dans le RAFADE	66
Tableau 3.1 : Valeurs de $k_{20^{\circ}\text{C}}$ d'élimination de la DCOt, de l'azote et du phosphore obtenues sur le CAHR.	70
Tableau 3.2 : Demi-équations pour des systèmes biologiques.....	74
Tableau 3.3 : Stœchiométrie de la nitrification.....	78
Tableau 3.4 : Stœchiométrie de la dénitrification (NO ₃ -).....	79
Tableau 3.5 : Stœchiométrie de la dénitrification (NO ₂ -).....	80
Tableau 3.6 : Stœchiométrie de la dénitrification (OD).....	81
Tableau 3.7 : Méthode d'analyse de préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates.....	87
Tableau 3.8: résultats des 24 heures (22-23/06 /10)	89
Tableau 3.9 : Résultats des 24 heures (29-30/06 /10)	89
Tableau 3.10 : Paramètres recommandés pour la conduite du CAHR en mode strictement tertiaire dans les conditions climatiques de Rabat.....	98
Tableau 3.11: Résumé des performances CAHR en séries.....	107
Tableau 3.12: Average physicochemical indexes of influent and effluent of the HRAP System.	109
Tableau 3.13 : Récapitulatif des résultats pour les phases 1 et 2.....	113

Liste des abréviations

AGV : Acides gras volatiles
Ce : Concentration à l'entrée du RAFADE
Cs : Concentration à la sortie de RAFADE
CAHR : Chenal algal à haut rendement
CE : Conductivité électrique
CF : Coliformes fécaux
DBO5 : Demande biochimique en oxygène en 5 jours
DCO : Demande chimique en oxygène
DCOd : DCO décanté
DCOt : DCO totale
D : Décanteur
EB : Eau brute
ED : Eau distillée
ED : Effluent final à la sortie des réacteurs de la série gauche
EH : Ecoulement horizontal
Eq.H: Equivalent Habitant
EV : Ecoulement vertical
FG : Filtre gravier
g : Accélération de la pesanteur

IAV : INSTITUT AGRONOMIQUE ET VETERINAIRE
MD : Matières décantables
MES : Matières en suspension
MST : Matières sèches totales
MVS : Matières volatiles en suspension
MVT : Matières volatiles totales
N : Azote
N-NH₄⁺ : Azote ammoniacal
NOP : Azote organique particulaire
NO₃⁻ : Nitrates
NTK : Azote Total Kjeldahl
OD : Oxygène dissous
P : phosphore
pH : potentiel hydrogène
PP : Phosphore particulaire
P-PO₄³⁻ : Orthophosphates
Pt : Phosphore total
RAFADE : Réacteur Anaérobie à Flux Ascendant et à Deux Étages.
R1 : Réacteur 1
R2 : Réacteur 2
SR1 : sortie du réacteur 1
SR2 : sortie du réacteur 2
STEP : Station d'épuration
TA : Taux d'abattement de l'élément S
TE : Taux d'élimination de l'élément S
TRH : Temps de rétention hydraulique
UASB : up-flow anaerobic sludge blanket

INTRODUCTION

Le développement des activités humaines s'accompagne inévitablement d'une production croissante de rejets polluants. Les ressources en eau ne sont pas inépuisables. Leur dégradation, sous l'effet des rejets d'eaux polluées, peut non seulement détériorer gravement l'environnement, mais aussi entraîner des risques de pénurie.

Le Maroc est un pays dont le climat varie du sub-humide au nord, semi-aride à aride au centre, à saharien au sud, au niveau duquel la demande en eau, nécessaire à la consommation et à l'irrigation (surtout la zone à climat aride à semi aride), excède les ressources. Il est de surcroît fortement dépendant de l'agriculture irriguée.

La consommation d'eau a déjà atteint le niveau à partir duquel on parle généralement de stress hydrique (1000 m³/pers/an). Les ressources naturelles par habitant, au Maroc, se situeraient autour de 745 m³/hab/an vers l'horizon 2020. A cette date, près de 13 millions d'habitants, soit près de 35% de la population totale du pays disposeraient de moins de 500 m³/hab/an (PDE, 1998).

Le potentiel en eaux usées au Maroc, est en augmentation continue, de 1970 à 1994 les volumes annuels des rejets des villes sont passés de 129 à 470 Millions de m³, soit une progression de 5,3 % et il est prévu que ces volumes atteindront 900 Millions de m³ en 2020 (CSEC, 1994 ; El Hamouri et al., 1996).

L'utilisation des eaux usées domestiques pour l'irrigation est une pratique aujourd'hui relativement répandue dans de nombreux pays rencontrant des problèmes de pénurie de l'eau. Dans certains cas, quand cette eau n'est pas traitée, l'utilisation agricole des eaux usées peut entraîner des problèmes sanitaires. Par ailleurs ces eaux usées peuvent être déversées dans la nature sans contrôle, provoquant ainsi des dégradations de l'environnement.

Cependant, cette quantité importante en eaux usées due à la croissance démographique peut être utilisée en agriculture en matière d'irrigation et de fertilisant.

Le choix du système de traitement n'est pas figé. Il reste lié aux conditions climatiques et économiques de la zone considérée. Compte tenu des moyens dont disposent les pays en voie de développement, il est préférable d'utiliser des procédés moins coûteux à l'installation et à la gestion, au lieu d'utiliser des procédés conventionnels.

1. Problématique

Le choix d'un système de traitement reste lié aux conditions climatiques et économiques du pays. Les procédés conventionnels permettent d'obtenir un effluent de qualité acceptable pour l'irrigation et autres usages, cependant le coût élevé d'exploitation rend leur utilisation limitée dans les pays en voie de développement. D'autres procédés d'épuration par systèmes extensifs possèdent l'avantage de réduire le coût de l'épuration, d'une part et de bénéficier des éléments fertilisants pour la production agricole, d'autre part.

La station de traitement des eaux usées du campus de l'institut agronomique et vétérinaire Hassan II est basée sur la technique des bassins à haut rendement. La station comprend deux unités principales : une unité anaérobie à haut rendement et une unité de traitement tertiaire aérobie comprenant un chenal algal à haut rendement (CAHR) et deux bassins de maturation en série (El Hafiane et El Hamouri, 2005).

L'unité anaérobie est appelée « réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étapes (**RAFADE**) », permet d'enlever les matières organiques solubles et les matières en suspension de l'eau, de digérer et stabiliser les boues (traitement et stabilisation des boues). Le biogaz collecté est utilisé à des fins énergétiques. Le traitement tertiaire est réalisé dans le CAHR suivi d'un bassin de maturation pour assurer l'élimination des nutriments (N, P) et des pathogènes.

Les études de la station de l'IAV Hassan II ont montré qu'il y a absence de nitrates dans le CAHR. Sur la base du bilan de masse de l'azote, les données obtenues montrent que l'ion ammonium représente 95% du N total (El Hafiane et al., 2002, El Hamouri, 2004). La nitrification doit pouvoir avoir lieu dans le CAHR étant donné l'abondance de l'oxygène dissout. Cependant, les analyses de nitrates donnent toujours de basses concentrations. Une explication pourrait être que, les nitrates sont produits mais immédiatement assimilés par les cellules algales. En l'absence des évidences d'une telle hypothèse, la question de nitrate dans le CAHR demeure non résolue. Ce travail est une contribution à la réponse de cette question.

Pour les différents systèmes de traitement anaérobie et pour des températures supérieures à 20°C, l'efficacité d'élimination de la DCO peut dépasser 80 %, ce qui varie considérablement c'est le temps de rétention hydraulique nécessaire pour chaque système de traitement (van Haandel et Lettinga, 1994). Pour avoir un rendement de 80 % dans les RAFADE, le temps de

séjour requis est de 45 heures mais il est de 144 heures dans le bassin anaérobie démontrant ainsi l'utilité de l'approche retenue dans la réduction de l'emprise sur le terrain des ouvrages (El Hamouri, 2005). Le RAFADE de la station de l'IAV assurait l'élimination de 80% de la DCOt totale (DCOt) et 90% des MES (El Hafiane et El Hamouri, 2005). Les quantités de boues produites par m³ traitées ne sont pas connues avec précision (Serhane, 2005). D'autre part la question reste posée, celle qui met en relation la vitesse d'ascension et la quantité de boue évacuée par le réacteur en mode max sludge hold up.

Il s'avère donc important, de faire une étude plus approfondie pour réévaluer les performances de cette filière en phase stationnaire.

Notre étude tentera donc d'apporter des éléments de réponses aux préoccupations autour du CAHR et d'affiner les résultats en ce qui concerne les performances du RAFADE.

2. Les objectifs

Cette étude a pour objectifs :

Au niveau du RAFADE

- ✚ Déterminer les performances actuelles de ce système dans l'élimination de la matière organique, des solides à savoir : MES, MVS, MVT et MST, 13 ans après sa mise en service.
- ✚ Déterminer les ratios des sous produits du système à savoir : les ratios de boues

Au niveau du CAHR

- ✚ Contribuer à résoudre la question posée par le devenir de l'azote : le nitrate.

CHAPITRE I : INTRODUCTION SUR LES EAUX USEES DU CAMPUS IAV HASSAN II

A- REVUES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Eaux usées

1.1. Définition.

Les eaux usées, aussi appelées eaux polluées, sont toutes les eaux qui sont de nature à contaminer les milieux dans lesquelles elles sont déversées. Ces eaux sont en général le sous-produit d'une utilisation humaine domestique ou industrielle d'où le terme "eaux usées".

1.2. Origine des eaux usées

Suivant l'origine des substances polluantes, on distingue quatre catégories d'eaux usées :

1.2.1. Les eaux usées domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en eaux ménagères, qui ont pour origine les salles de bains et les cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, et en eaux "vannes" ; il s'agit des rejets des toilettes, chargés de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux.

La pollution journalière produite par une personne utilisant de 150 à 200 litres d'eau est évaluée à :

- de 70 à 90 grammes de matières en suspension
- de 60 à 70 grammes de matières organiques
- de 15 à 17 grammes de matières azotées
- 4 grammes de phosphore
- plusieurs milliards de germes pour 100 ml.

1.2.2. Les eaux industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures. Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte. Elles sont mêlées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des usines de dépollution.

1.2.3. Les eaux pluviales

Elles peuvent, elles aussi, constituer la cause de pollutions importantes des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...). En outre, lorsque le système d'assainissement est dit "unitaire", les eaux pluviales sont mêlées aux eaux usées domestiques. En cas de fortes précipitations, les contraintes de préservation des installations d'épuration peuvent imposer un déversement ("délestage") de ce "mélange" très pollué dans le milieu naturel. Enfin, dans les zones urbaines, les surfaces construites rendent les sols imperméables et ajoutent le risque d'inondation à celui de la pollution.

1.2.4. Les eaux agricoles

En dehors de ces catégories d'eaux usées, on a aussi des effluents d'origine agricole qui proviennent des terres cultivées après lessivage et ruissellement. Ces eaux sont riches en éléments fertilisants azote et phosphore.

Les épandages d'engrais nitrés et phosphatés, sous une forme ou en quantité, telle qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés par les plantes, conduisent à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues. Parmi les polluants d'origine agricole, il faut tenir compte aussi des détergents se dispersant lors des applications de traitement des cultures (GOMELLA et GUERREE, 1978).

Conventionnellement, trois catégories de paramètres servent à caractériser une eau usée :

Les paramètres d'évaluation de la pollution organique

- La teneur en matière en suspension (MES)
- La demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO5)
- La demande chimique en oxygène (DCO)

Les paramètres de la pollution minérale :

- L'azote minéral (NO_3^- , NH_4^+)
- Le phosphore minéral

Et les indicateurs de contamination microbienne d'origine fécale :

- indicateurs bactériologiques (coliformes fécaux, *Escherichia coli*).
- Indicateurs parasitaires (œufs et kystes de parasites)

2. Caractérisation des eaux usées.

➤ . **Matières en suspension (MES)**

Ce sont des matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc retenues par un filtre. Une personne produit en moyenne 30g / jour de matière en suspension (Satin et al, 1999).

➤ **Demande biologique en oxygène (DBO5)**

Elle représente la quantité d'oxygène dépensée par les phénomènes d'oxydation chimique d'une part et, d'autre part, la dégradation des matières organiques par voie aérobie, nécessaire à la destruction des composées organiques. Dans les eaux usées domestiques, ce sont les phénomènes biologiques qui prédominent c'est-à-dire la dégradation des matières organiques par voie aérobie. Un habitant produit en moyenne 70g/ jour de DBO5.

➤ **Demande chimique en oxygène (DCO)**

Elle représente la teneur totale de l'eau en matières organiques, qu'elles soient ou non biodégradables. Un habitant produit en moyenne environ 100g / jour de DCO (Satin et Bechir, 1999)

➤ . **Le phosphore.**

Il est issu des produits lessiviels et organiques (d'origine humaine ou industrielle). Il est mesuré soit sous forme de phosphore total soit sous forme de phosphate. Une personne produit 2 à 4 g de phosphore total par jour (Satin et Bechir, 1999).

➤ **L'azote**

L'azote dans les eaux usées est mesuré sous différentes formes ; on peut les diviser en deux grandes familles pour ce qui concerne l'épuration : l'azote réduit et l'azote oxydé.

L'azote réduit est l'azote organique que l'on trouve dans les eaux usées provenant notamment des déchets métaboliques (protéines, urées). Dans les réseaux d'assainissement, l'hydrolyse de l'urée transforme l'azote en carbonate d'ammonium (NH_4HCO_3).

L'azote oxydé se retrouve de façon marginale dans les eaux usées, il s'agit des nitrates (NO_3^-) et des nitrites (NO_2^-). Selon Martin (1979), la concentration en azote des eaux usées urbaines varie entre 30 et 100mg/l. Toujours selon le même auteur, l'essentiel est constitué d'azote ammoniacale (NH_4^+) à environ 60%, d'azote organique (40%) et moins de 1% d'azote nitrite et nitreux.

➤ **Les caractères biologiques**

Les eaux usées sont chargées d'agents pathogènes ou non issus de la flore intestinale de l'être humain. Malgré la difficulté d'établissement de la production journalière, Satin et Bechir, 1999 avancent les chiffres suivants : 6.10^{10} par litre en coliforme fécaux, 6.10^9 par litre en streptocoques fécaux

Les eaux usées brutes sont donc très chargées en indicateurs de contamination fécale.

Cependant après un traitement optimal, ces charges baissent généralement en dessous de 10^3 .

3. Expérience de l'équipe de l'IAV Hassan II en matière de l'épuration des eaux usées par chenal algal a haut rendement

Les expériences menées dans ce sens ont été réalisées à Rabat dans le campus de l'IAV Hassan II puis à Ouarzazate dans le cadre du projet MOR86/018 financé par le PNUD et le gouvernement marocain et qui a bénéficié de l'assistance technique de la FAO et de l'OMS.

L'expérience de l'IAV Hassan II en matière de chenal algal remonte à 1986 où le premier CAHR a été construit dans le campus de l'IAV Hassan II. Initialement l'objectif était de traiter les eaux résiduaires de sucreries (TAHA, 1986 ; RAMI, 2001). Le pilote réalisé avait les dimensions suivantes 3 m de long et 2,2 m de large. La largeur des allées était de 0,75 m. La roue à palettes avait une largeur de 0,26 m.

Le passage vers les eaux usées domestiques a été essentiellement dicté par des contraintes logistiques étant donné l'éloignement du campus de l'IAV Hassan II de la sucrerie la plus proche du pays.

La première publication relatant les résultats de l'épuration des eaux usées domestiques sur CAHR remonte à 1987 (EL HAMOURI et al., 1987) où pointaient déjà les prémisses de la multidisciplinarité qu'allait connaître les travaux qui allaient suivre. Cette publication a surtout examiné les modes de conduite en relation avec le temps de séjour (3 jours en saison chaude et 6 jours en saison froide).

Rapidement les travaux sur le CAHR ont amené à la nécessité d'adopter d'un prétraitement poussé qui a consisté, d'abord, en une décantation puis en 1990 en un traitement anaérobie en puits profonds munis d'une couche photique de protection contre l'émanation des mauvaises odeurs. A cette époque, la superficie du CAHR de l'IAV Hassan II était passée à 24 m² (TAHIRI, 1991 ; MOUSTANSIR, 1991).

Les travaux menés à Ouarzazate ont démarré en 1991 et déjà les acquis de l'expérience de Rabat ont été appliqués. Le CAHR a été précédé d'un bassin anaérobie classique. La présence de cette composante déjà sur construite a empêché de réaliser entièrement la technologie développée à l'IAV Hassan II (puits de fermentation avec couche photique). Le CAHR était passé à une superficie de 3023 m²

A la fin de l'expérience de Ouarzazate, et le retour au campus de l'IAV Hassan II, les enseignements acquis à Ouarzazate ont été mis en application dans la construction de la station actuelle de l'IAV Hassan II du type LHR (GII) et qui a été mise en service en décembre 1996 à l'occasion du séminaire de clôture du projet de Ouarzazate. L'adoption du RAP a été la principale nouveauté étant donné les difficultés rencontrées avec les populations de Ouarzazate sur les émanations des mauvaises odeurs.

L'aperçu bibliographique qui suit sort de cette chronologie pour placer l'apport scientifique de l'équipe de l'IAV Hassan II selon les disciplines et selon l'application en des résultats obtenus. Il met en évidence, dans le même temps la collaboration scientifique entre l'IAV Hassan II-Rabat et d'autres Institutions d'Enseignement Supérieurs (EMI, Faculté des Sciences de Rabat-Agdal, Casa, Fes, Meknes, Marrakech, Eljadida etc.).

3.1. Qualité de l'effluent

3.1.1. Physico-chimie

Sur le site de Rabat, les rendements en terme de la pollution organique, azotée et phosphorée sont évalués à 88% pour la DBO, 69% pour l'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$), et 52% pour les orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) (EL HAMOURI et al., 1994b).

L'étude de la performance d'une filière LHR constituée d'un bassin anaérobie, d'un CAHR et de deux bassins de maturation tous en série et d'une filière bassins de stabilisation (BDS) où le CAHR est remplacé par 3 bassins facultatifs en série (Ouarzazate), montrent que les taux d'élimination enregistrés par la filière BDS sont de 91%, 92% et 71% respectivement pour le Zn, le Cu et le Pb et sont légèrement supérieurs à ceux de la filière LHR. L'expression des résultats en termes de flux spécifiques éliminés (quantité de métal-éliminée par m^2 et par jour) a montré que le CAHR est plus efficace que la série des trois bassins facultatifs qui le remplacent dans la filière BDS. Cette supériorité est de 1,3; 10 et 2 fois respectivement pour le Zn, le Cu et le Pb (TOUMI et al., 1999 ; RAMI, 2001).

2.1.2. Bactériologie

Trois CAHR pilotes de dimensions différentes (profondeur), ont été essayés pour évaluer l'efficacité de ce réacteur. Le taux d'abattement moyen des germes de contamination fécale dépend à la fois des conditions climatiques (saisons) et des dimensions (profondeur). L'effet de chacun de ces deux facteurs (saison, profondeur) combinés ou séparés varie selon le germe étudié. Les résultats montrent que pour un rapport Surface sur volume (S/V) de 3,3 l'élimination des germes de contamination ne dépend plus de la saison concernée (RHALLABI, 1990; EL HAMOURI et al., 1994b).

L'effet du temps de séjour sur l'élimination des germes de contamination fécale a été étudié. Cinq temps de séjour ont été retenus : 2, 3, 4, 5 et 6 jours. L'augmentation du temps de séjour dans le CAHR ne coïncide pas avec l'augmentation du taux d'abattement des bactéries.

Pour l'étude de l'effet de la charge organique sur l'élimination des germes d'origine fécale, trois charges différentes ont été essayées: une charge faible en diluant les eaux usées brutes avec de l'eau potable (450 mg DCO/l), une charge moyenne (680 mg DCO/l) et une charge élevée par ajout de saccharose aux eaux usées brutes. Le résultat obtenu montre que les taux d'abattement des CF, des streptocoques fécaux (SF) et de la flore mésophile aérobie totale (FMAT) sont inversement proportionnels à la charge organique (KASSAB, 1993 ; RAMI, 2001).

La diminution de la vitesse d'agitation de 4 à 2 tours/mn pour tester l'effet d'une éventuelle hétérogénéité sur le fonctionnement du CAHR a montré que l'élimination de la charge organique s'effectue essentiellement dans la première portion de ce système (E - P3), au contraire l'élimination des conformes fécaux (CF) s'effectue essentiellement dans la deuxième portion (P4 - O). Par ailleurs, le maximum d'élimination des CF est obtenu après élimination d'environ 50% de la DCO. Ce qui s'explique par le fait que l'élimination de la DCO précède en chaque point l'élimination des CF (EL HAMOURI et al., 1995).

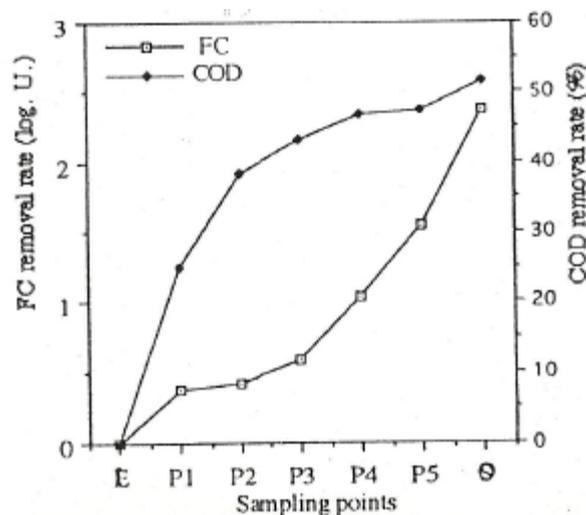


Figure 1.1 : Elimination de la DCO et des CF dans le CAHR après réduction de la vitesse d'agitation de 4 à 2 tours/mn (E= entrée, O=Sortie) (El Hamouri et al., 1995)

Le pH affecte la survie des CF. Le taux de mortalité des bactéries (CF) augmente avec l'augmentation du pH (Figure 1.2).

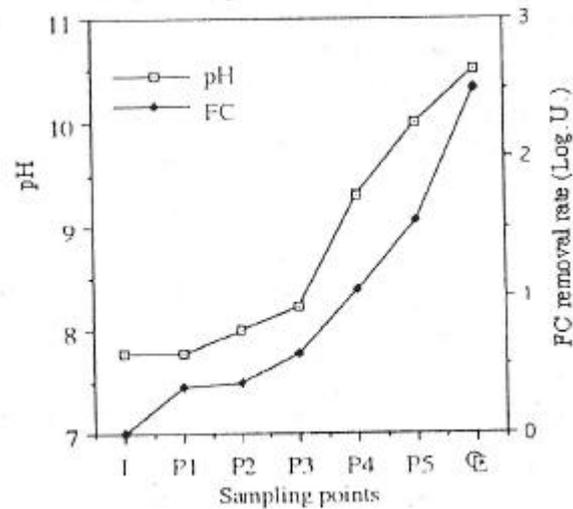


Figure 1.2 : Distribution des valeurs de pH et du taux d'élimination des conformes fécaux (CF) dans le CAHR, après réduction de la vitesse d'agitation de 4 à 2 tours/mn (EL HAMOURI et al., 1995).

L'effet combiné de l'oxygène dissous, du pH, de la température et de la lumière sur la survie d'*Escherichia Coli* et de *Salmonella typhimurium* a été étudié dans le CAHR et au laboratoire.

Au laboratoire, les pH élevés ainsi que la température de 45°C diminuent la survie d'*E.coli* comme celle de *S. typhimurium*. La présence de l'oxygène dissous en concentrations saturantes n'accélère la mortalité des bactéries fécales (CF) que lorsqu'elle est associée à un facteur fragilisant tel que un pH alcalin (Figure 1.3) ou une température élevée (Figure 1.4).

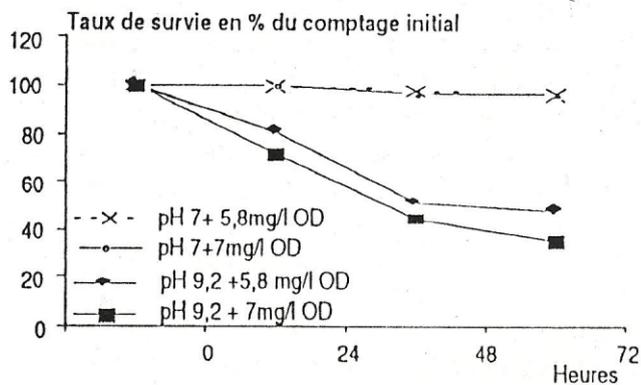


Figure 1.3. Effet combiné du pH et de l'oxygène dissous (OD) sur la survie d'Escherichia Coli à l'obscurité et à 20°C (GUEDIRA & EL HAMOURI, 1999)

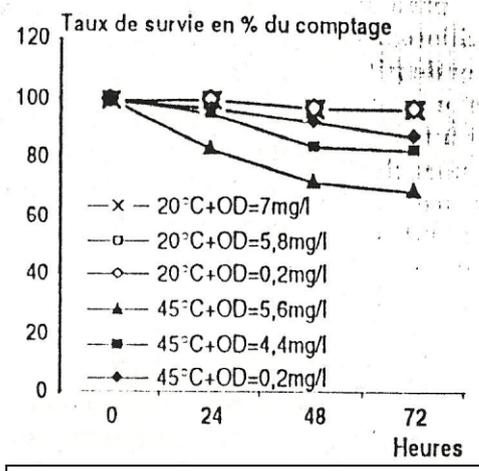


Figure 1.4. Effet combiné de la température et de l'oxygène dissous (OD) sur la survie d'Escherichia Coli à l'obscurité et à pH 7,0 (GUEDIRA & EL HAMOURI, 1999)

L'éclairement d'une suspension d'E. coli et de S. typhimurium à l'aide d'une lumière bleue concentrée à 430 nm et d'une puissance de 3 Watt/m², en présence de chlorophylle-a à la concentration finale de 5 mg/l, accélère la mortalité des deux germes. Ainsi, libérée dans le milieu par la lyse des algues mortes, la chlorophylle-a peut vraisemblablement exacerber l'action de la lumière via la formation de molécules destructrices (Oxygène singulet, radical hydroxyl «OH») (GUEDIRA et EL HAMOURI, 1999).

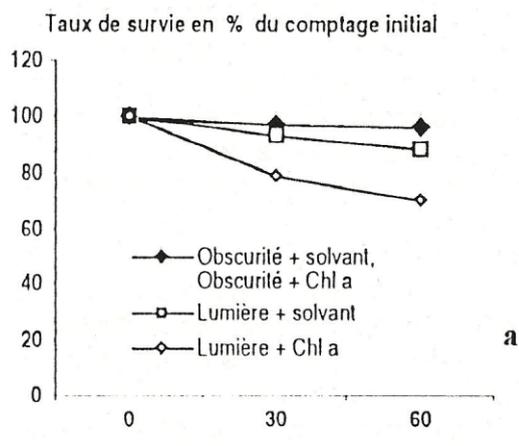


Figure 1.5a : Effet combiné de la lumière et de la chlorophylle-a (Chl a) sur la survie d'E.Coli à 20°C, pH, 9,2 et 7mg/l d'oxygène dissous (EL HAMOURI & GUEDIRA, 1999)

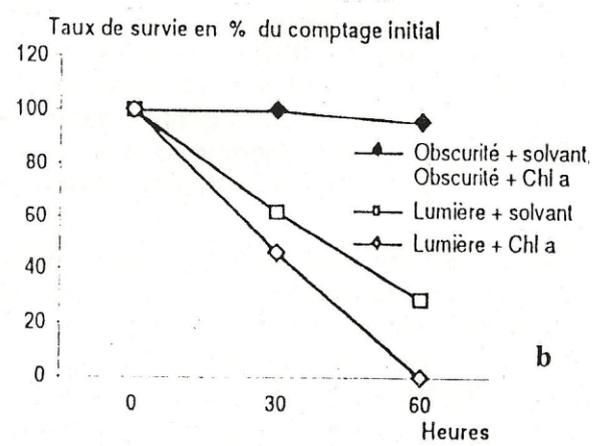


Figure 1.5b : Effet combiné de la lumière et de la chlorophylle-a (Chl a) sur la survie de S typhimurium à 20°C, pH, 9,2 et 7 mg/ d'oxygène dissous (EL HAMOURI & GUEDIRA, 1999)

Les expériences menées à Rabat montrent que le CAHR élimine 91,6% des coliformes totaux, 99,98% des coliformes fécaux et 99,89% des streptocoques fécaux. Pour les coliformes fécaux le CAHR élimine 2,27, 2,74 et 3,19 unités logarithmiques (U.log), respectivement pour la période automne-hiver, le printemps et l'été (EL HAMOURI et al., 1994b). Pour le CAHR de Ouarzazate, ayant fonctionné avec un temps de séjour constant (environ 4 jours), la performance du système vis-à-vis de l'élimination des coliformes fécaux (CF) est de 2,45 U.log pour la saison chaude et de 1,85 U.log pour la saison froide (EL HAMOURI et al., 1995). A la sortie, le nombre germes indicateurs de contamination (CF) dépasse 1000 UFC/100 ml (OMS, 1987), ce qui a nécessité l'introduction de 2 bassins de maturation en stade de traitement tertiaire.

2.1.3. Aspects Parasitologiques

L'élimination des œufs d'helminthes parasites et des kystes de protozoaires par la filière lagunage à haut rendement à Ouarzazate a été étudiée. Cette filière est constituée d'un bassin anaérobie de deux bassins de maturation et d'un CAHR de 3023 m² de surface. L'analyse parasitologique de l'effluent de sortie du système CAHR n'a révélé l'existence d'aucun œuf d'helminthes parasites ni de strongles et ce, même dans un volume d'échantillon de 50 litres. Par ailleurs, l'analyse parasitologique du sédiment du CAHR a montré que la charge moyenne en œufs d'helminthes parasites était de 1,5 œuf /g poids sec et que ces œufs sédimentent en grande partie dans les quatre premières pistes sur un total de 10 et renferment 90% des œufs récupérés (EL HAMOURI et al., 1995; FIRADI, 1996).

Le devenir des œufs d'helminthes parasites a été étudié et ce, dans l'eau et dans le sédiment d'un CAHR placé dans le campus de l'IAV Hassan II de Rabat, constitué de 4 pistes, couvrant une superficie de 24 m² et ayant une profondeur de 0,45 m. Cette étude a consisté en un ensemencement du système CAHR par une suspension d'œufs de *Parascaris equorum* (500 œufs/l) spécifiques au cheval et autres équidés, et a effectué un suivi du taux de viabilité des œufs ensemencés dans l'eau et dans le sédiment en fonction du temps. Les résultats montrent qu'une durée de 3 jours est suffisante pour provoquer la dégénérescence de près du tiers des œufs d'helminthes parasites; le taux des œufs dégénérés continue d'augmenter pour atteindre 95% après une durée d'incubation de 5 jours. Une durée de 7 jours est largement suffisante

pour une dégénérescence totale des œufsensemencés dans le CAHR (NAOUR, 1996 ; RAMI, 2001).

A la lumière des résultats obtenus sur la viabilité d'œufs incubés dans les deux CAHR et en comparaison avec celles incubées dans les bassins anaérobies on note que les conditions qui règnent dans le CAHR sont très néfastes à la survie de *Parascaris equorum* et que, comme le pH et les concentrations en oxygène dissous dans le CAHR sont élevés, ces derniers présentent des conditions physico-chimiques néfastes pour la survie de ces œufs. Les pourcentages d'œufs de *Parascaris equorum* dégénérés pour un temps de séjour de 4 jours sont de 63 % et 98% respectivement pour le CAHR de Ouarzazate et le CAHR de Rabat (CHALABI, 1993). Utilisé en stade d'épuration secondaire, les résultats obtenus montrent une absence totale d'œufs d'helminthes parasites à la sortie (EL HAMOURI et al, 1994b, 1995).

L'effet des facteurs physico-chimiques qui règnent dans le CAHR (concentration en oxygène dissous, pH élevé etc) sur le taux de dégénérescence des œufs d'helminthes parasites a été étudié. Ce travail a consisté en une incubation de boudins de dialyse (P.M. 12000 - 14000)ensemencés par une suspension de *Parascaris equorum* (*Ascaris* du cheval) dans le CAHR pilote de Rabat, dans le CAHR de Ouarzazate et dans les stades d'épuration anaérobies qui les précèdent. En parallèle, des essais de l'étude de l'effet de la concentration en oxygène dissous sur la viabilité de ces œufs ont été réalisés au laboratoire (CHALABI, 1993).

2.2. Rôle des algues et biomasse algale

L'activité photosynthétique des algues par la technique de fluorescence variable a été étudiée. Cette dernière renseigne sur l'état instantané de l'appareil photosynthétique (EL HAMOURI et al, 1989). Le suivi de la fluorescence variable dans le CAHR au cours de la même journée, montre que l'activité photosynthétique des algues subit une inhibition passagère entre 14 heures et 16 heures. L'origine de cette inhibition est attribuée aux changements de l'intensité lumineuse au cours de la journée (photo inhibition) ainsi qu'à la forte augmentation du pH du milieu suite à l'activité photosynthétique elle-même. L'apport de la matière organique soluble (glucose, saccharose) entraîne une baisse de l'activité photosynthétique, ce phénomène est réversible dès que la concentration de la matière organique soluble diminue (BERRADA, 1993).

L'étude de l'assimilation de la matière organique par les algues a été montrée par ajout de saccharose dans le CAHR et au laboratoire. Deux principaux événements se déroulent dans le même espace mais en même temps: d'abord une oxydation du sucre (croissance bactérienne) suivi d'une assimilation des nutriments résiduels (croissance algale) (Figure 1.6). Au laboratoire et dans le CAHR, une partie importante de la matière organique soluble est éliminée d'une façon hétérotrophique par la population algale. La croissance bactérienne est stoppée quand 40% du saccharose additionné est encore disponible, par la suite une autre fraction de 20% de la DCO initiale disparaît. Cette élimination de la DCO est concomitante avec une croissance algale intensive et un déclin de la population bactérienne, indiquant une élimination de 20% de la DCO (soluble) initiale directement par les algues et démontre la contribution hétérotrophique des algues (Figure 1.7) dans l'élimination de la matière organique soluble (EL HAMOURI et al., 1994a ; JELLAL, 1995).

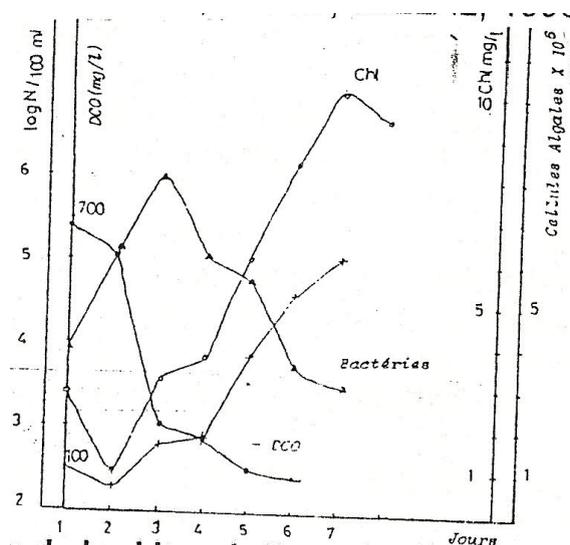


Figure 1.6 : Evolution de la chlorophylle, croissance bactérienne, DCO dans le saccharose (EL HAMOURI et al., 1994a).

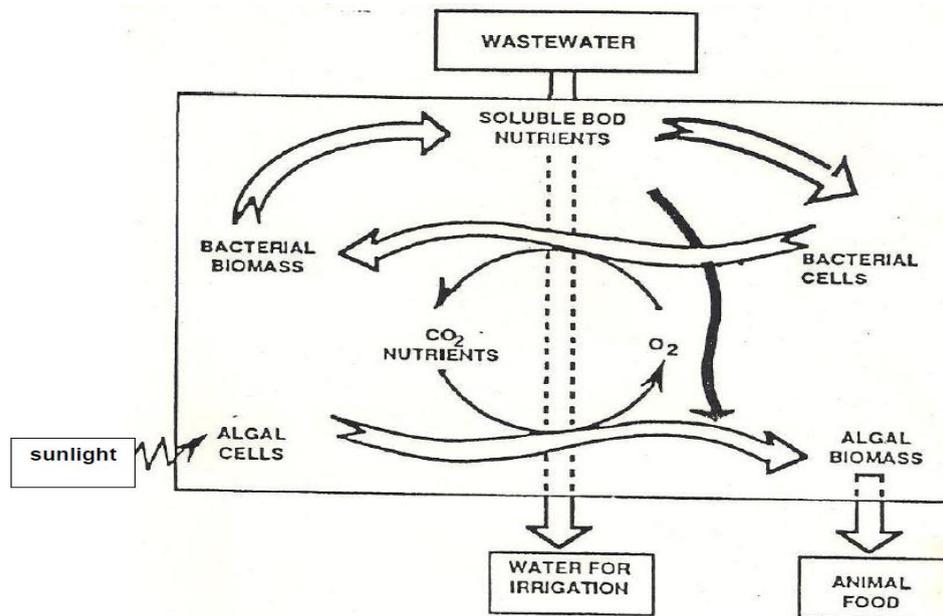


Figure 1.7 : Interactions métaboliques entre les algues et les bactéries dans le CAHR : Schéma publié par Oswald (1988) et modifié par EL HAMOURI et al. 1994a en introduisant l'aspect hétérotrophique des algues (flèche noire).

La production algale d'un CAHR de 24 m² dans les conditions climatiques de Rabat a été évaluée. Cette production est de 40 tonnes Poids Sec/ha/an. L'utilisation de cette biomasse algale comme source de protéines pour les animaux de laboratoire (rats blancs) a montré que ces animaux n'ont présenté aucun symptôme ni évidence anatomique, généralement reconnus chez les rats intoxiqués. Par ailleurs, l'expérience a montré que le séchage de la biomasse algale à l'étuve et à 120°C a donné le meilleur résultat où on constate que le coefficient d'efficacité protéique net (CEPn) obtenu est voisin de la caséine, protéine prise comme référence. En outre, dans le CAHR les types de relation entre la croissance algale et l'élimination de la pollution physico-chimique (N, P, DCO) en période de maturation et en régime discontinu ont été étudié (MOUNDIB, 1990, ESSATARA et al., 1993 ; RAMI, 2001).

La production en biomasse algale d'un CAHR de 3023 m², la composition de cette biomasse en protéines, lipides, profil en acides aminés, éléments minéraux (Ca, P, Mg), oligo-éléments (Zn, Cu, Cr, Pb) ainsi que l'évaluation de sa valeur nutritive sur des animaux de laboratoire (rats blancs) ont été réalisées. La moyenne annuelle de la production algale du CAHR de Ouarzazate est de 60 tonnes Poids Sec/ha/an. Cette biomasse est riche en protéines (47%) et

en hydrate de carbone (31%), présente un profil en acides aminés relativement équilibré, avec une légère déficience en méthionine. Pour les lipides, le cystosterol est le plus abondant. Les oligo-éléments sont présents à des teneurs inférieures aux normes de l'IAPC, excepté celle du Pb qui est à la limite tolérée pour les Singl Celi Protein (SCP).

Une expérience de valorisation en pisciculture de la biomasse algale de l'effluent final produit par la filière LHR de l'IAV Hassan II de Rabat a été réalisée. Cette expérience a consisté à introduire des carpes communes et des carpes argentées dans un bassin de pisciculture de 40 m² recevant une partie (4,2 m³/j) de l'effluent final produit. Cette expérience a montré que la carpe argentée est un moyen très efficace qui permet la valorisation de l'effluent épuré par la filière LHR et d'améliorer sa qualité. Le taux de conversion de la biomasse algale en chair de poisson est de 13,2 g/m³ d'eau épurée chargée d'algues par jour (BOUABDELLI, 1998; BERDAI et EL HAMOURI, sous presse). De même, l'introduction des *Gambusia* pour lutter contre le développement des moustiques a permis de maîtriser le cycle de reproduction de ces poissons dans la station et d'aboutir à une dé-pullulation pendant la saison qui correspond aux développement des moustiques (BERDAI et EL HAMOURI, sous presse).

B- Description de la station

1. Situation géographique du site

Située sur la littorale atlantique à la latitude 33° 58' 56"N et la longitude 6° 51' 57" W, la ville de Rabat a la température moyenne annuelle de l'ordre de 17 à 17,5°C et atteint rarement 18 °C. Les températures minimales mensuelles varient de 10 à 12 °C en hiver et les températures maximales de 20 à 40 °C en été. La pluviométrie moyenne annuelle est supérieure à 580 mm. L'évaporation moyenne annuelle mesurée par l'évaporomètre Piche est de 1352 mm.

2. Provenance et réseau de transfert des eaux usées

L'évaporation moyenne annuelle mesurée par l'évaporomètre Piche est de 1352 mm.

La station d'épuration des eaux usées (STEP) du campus de l'IAV Hassan II a été mise en fonctionnement en décembre 1996 pour épurer et réutiliser les rejets du campus et celles du club sportif et culturel de l'agriculture (ACSA). La station a une capacité de 1500 équivalents habitants et reçoit un débit moyen journalier de 38 m³.

Le campus de l'IAV comporte un internat pour les étudiants, un restaurant, des logements pour les administrateurs, des salles de cours, des laboratoires de recherche, une clinique vétérinaire et des ateliers de maintenance mécanique. Les infrastructures du club sportif de l'ACSA sont des salles de sport, des douches, un restaurant et une piscine.

Le volume d'eau usée traitée est important pendant les périodes de scolaires et réduit pendant les vacances, à cause de la réduction des activités au niveau du campus.

Les eaux usées sont interceptées au niveau de la sortie principale de l'IAV et remontées vers la station qui se trouve à une distance de 1030 m avec une HMT de 11m, et avec un débit de pompage de la pompe P1 de 1,55l/s. Ce débit permet de déterminer le volume d'eau brute vers la STEP.

Tableau 1.1 : Valeurs moyennes des principaux paramètres de pollution (chimique et biologique) des eaux usées du campus de l'IAV Hassan II entre 1997 et 2008

Paramètre	Unité	1997-2003*		2004-2005**		2007-2008***	
		Moyenne	ET	Moyenne	ET	Moyenne	ET
pH		6,9	0,29				
T	°C	19,5	3,1				
CE	µS/cm	1290	260				
MD	ml/l	5,8	5,9				
MST	mg/l	1036	203	1137	113	1532	344
MVT	mg/l	381	92				
MES	mg/l	330	85	342	107	501	14
MVS	mg/l	190	57	165	49	474	12
DCO	mg/l	800	202	976	148	1000	78
DBO ₅	mg/l	390	139				
NTK	mg/l	72	25,3	81,3	25	75	11
N-NH ₄ ⁺	mg/l	45,9	16,2	65,6	13	55	13
N-NO ₃ ⁻	mg/l	0,12	0,12				
P _T	mg/l	8,2	2,3	8,6	2,6	27	0,7
P-PO ₄ ³⁻	mg/l	5,7	1,4	6	0,57	6,8	0,8
Coliformes fécaux (CF)	10 ⁷ unité/100	3,6	1,1				
Coliformes totaux (CT)	10 ⁸ unité/100	1,12	1,02				
Helminthes	Œuf/l	7	5,6				

* El Hafiane (2003 ; moyenne de 136 prélèvements) ** Serhane (2004) *** Hassni (2008).

ET : écart type ; MD : matières décantables ; MST : matière sèche totale ; MVT : matière volatile totale ; DCO : demande chimique en oxygène ; DBO₅ : demande biochimique en oxygène ; AGV : acides gras volatiles ; NTK : azote total Kjeldahls ; NTKs : NTK soluble ; N-NH₄⁺ : azote ammoniacal, P_T : phosphore total ; P-PO₄³⁻ : phosphore des orthophosphates ; MES : matières en suspension ; MVS : matières en suspension volatiles.

CHAPITRE II : Le RAFADE (Réacteurs Anaérobie A Flux Ascendant et à Deux Etapes)

INTRODUCTION

Le traitement anaérobie à haut rendement a montré sa supériorité et ses avantages sur les systèmes aérobies classiques dans l'épuration des eaux usées (Lettinga et al.1997 ; Van lier & Lettinga, 1999). Ce système produit très peu de boues et assure des rendements élevés d'élimination de la matière organique pendant des temps courts. En même temps, ils occupent des superficies réduites et engendrent des coûts d'investissement et de fonctionnement modérés tout en offrant la possibilité de récupérer le biogaz et de l'utiliser à des fins énergétiques.

Parmi ces systèmes anaérobies à haut rendement, qui ont été essentiellement développés pour l'épuration des eaux usées industrielles notamment pour les rejets des sucreries (Lettinga et al., 1980 ; 1983), figure le réacteur anaérobie à lit de boues ou « up-flow anaerobic sludge blanket » (UASB). Celui-ci consiste en un réacteur à alimentation ascendante muni d'un séparateur interne des phases (solide/gaz) (Lettinga et al., 1980).

L'unité de prétraitement développé à l'IAV, qui fait l'objet d'une partie de notre étude est un réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étapes (RAFADE) entièrement couvert. Il s'agit de deux bassins de forme cylindrique placés en série et ayant un diamètre de 3 m et une profondeur de 5 m. Le biogaz est collecté du RAFADE à l'aide de deux coupes fabriquées en polyester résistant aux acides. La base de ces couvercles est insérée dans un canal qui entoure le réacteur et qui a 0,40 m de large et 0,40 m de profondeur qui sert de joint d'étanchéité. Ce canal est rempli d'effluent épuré recyclé (voir El Hamouri 2004 et El Hafiane and El Hamouri, 2005).

Le RAFADE se distingue de l'UASB, le réacteur à haut rendement le plus connu (Van Haandel & Lettinga, 1994) par trois caractéristiques :

- ❖ Absence d'un décanteur intégré, séparateur de phases (liquide/solide/gaz)
- ❖ Aucune opération de vidange manuelle des boues du réacteur
- ❖ Temps de séjour plus long (48h au lieu de 6 à 14 h pour l'UASB)

Les études antérieures réalisées sur ce système RAFADE de la STEP de l'IAV, ont montré les performances de cette unité de prétraitement. Le RAFADE permet d'enlever les matières organiques solubles et les matières en suspension de l'eau, de digérer et stabiliser les boues. Il assurait l'élimination de 80% de la DCOt totale et 90% des MES.

Cette partie de notre étude consiste à suivre le comportement et à évaluer les performances épuratoires actuelles de ce système, ainsi qu'à quantifier et caractériser ses sous produits à savoir les boues et le biogaz.

Toutefois il est à noter que le présent travail ne rapporte pas de résultats sur le biogaz. Cela est dû au manque de compteur à gaz qui est nécessaire dans l'étude de la production du biogaz dans le système.

I- REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un processus naturel très ancien utilisé pour la décomposition de la matière organique. Dans ce processus, la matière organique complexe (hydrates de carbone, des lipides, des protéines et autres composés) est convertie biologiquement en biogaz en absence d'oxygène moléculaire.

2. Traitement anaérobie

Il est réalisé par des populations de bactéries très diverses et complexes et dans des conditions d'environnement bien précis. Ces populations de bactéries sont strictement anaérobies et travaillent en chaîne. Ainsi, la dégradation de la matière organique passe par quatre étapes qui sont : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogènes.

2.1. Hydrolyse

L'hydrolyse consiste en une solubilisation de matières organiques complexes (cellulose, protéines, etc.) en composés simples avec des poids moléculaires réduits. Ce processus implique la présence de plusieurs enzymes extracellulaires ou ectoenzymes, qui sont produites par des bactéries hydrolytiques ou fermentatives.

Les dégradations effectuées consistent à transformer les protéines en acides aminés, les lipides en acides gras et les hydrates de carbone en mono et disaccharides solubles.

En pratique l'hydrolyse peut constituer l'étape limitant dans le processus de digestion anaérobie notamment à des températures inférieures à 20°C ou quand le substrat est difficilement hydrolysable (Zeeman *et al.* 1997 ; van der Last & Lettinga, 1992).

2.2. Acidogénèse

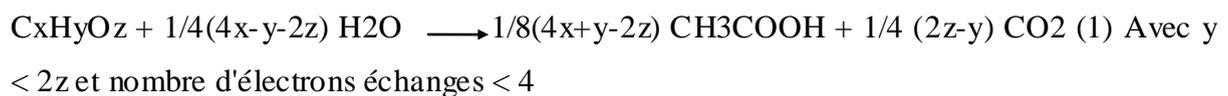
C'est une phase de simplification des substrats pour les transformer en métabolites intermédiaires (alcool, sucre...) et en acides gras volatiles (AGV) tels que l'acide acétique, propionique, butyrique, isobutyrique, valérique, isovalérique par des bactéries acidogènes (Degremont, 1989).

2.3. Acétogénèse

C'est une phase réalisée par des bactéries productrices obligées d'hydrogène ou réductrices obligées de protons et qui assure la conversion des AGV et autres métabolites en acide acétique, acide formique, acide carbonique et en hydrogène et qui sont des précurseurs directs du méthane.

Une fraction d'environ 70 % de la DCO présente initialement dans l'influent est convertie en acide acétique (figure). La production d'acétate est accompagnée par une production du dioxyde de carbone (équation 1) ou l'hydrogène (équation 2) selon l'état d'oxydation de la matière organique initiale (van Haandel & Lettinga, 1994).

Equation 1 :



Equation 2:



Avec $y > 2z$ et nombre d'électrons échangés > 4

Le développement des acétogènes est extrêmement lent (30 à 50 fois plus lent que les autres bactéries) et ceci, associé au fait qu'ils dépendent étroitement de leur association avec des ferments méthaniques, explique le retard enregistré dans leur découverte (Bryant, 1979)

2.4. Méthanogénèse

La méthanogénèse est assurée par des micro-organismes anaérobies stricts qui appartiennent à la classe des archaebactéries. Cette dernière étape aboutit à la production de méthane à partir d'acétate ou du couple H₂/CO₂. Le méthane produit provient à 70% de la décarboxylation de l'acétate et de 30% de la réduction du gaz carbonique (Henze & HarreÖmes, 1983). Elle est réalisée par deux voies possibles :

Par les acétoclastes ou acétotrophes, ils opèrent une dismutation de l'acide acétique selon la réaction 3.

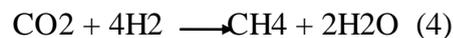


$$\Delta G = -6,7 \text{ Kcal/mole}$$

Ces bactéries ont un faible taux de croissance avec un temps de demi-vie de 24H (Pohland, 1992). Ce groupe de méthanigènes constitue donc le principal facteur limitant le traitement.

Il s'agit d'une réaction peu énergétique et très lente. Néanmoins, environ 70% du méthane produit provient de cette réaction.

Par les espèces dites hydrogénotrophes, qui réduisent le CO₂ en méthane selon la réaction (4) :



$$\Delta G = -31,2 \text{ Kcal/mole}$$

Ces bactéries présentent un taux de croissance plus élevé que celui des acétoclastes avec un temps de demi-vie allant de 1 à 4 heures (Pohland, 1992).

Cette réaction semble beaucoup plus énergétique et plus rapide que la première. Le méthane produit par cette réaction représente 30% du CH₄ total produit à partir des matières organiques. Matière organique en suspension protéines, hydrates de carbone.

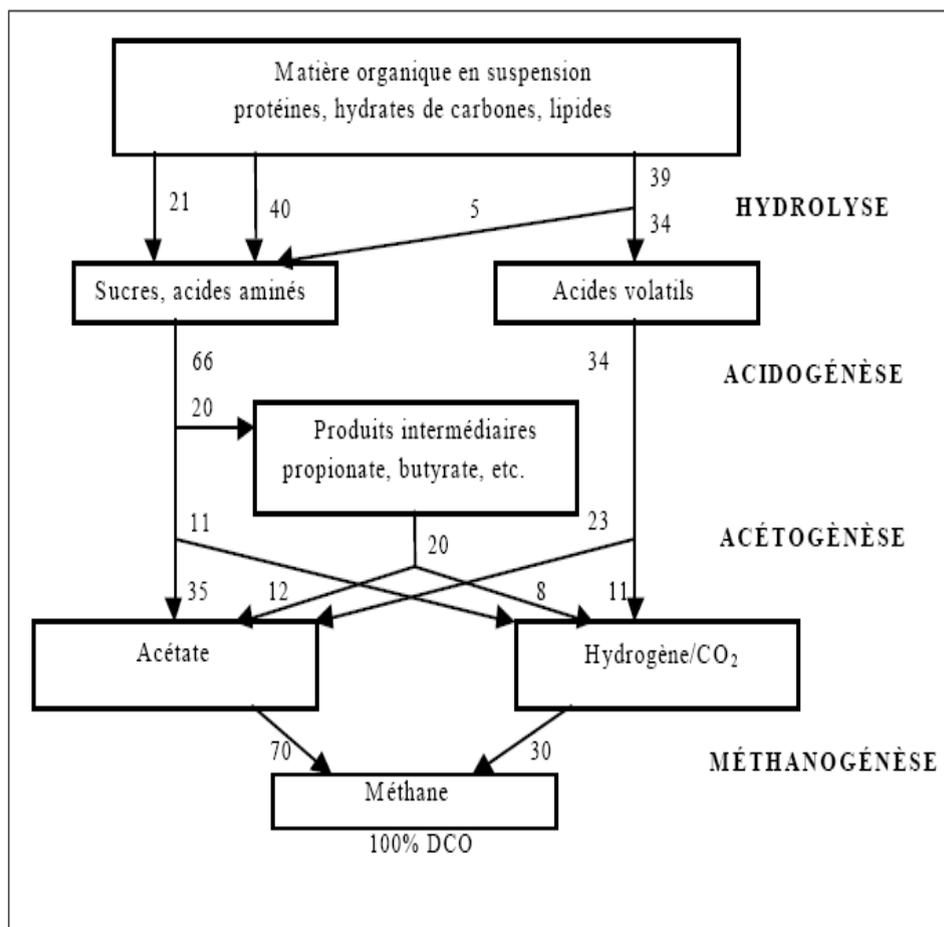


Figure 2.1 : Etapes de la digestion anaérobie de macromolécules complexes

(Les nombres représentent le pourcentage en DCO)

Van Haandel & Lettinga (1994)

L'étape limitant dans cette série de processus est l'hydrolyse ou la méthanogénèse. La flore active est hypersensible à l'oxygène, lequel est bactériostatique ou même bactéricide pour le méthanogènes. Les ferments acidogènes sont anaérobies facultatifs, se sont donc les seuls à survivre en cas de rentrée d'air.

2 Paramètres physico-chimiques

2.1. Solides

Les déchets solides comprennent les solides dissous et en suspension :

- ❖ Les MES (matières en suspension), recueillies par filtration ou centrifugation ; elles sont pesées et indiquent la quantité de matières non dissoutes,

- ❖ Les MVS (matières volatiles en suspension), représentent la partie organique (donc biodégradable) des matières en suspension.
- ❖ Les MST (matières sèches totales), représentent la totalité des solides (en suspension et dissous),
- ❖ Les MVT (matières volatiles totales), représentent la partie organique (donc biodégradable) des matières sèches totales.

Cette mesure est complétée par ce que l'on appelle les matières décantables (en deux heures), qui est la mesure du volume occupé par le dépôt après une décantation de deux heures et que l'on exprime en m/l.

2.2 Matière organique

Elle consiste en des matières hydrocarbonées qui proviennent en grande partie des sanitaires et des cuisines sous forme de protides, glucides, lipides, urée et produits intermédiaires. Le reste de ces matières hydrocarbonées a pour origine les principes actifs des détergents.

L'évaluation de la concentration de la matière organique contenue dans une eau usée est effectuée par la mesure de la demande en oxygène. Deux analyses essentielles permettent de prévoir la consommation d'oxygène provoquée par un effluent :

- ❖ La DCO (demande chimique en oxygène) est une oxydation à chaud par un oxydant puissant. Elle indique la quantité totale d'oxygène qui sera consommée par l'échantillon dans les conditions opératoires de l'analyse.
- ❖ La DBO₅ (demande biochimique en oxygène en 5 jours) indique l'oxygène qui sera consommé par la fraction biodégradable. L'échantillon dilué (et ensemencé si nécessaire) est placé en incubation à 20°C pendant 5 jours. L'oxygène est mesuré le 1^{er} et le 5^{ème} jour, la différence fournit la DBO₅.

3. Traitement des boues

Tous les systèmes de traitement biologique produisent des boues qui doivent être stabilisées puis évacuées régulièrement. Les boues sont formées d'un mélange de MES inorganiques et de MES organiques. La fraction organique est composée d'un mélange de microorganismes et de matières en suspension sans activité biologique dont l'origine est l'absorption de la matière organique particulaire et des résidus endogènes provenant des bactéries mortes (Van Haandel & Lettinga, 1994).

Le traitement des boues a pour but d'augmenter leur teneur en matière sèche et de supprimer toute fermentation (responsable des mauvaises odeurs) pour permettre leur conservation et leur utilisation dans de bonnes conditions.

4. Interactions entre populations bactériennes

Les relations les plus importantes entre les trois communautés bactériennes portent sur le devenir de l'hydrogène. Les bactéries utilisatrices d'hydrogène sont fondamentales pour assurer l'équilibre du procédé.

Les phases d'hydrolyse, d'acidogénèse et d'acétogénèse peuvent se dérouler dans des conditions optimales différentes de celles nécessaires pour la méthanogénèse. Les procédés de séparation en deux stages, non méthanogène et méthanogène, permettent de contrôler le niveau de production des AGV, pour éviter une accumulation préjudiciable, voire irréversible. Mais on brise ainsi une association bactérienne très favorable. En effet les bactéries acétogènes réalisent des transformations qui sont thermodynamiquement défavorables dans les conditions standards. Le développement de ces bactéries ne semble possible qu'à des pressions partielles d'hydrogène très faibles. . Cette communauté ne peut donc subsister qu'en présence d'une population syntrophe comme les méthanigènes qui prélèvent le dihydrogène (Edeline, 1993).

Les populations bactériennes sont très interdépendantes. Les bactéries productrices d'acides qui sont des bactéries facultatives éliminent l'oxygène et proviennent des méthanigènes qui sont des bactéries anaérobies strictes. A leur tour, les bactéries méthanigènes éliminent les acides, qui sont inhibiteurs pour les bactéries productrices d'acides, et les convertissent en gaz. Le résultat est qu'à l'intérieur du digesteur, une population équilibrée se construit à partir d'une relation d'interdépendance (symbiose) entre les différents types de bactéries (Metcalf & Eddy, 1991).

5. Variables de la digestion anaérobie

Les principaux facteurs liés à l'environnement qui affectent la digestion anaérobie sont la température, le pH, la présence de nutriments essentiels et l'absence de concentration excessives des composés toxiques dans l'influent.

Dans le cas du traitement des eaux usées, le facteur le plus important est la température, par contre, les trois derniers facteurs n'ont pas une grande influence sur la digestion (Van Haandel & Lettinga, 1994). Cela est dû à ce que les eaux usées contiennent suffisamment de nutriments et possèdent un pouvoir tampon suffisant pour contrôler la chute du pH dans les réacteurs.

5.1. Influence de la température

La digestion anaérobie dépend fortement de la température, le taux de conversion optimum est situé dans deux plages de température : l'une se situe entre 35 et 40°C (méthanogénèse mésophile) et l'autre au environ de 55°C (méthanogénèse thermophile).

Dans le cas du traitement des eaux usées, seule la digestion mésophile est relevée. Henze & Harremoës (1983) ont évalué un optimum entre 30 et 40 °C et ont observé une diminution du taux de digestion d'environ 11% pour une baisse de température de 1°C selon l'expression d'Arrhenius (van Haandel & Lettinga, 1994).

$$r_t = r_{30} \cdot (1.11)^{(t - 30)} \quad (6)$$

Avec

t : température en °C

r_t , r_{30} : taux de digestion à la température t et 30°C respectivement.

5.2. Influence du pH

La valeur et la stabilité de pH dans un réacteur anaérobie sont extrêmement importantes parce que la méthanogénèse se maintient à des taux élevés quand le pH est proche de la neutralité. En effet à des valeurs inférieures à 6.3 ou supérieures à 7.8 le taux de méthanogénèse diminue. Les populations acidifiantes sont significativement moins sensibles aux faibles et aux fortes valeurs de pH.

Dans le cas du traitement des eaux usées domestiques, le pH dans un digesteur anaérobie se trouve dans la gamme optimum, aucune correction chimique n'est nécessaire (Van Haandel & Lettinga, 1994).

5.3. Composés toxiques

À part la concentration de l'ion hydrogène (pH), plusieurs autres composés affectent le taux de digestion anaérobie, même à basse concentration, tel que les métaux lourds et les composés chloro-organiques.

Les composés potentiellement toxiques qui peuvent être présents dans les eaux usées sont l'oxygène (O₂) et le sulfure (H₂S). Un peu d'oxygène peut être introduit dans le système de la distribution de l'influent, mais il sera utilisé pour le métabolisme d'oxydation dans le processus de l'acidogénèse. Le sulfure peut être formé suite à une réduction des sulfates. Cependant, la concentration de sulfure retrouvée dans les systèmes du traitement anaérobies des eaux usées est loin de la concentration minimum provoquant la toxicité (50mg/l). Par conséquent, le problème de la toxicité ne se pose que très rarement (van Haandel & Lettinga, 1994).

6. Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie

6.1. Avantages

- Les deux principaux avantages de la digestion anaérobie sont la faible production de boues (environ 3 à 5% de la DCO) et la faible consommation en énergie du traitement.
- La récupération d'énergie est également un avantage réel lorsque le biogaz est collecté pour être brûlé dans des chaudières et des générateurs d'électricité.
- Les bactéries anaérobies sont également très stables en cas d'arrêt prolongé (plusieurs mois) et ne présentent pas de perte d'activité significative tant qu'elles sont stockées en milieu réducteur.

6.2. Inconvénients

- La croissance lente des bactéries engendrant des conditions de démarrage difficiles.
- Le système n'a pratiquement pas d'effets sur l'élimination de l'azote

7. Comparaison entre traitement anaérobie et aérobie

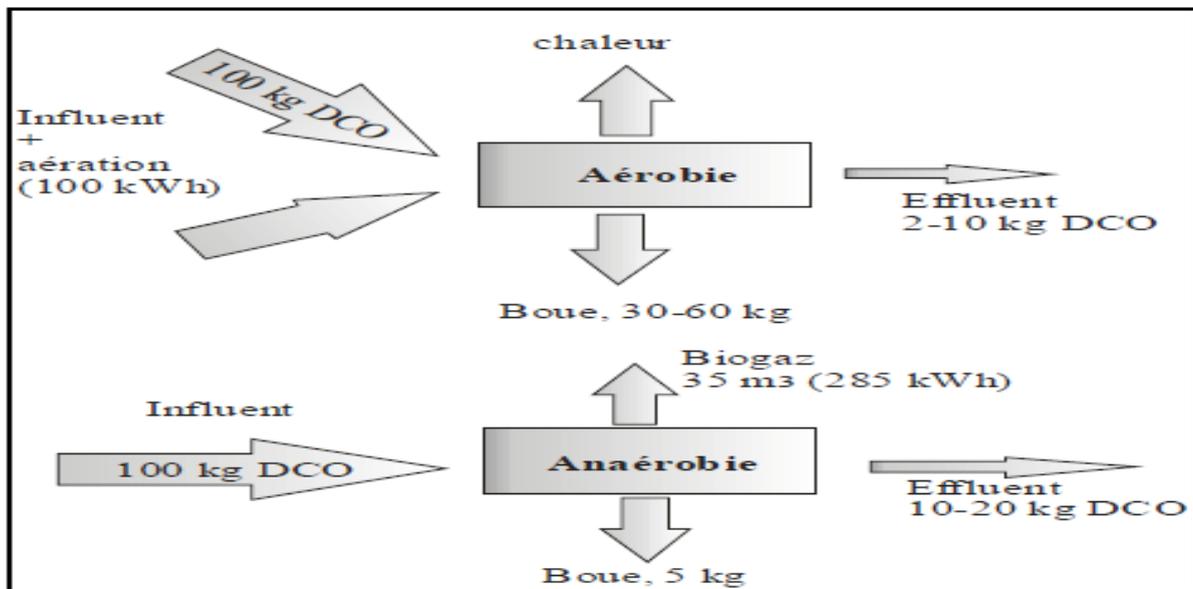


Figure 2.2: comparaison traitement anaérobie-aérobie (Van Lier, 2004)

Tableau 2.1: Comparaison entre le traitement anaérobie et aérobie (Van Lier, 2004)

Caractéristiques	Traitement aérobie	Traitement anaérobie
Réaction	$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CO_2 + 3CH_4$
Parution d'énergie	$\Delta G^\circ = -2840 \text{ kJ/mol glucose}$ (Chaleur)	$\Delta G^\circ = -393 \text{ kJ/mol glucose}$ (Chaleur)
Bilan carbone	50 % $\rightarrow CO_2$ 50 % \rightarrow biomasse	95% $\rightarrow CH_4 + CO_2$ (biogaz) 5% biomasse
Bilan énergie	60 % \rightarrow biomasse 40 % \rightarrow production de chaleur	90% de rétention de CH_4 5% biomasse 5% production de chaleur
Croissance biomasse	Rapide	Faible
Energie nécessaire pour l'aération	oui	non

8. Systèmes d'épuration anaérobies

8.1. Principaux digesteurs anaérobies à haut rendement

Les systèmes anaérobies à haut rendement sont caractérisés par leur capacité de retenir les boues. Deux systèmes de rétention de la boue sont appliqués :

- Un système basé sur l'immobilisation des boues à travers la fixation sur un support (réacteur à biomasse fixe) ;
- Un système basé sur la séparation gaz – liquide - solide avec le retour du solide au réacteur.

La figure 2.3 présente les principaux systèmes du traitement anaérobie à haut rendement :

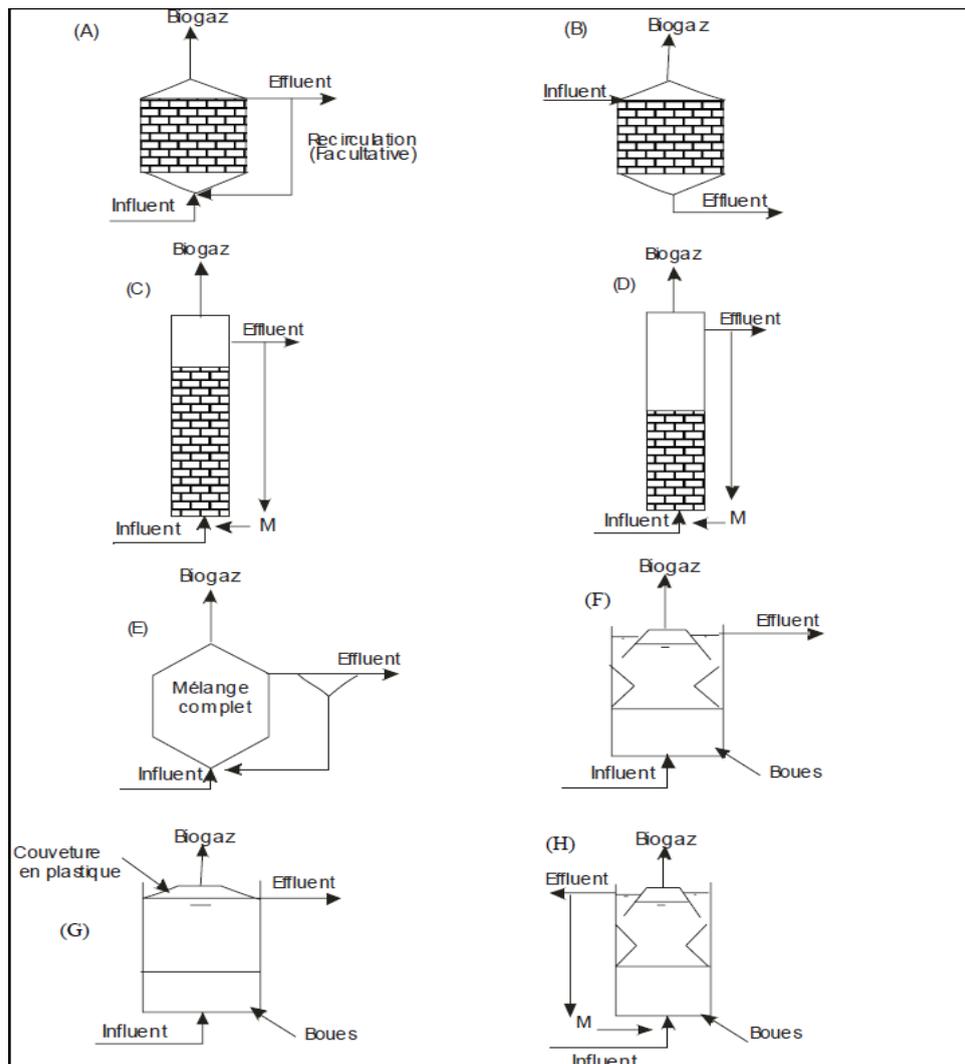


Figure 2.3: Principaux systèmes de traitement anaérobie à haut rendement

(A) Filtre anaérobie à alimentation ascendante ;(B) filtre anaérobie à alimentation descendante ; (C) lit fluidisé ; (D) lit expansé; (E) « contact process » ; (F) réacteur anaérobie à alimentation ascendante (UASB) ; (G) réacteur anaérobie à lit fluidisé (RALF) ; et (H) digesteur à lit de boue expansé.

8.1.1. Lit fluidisé

Dans ce type de réacteur les micro-organismes sont fixés sur un support granulaire (sable, charbon,...) l'ensemble est maintenu en suspension par brassage rapide de l'eau. Le système permet de traiter des charges élevées de l'ordre de 10 kg DCO.m-3j-1

(Edeline, 1993 ; van Haandel et Lettinga, 1994).

Les particules en suspension permettent d'éviter la formation des volumes morts et la création des chenaux. Mais ce procédé est complexe dans sa mise en œuvre.

8.1.2. Upflow anaerobic sludge blanket (UASB)

Le développement de l'UASB a été fait par Lettinga et son groupe de 'agricultural university of Wageningen' (Pays bas) dans les années 1970. Ce type de réacteur est actuellement très utilisé dans le traitement anaérobie des eaux usées notamment dans les pays tropicaux. Le UASB est un digesteur anaérobie à alimentation ascendante munie d'une interface pour la séparation des phases liquide/gaz/solide. Le support inerte nécessaire au lit bactérien est inutile. Il est possible d'obtenir des flocons de bactéries méthanigènes présentant de bon indice de boue et des bonnes vitesses de sédimentation formant un lit de boues au fond du réacteur. Ces caractéristiques permettent l'emploi de digesteurs tubulaires à flux ascensionnel dont la partie supérieure est conçue pour la clarification et celle inférieure est réservée à la clarification. (van Haandel Lettinga, 1994)

Ce procédé de traitement est adapté aux traitements des effluents dilués et peu chargé en matières en suspension. Il permet de traiter des eaux avec des charges volumiques atteignant 25 kg de matières volatiles par m³ et par jour pour un temps de séjour hydraulique moyen de 6 heures (Denac et al., 1988).

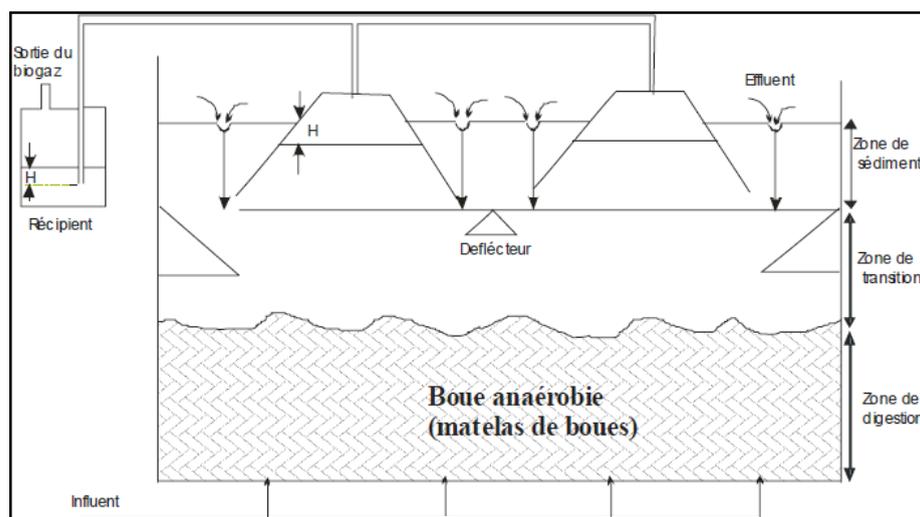


Figure 2.4: Coupe dans un réacteur UASB type (van Haandel et Lettinga, 1994)

Le réacteur à haut rendement à biomasse en suspension accomplit deux fonctions, à la fois c'est un réacteur biologique anaérobie et c'est un décanteur.

C'est un réacteur à alimentation ascendante. Dans le traitement des eaux usées domestiques, la vitesse d'ascension utilisée est 1m/h (Haskoning, 1994). Cette vitesse est utilisée dans le dimensionnement des réacteurs anaérobies.

Dans le réacteur type UASB, des activités biologiques complexes se déroulent et qui aboutissent à une dégradation des solides contenue dans l'eau. Les particules sont hydrolysées et les bactéries croissent en s'attachant aux solides des eaux usées. Ainsi les caractéristiques de sédimentation des solides changent. Les conversions bactériennes mènent à la production de biogaz ce qui fait augmenter la turbulence au niveau du réacteur. En outre, les bulles de gaz tendent à s'adhérer aux particules qui sont ainsi entraînées vers le haut du réacteur (Haskoning, 1994).

8.2. Réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étages (RAFADE)

Le réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étages (RAFADE) est une conception modifiée de l'ensemble « puits de fermentation – zone facultative » proposé par le professeur William J. Oswald de l'université de Californie à Brekeley aux USA. Dans cette configuration le puits est remplacé par deux réacteurs couverts placés en série.

En général la forme optée pour ces réacteurs est cylindrique, ils sont profonds et de diamètre réduit. La zone facultative qui couvre le puits de fermentation a été éliminée et remplacée par couronne d'eau entourant les réacteurs. Cette dernière et les couvercles servent de couverture et de bouchant hydraulique empêchant le biogaz de quitter le réacteur.

Un décanteur de type classique, qui remplace la fonction de décanteur jouée par la zone facultative, est placé en aval du deuxième réacteur.

Les boues évacuées sont éventuellement recyclées vers le premier réacteur ou pour leur évacuation vers un lit de séchage.

Au niveau du première réacteur se passent essentiellement les phases d'hydrolyse et de fermentation acide (acidogène et acétogène) de la matière organique contenue dans l'eau à traiter. Alors qu'au niveau du deuxième réacteur se passe la méthanogénèse. Cette conception permet d'atténuer les effets négatifs de la phase de fermentation méthanogénique et

d'augmenter les performances de la dégradation de la matière organique et sa conversion en méthane (El Hamouri B., 2000).

8.2.1. Mode de distribution et de collecte de l'eau dans le réacteur anaérobie

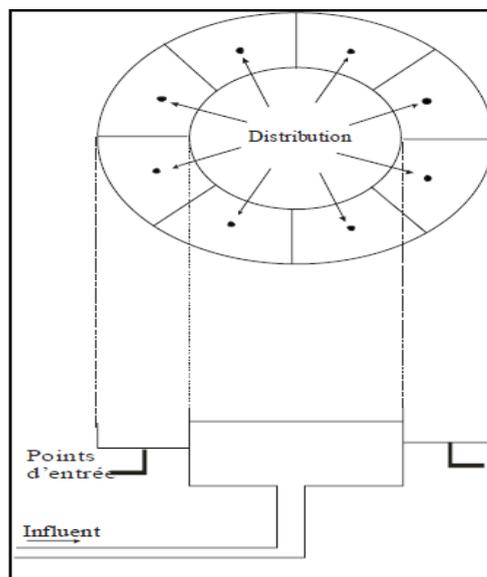
8.2.1.1. Mode de distribution de l'influent

Pour avoir une bonne digestion de la matière organique, il faut que l'influent soit bien réparti dans le réacteur anaérobie. Il est nécessaire d'employer un dispositif qui assure la distribution de l'eau au fond du réacteur. Le maximum de surface couverte par une seule entrée varie entre 2 et 4 m² (Haskoning, 1989). Cependant si la concentration de l'influent est élevée, 1 à 2 m² est la surface recommandée pour chaque entrée (van Haandel et Lettinga, 1994).

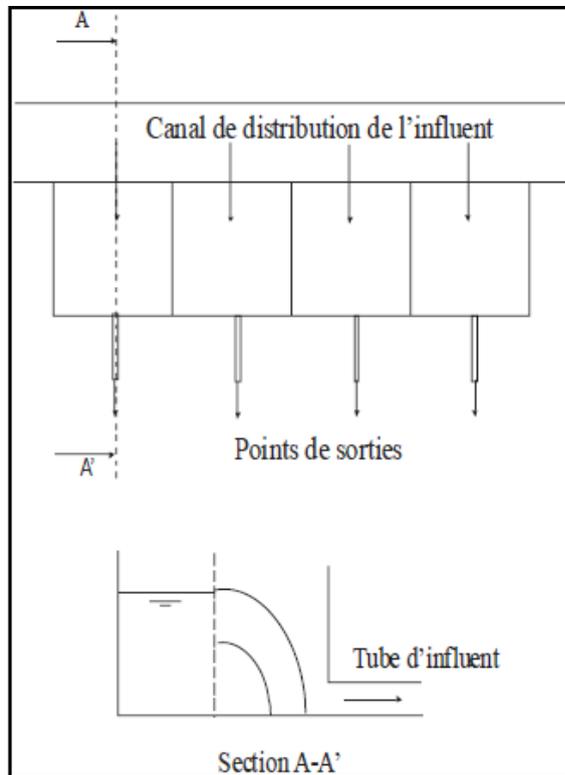
Pour garantir une uniformité de distribution de l'influent :

Tous les points de distribution doivent recevoir le même débit.

- Une éventuelle obstruction doit être facilement et rapidement détectable.
- Chaque obstruction observée doit être éliminée



(a) système d'entrée circulaire



(b) système d'entrée rectangulaire

Figure 2.5 (a) et (b): Système de distribution de l'influent (van Haandel et Lettinga, 1994)

8.2.1.2. Mode de collecte de l'effluent

L'eau traitée doit être collectée en haut du réacteur UASB le plus uniformément possible. Traditionnellement, l'effluent est acheminé par la force de la gravité à travers le système de collecte vers l'extérieur du digesteur anaérobie.

Le système de collecte doit véhiculer l'eau traitée sans laisser passer les matières flottante et la boue, cette dernière s'adhèrent aux bulles de gaz et remonte vers le haut du réacteur. Les matières flottantes provoquent des obstructions et bouchages au niveau des points de sortie (van Haandel et Lettinga, 1994).

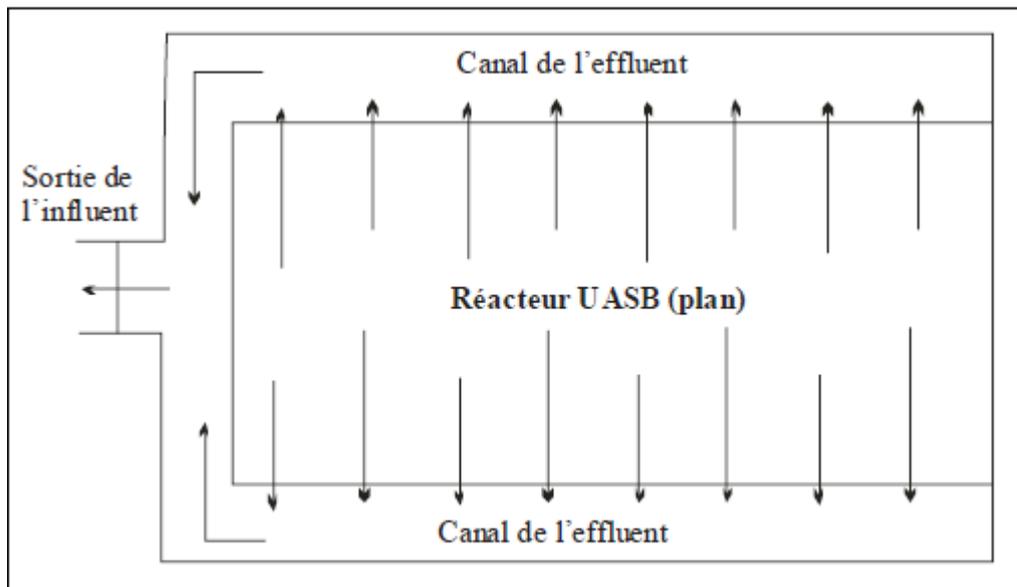


Figure 2.6: Système de collecte de l'effluent dans un réacteur UASB (van Haandel et Lettinga, 1994)

Comme le système de distribution de l'influent, les points du système de collecte de l'effluent doivent recevoir le même débit et une éventuelle obstruction doit être facilement et rapidement détectable.

8.3. Produits de la digestion anaérobie

8.3.1. Boues

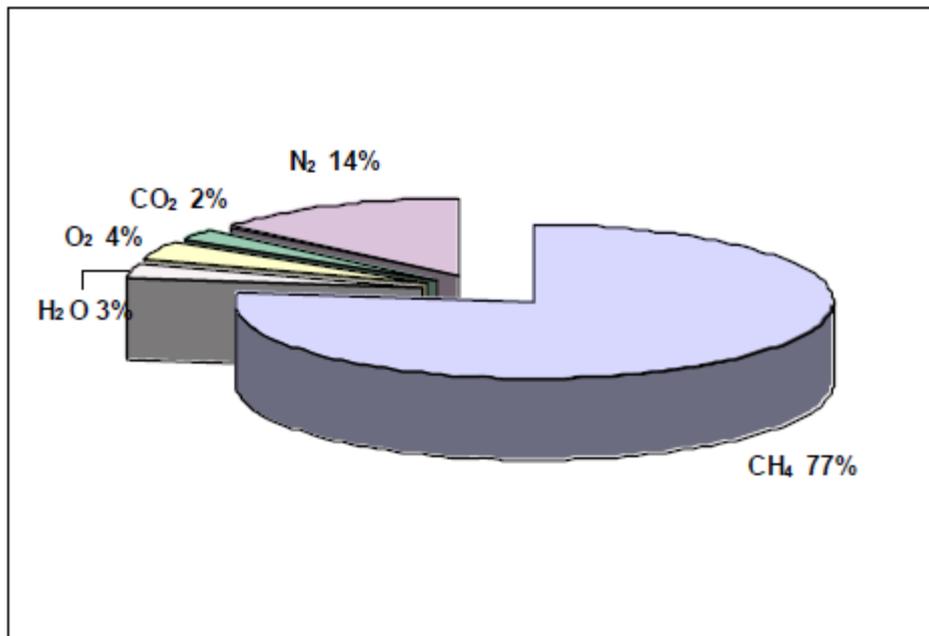
Tous les systèmes de traitement biologique produisent des boues qui doivent être stabilisées et évacués régulièrement. Les boues sont formées d'un mélange de MES inorganiques et de MES organiques. La fraction organique est composée d'un mélange de microorganismes et de matière en suspension sans activité biologique dont l'origine est l'adsorption de la matière organique particulaire et des résidus endogènes provenant des bactéries mortes. Les boues extraites d'un système UASB nécessitent un traitement de stabilisation (van Haandel & Lettinga, 1994).

Toutefois El Hafiane et El Hamouri (2005) rapportent que les boues résultantes d'un RAFADE sont stabilisées et ne nécessitent aucun traitement supplémentaire. Les boues évacuées sont stabilisées à 93 % avec un ration MVS/MES compris entre 0,5 et 0,65.

8.3.2. Le biogaz

8.3.2.1 Composition

Selon El Hafiane (2003), la composition du biogaz produit par un réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étages (RAFADE), les proportions des principaux composants sont 77 % de méthane, 14 % d'azote et 2 % du dioxyde de carbone et des traces de H₂S (Figure 2.7). Cette composition est voisine de celle trouvée par Haskoning (1994) dans des pays tropicaux et pour des réacteurs type UASB traitant des eaux usées domestiques et qui se présente comme suit CH₄ : 70 – 80% ; CO₂ : 5 – 10% ; N₂ : 15 – 20% ; H₂S : < 1%. Picot *et al.* (2002) ont rapporté la composition d'un biogaz produit dans un bassin anaérobie comme suit : 83% de CH₄, 14% de N₂ et des teneurs <4% pour CO₂ et <1% pour H₂S.



**Figure 2.7 : Composition du biogaz produit par le RAFADE
(El Hafiane, 2003)**

8.3.2.2. Utilisations

Les principales voies de valorisation

- En chaudière
- En cogénération par moteur à gaz, turbine à gaz, moteur dual-fuel (Couturier, 2001).

9. Performances épuratoires du RAFADE

9.1. Performances des réacteurs

Pour les systèmes anaérobies, des équations empiriques ont été établies pour mettre la relation entre le taux d'élimination de la DCO et le temps de séjour dans les réacteurs.

$$E = 1 - C_e/C_i = 1 - C_1 (\text{TRH}) - C_2 \quad (1)$$

Avec

E : taux d'élimination de la DCO en % ;

C_e : concentration de l'effluent en DCO ;

C_i : concentration de l'influent en DCO ;

C₁ et C₂ : Constantes empiriques.

Pour les différents systèmes de traitement anaérobie et pour des températures supérieures à 20°C, l'efficacité d'élimination de la DCO peut dépasser 80 %, ce qui varie considérablement c'est le temps de rétention hydraulique nécessaire pour chaque système de traitement (van Haandel et Lettinga, 1994).

Pour avoir un rendement de 80 % dans les RAFADE, le temps de séjour requis est de 45 heures mais il est de 144 heures dans le bassin anaérobie démontrant ainsi l'utilité de l'approche retenue dans la réduction de l'emprise sur le terrain des ouvrages (El Hamouri, 2005).

Les valeurs correspondantes pour le RAFADE pour C₁ et C₂ obtenues à l'IAV sont respectivement 0,56 et 1,82.

$$E = 1 - 1,82 (\text{TRH}) - 0,56 \quad (2)$$

Tableau 2.2: Valeurs des constantes empiriques caractéristiques et les TRH correspondants pour avoir un taux d'élimination de la DCO de 80% pour différents systèmes anaérobies

(Température >20°C)

Système ⁽¹⁾	C1	C2	TRH (h) pour E = 80%
UASB ⁽²⁾	0,68	0,68	5,5
EGSB ⁽²⁾	0,56	0,60	5,5
Filtre anaérobie ⁽²⁾	0,87	0,50	20
RALF ⁽²⁾	1,53	0,64	24
RAFADE (Rabat)** ⁽³⁾	1,82	0,56	45
Bassin anaérobie * ⁽²⁾	2,4	0,50	144 (6 j)

* le taux d'abattement de la DBO ; ** la température oscille entre 14 et 26 °C. ⁽¹⁾ les systèmes présentés

comporte un seul réacteur à l'exception du SADP qui consiste en deux réacteurs en série ; ⁽²⁾ les données sont rapportées par van Haandel et Lettinga (1994) ; ⁽³⁾ El Hafiane (2003).

9.2. Expression de la performance des réacteurs

L'expression de la performance d'un système de traitement se fait en général par un taux d'abattement d'un paramètre de pollution de l'eau. Celui de la DCO est calculé en se référant à l'équation (3) :

$$\text{TADCO} = (\text{DCOt in} - \text{DCOd ef}) / \text{DCOt in} \quad (3)$$

Avec

TADCO: Taux d'abattement de la DCO ;

DCOt in: DCO totale de l'influent ;

DCOd ef: DCO décantée de l'effluent.

II- MATERIELS & METHODES

1. Présentation de l'unité de prétraitement :

Le prétraitement est composé d'un RAFADE, un décanteur et un filtre à gravier.

L'unité anaérobie consiste en deux filières semblables placées en parallèle pour éviter les arrêts éventuels de la station en période d'entretien et de maintenance. En cas de problème sur

l'une des filières, la totalité du débit est basculé sur la filière en fonctionnement identique mise en parallèle.

Chacune de ces deux filières est constituée de deux réacteurs placés en série (R1 & R2). Un décanteur externe est placé à la sortie des réacteurs. Il reçoit l'effluent des deux filières. Dans ce travail, notre étude est consacrée uniquement aux réacteurs de la série gauche.

1.1. Les réacteurs R1 et R2

Les réacteurs ont une forme cylindrique de 3 m de diamètre et sont construits en béton. Ils ont les profondeurs respectives de 5.30 et 5.00 m. La partie construite au dessus du sol est de 2.50 m pour R1 et 2.00 m pour R2 (figure 2.2). Ces réacteurs à alimentation ascendante, sont complètement couverts (pas de contact entre l'eau usée contenue dans le réacteur et l'atmosphère) à l'aide d'un système qui permet aussi la collecte de biogaz. Le tableau 2.3 présente les dimensions des réacteurs et donne les principaux paramètres de conduite du RAFADE.

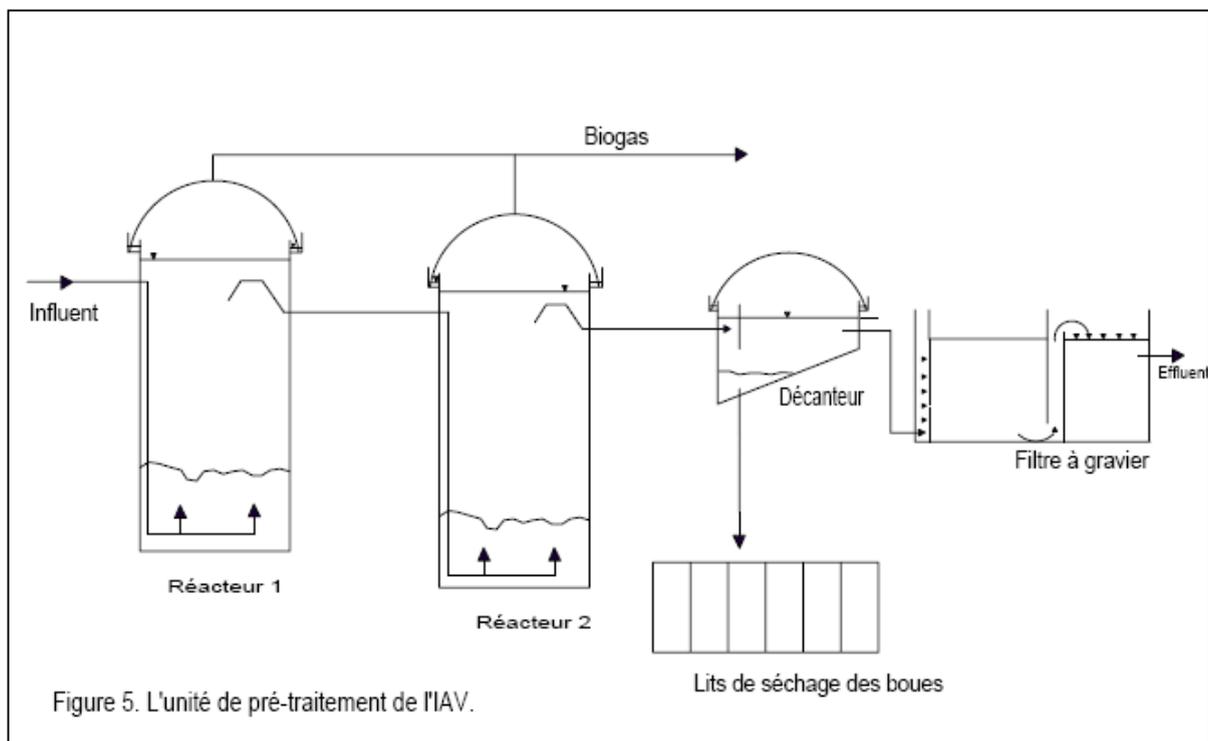


Figure 2.8 : l'unité de prétraitement de l'IAV

Tableau 2.3 : Dimensions et paramètre de conduite du RAFADE

	Réacteur R ₁	Réacteur R ₂
Profondeur (m)	5.30	5.00
Surface (m ²)	7.06	7.06
Diamètre (m)	3.0	3.0
Volume (m ³)	33	31
TRH (h)	24	23
TRS Moyen (d)	32	32
Vitesse d'ascension (m h ⁻¹)	0.1 – 0.6	0.1 – 0.6
Nombre de conduites (entrée)	2	2
Nombre de conduites (sortie)	1	1
Charge hydraulique (kg COD m ⁻³ d ⁻¹)	0.76	0.40

TRH : temps de rétention hydraulique ; TRS : temps de rétention des solides.

1.2. Le décanteur (D)

Il sert à piéger les MES contenus dans l'effluent du réacteur R2. Les particules en suspension, dont la densité est supérieure à celle de l'eau, sédimentent sous l'influence de leur propre poids et s'accumulent au fond de l'ouvrage. L'eau décantée est collectée en surface, elle est dite clarifiée. Le moteur de cette séparation est donc la gravité.

Il est de type longitudinal, avec 2 m de long, 1 m de large et 1,7 m de profondeur moyenne. Le volume utile du décanteur est 3,4 m³. Les boues piégées dans le décanteur sont évacuées quotidiennement vers les lits de séchage.

1.3. Les lits de séchage des boues

Cette unité consiste en six lits de séchage ayant chacun 2 m de long et 0.8 m de large. Les lits sont remplis d'une première couche de gravier de 0,2m d'épaisseur et une deuxième de sable de 0,4 m et sont munis d'un système de drainage de l'eau filtrée. Le liquide drainé est remis à l'entrée des réacteurs.

1.4. Le filtre à gravier

Le filtre à gravier ayant une forme rectangulaire sert à piéger les particules de faible densité et qui ne sont pas arrêtées par le décanteur. Ce filtre comporte deux unités consécutives : la

première à écoulement horizontal (EH) et la seconde à écoulement vertical (EV). (Voir figure 2.2)

2. Etude de la colonne d'eau

2.1. Echantillonnage et mesure in situ

Des campagnes d'analyses hebdomadaires sont effectuées pendant une période d'un mois pour suivre les variations des différents paramètres sur toute la profondeur de la colonne d'eau au niveau des réacteurs de la série gauche. Ces campagnes consistent à faire des prélèvements ponctuels aux profondeurs de 1, 2, 3 et 4 mètres de chacun des deux réacteurs. La prise d'échantillons est effectuée à l'aide d'un instrument confectonné sur place. Cet instrument en pvc et de 6m de longueur (voir photo), est introduit à l'intérieur des réacteurs à travers le trou d'inspection aménagé dans le couvercle des réacteurs. Des analyses sont effectuées immédiatement après prélèvement dans le laboratoire situé à 200 mètres de la station.

Des mesures ponctuelles de la conductivité électrique sont effectuées in situ à l'aide d'un conductivimètre (WTW LF 197).

2.2. Méthodes d'analyse

Les paramètres physico-chimiques suivants : DCO totale (DCOt), DCO décantée après 30 mn (DCOd), MES, MST, MVS et MVT sont déterminés sur les échantillons prélevés. La détermination des MES a été effectuée par filtration sur papier whatman type GF/C. Il est à noter que ce travail ne rapporte pas de résultats sur les MVS, cela est dû à la mauvaise qualité du filtre utilisé qui après 2 heures dans le four à 525°C donne une valeur du poids (MES+filtre) inférieure au poids propre du filtre.

Les méthodes d'analyse utilisées sont celles décrites dans «Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1989) ».

3. Etude des performances du RAFADE

3.1. Echantillonnage et mesure in situ

Les performances du RAFADE sont évaluées à l'aide de campagnes hebdomadaires qui consistent en des prélèvements au niveau de l'influent et de l'effluent de chaque composante

du système c'est-à-dire l'eau brute, la sortie de chaque réacteur R1 et R2, le décanteur et la sortie finale de la série de gauche (l'effluent final du système).

La technique d'échantillonnage adoptée est celle de **l'échantillon composite** qui consiste à effectuer des prélèvements toutes les deux heures pendant la matinée et la soirée. Les échantillons prélevés sont par la suite mélangés pour confectionner un échantillon composite avant les analyses. Les échantillons prélevés sont transportés immédiatement au laboratoire situé à 200 m de la STEP où ils sont conservés à 4° C avant le mélange et la confection de l'échantillon composite.

3.2. Méthodes d'analyse

Les échantillons composites confectionnés sont analysés pour la détermination des paramètres physico-chimiques suivants : DCO totale (DCOt), DCO décantée après 30 mn (DCOd), MES. La détermination des MES a été effectuée par filtration sur papier whatman type GF/C.

L'efficacité d'un système de traitement dans l'élimination d'un paramètre de pollution est définie comme le rapport de la différence entre les concentrations à l'entrée et à la sortie du réacteur par rapport à de la concentration à l'entrée. Cette efficacité est exprimée en % :

$$A = \frac{(C_i - C_e)}{C_i} \times 100$$

Où A : taux d'abattement de l'élément S

C_i : la concentration à l'entrée

C_e : la concentration à la sortie

4. Traitement des boues

Chaque jour, les boues piégées dans le décanteur sont évacuées vers une unité de séchage (figure). Cette dernière occupe une superficie de 12 m² et comporte 6 lits de séchage de dimension 2 m x 1 m. Les boues sont étalées sur les lits de séchage et subissent une déshydratation naturelle à l'air libre.

Un suivi régulier des boues durant le séchage sur les lits est réalisé pendant 11 jours afin de connaître la quantité de boues sèches produites par jour. Ce suivi consiste à peser les boues contenues dans chaque lit après le séchage à l'aide d'une balance. Egalement dans cette étude, on a déterminé le débit entrant par jour dans les réacteurs, afin de connaître la vitesse d'ascension de l'influent dans les réacteurs. Cet autre travail a pour but de trouver une corrélation entre le débit entrant, la vitesse d'ascension et la quantité de boues sèches produites par jour.

Egalement un autre suivi régulier de l'humidité des boues a été réalisé pendant ce mois de juin durant le séchage sur les lits.

III- RESULTATS & DISCUSSIONS

1- La conductivité électrique

La valeur de la conductivité électrique (CE) augmente de l'entrée (1430 $\mu\text{S}/\text{cm}$) vers la sortie du RAFADE (1687 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (tableau) témoignant d'une minéralisation progressive de la matière organique au niveau des réacteurs.

Tableau 2.4 : Conductivité électrique de l'influent et de l'effluent de chacune des composantes du RAFADE (mois de juin 2010)

paramètre	influent	Réacteur 1	Réacteur2	Décanteur	Effluent final
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1430	1590	1605	1665	1687

La conductivité électrique (CE) mesurée au niveau du lit de boues qui occupe une hauteur inférieur à 1 m dans les deux réacteurs R1 et R2 (entre 0,8 et 0,9 environ dans R1 et de 0,5 m dans R2) du fond du réacteur est plus faible que celle régnant dans le reste du réacteur (figure profil). Cette stratification est liée au processus de minéralisation qui se produit au niveau de ce lit de boues. Les éléments minéraux libérés sont solubilisés puis progressivement entraînés vers le haut du réacteur.

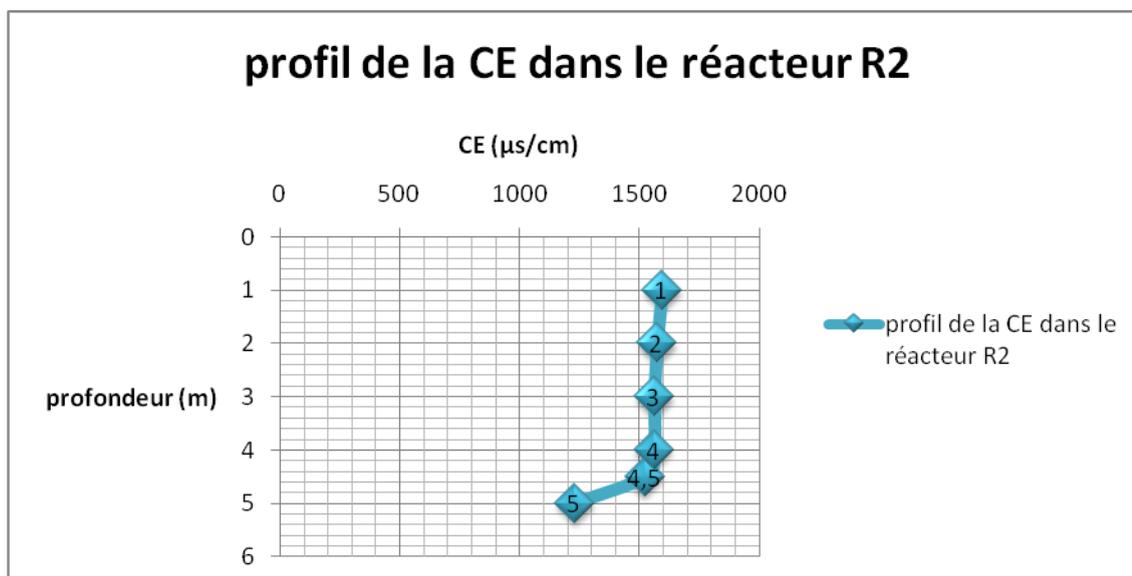
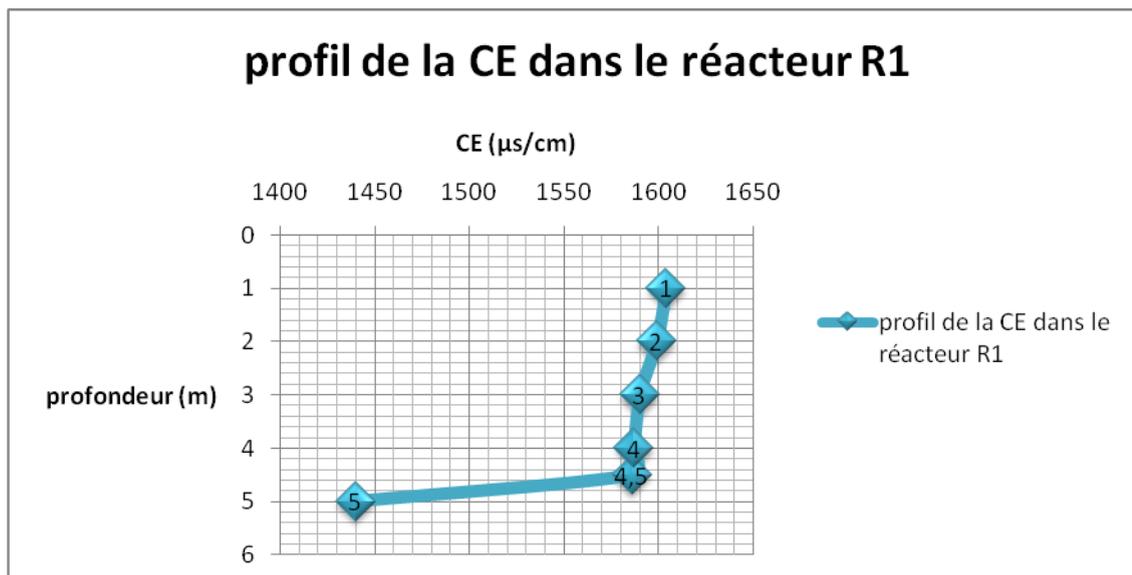


Figure 2.9 : Profils de la conductivité électrique (CE) dans les réacteurs R1 et R2

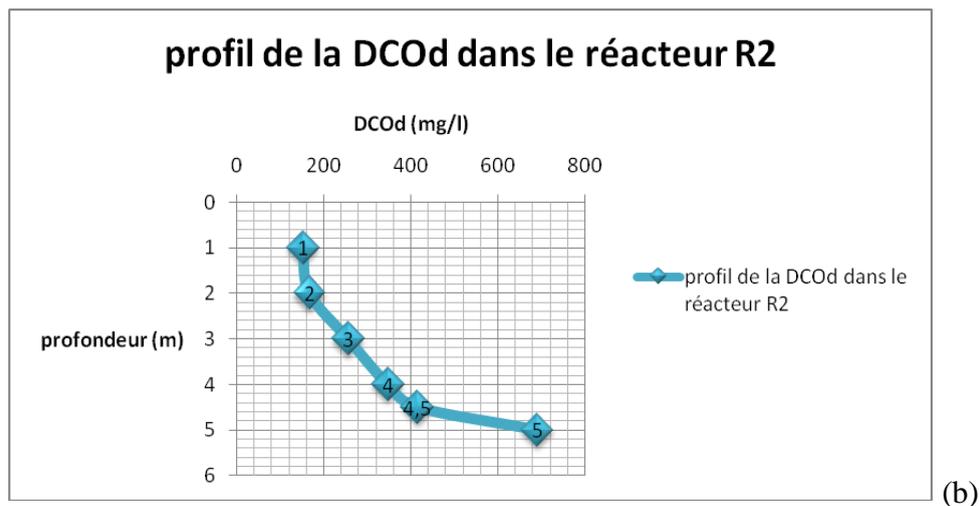
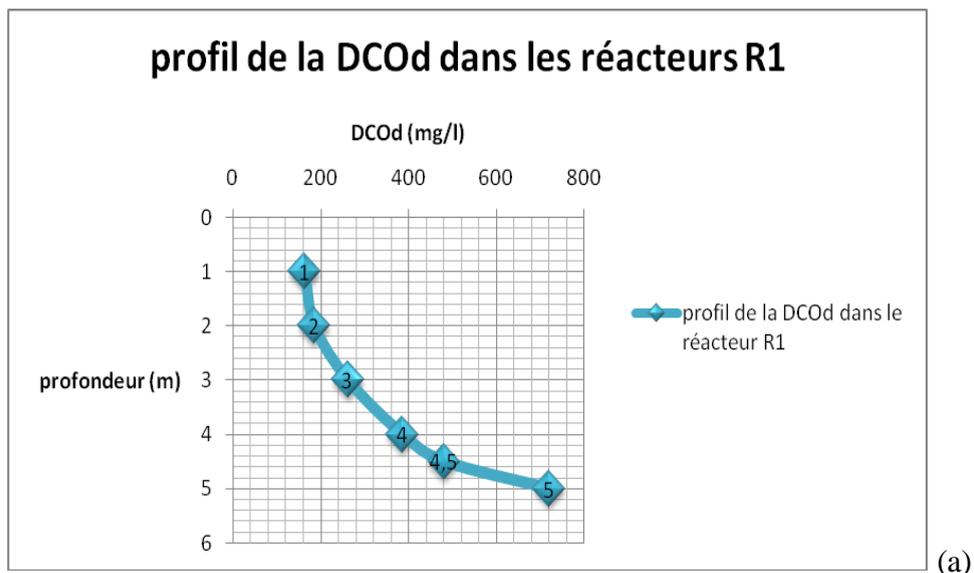
2. Matière organique

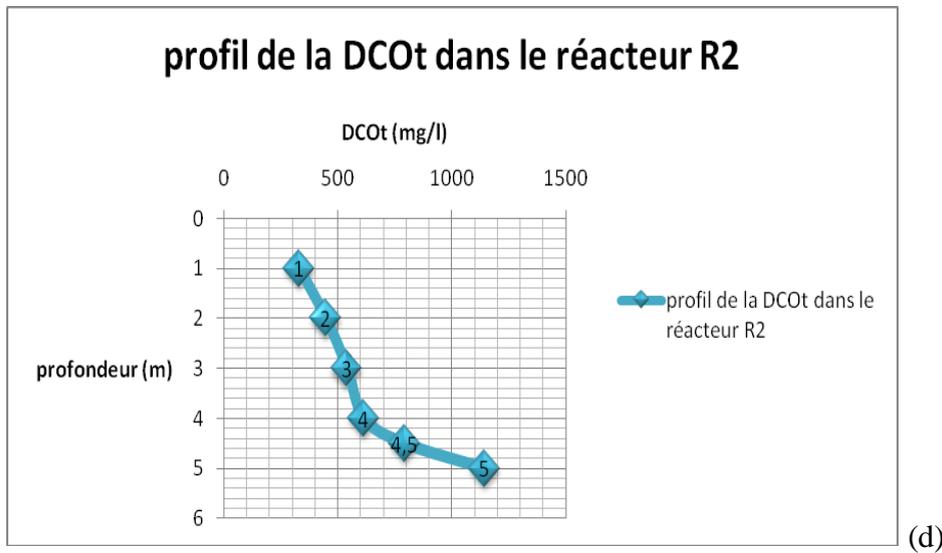
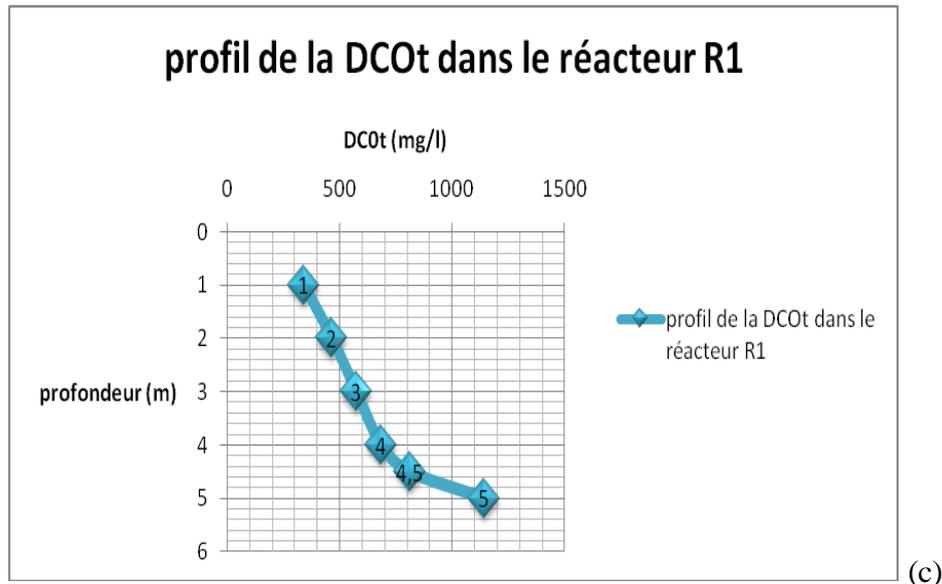
Il existe deux tests standards basés sur l'oxydation de la matière organique : la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO) (APHA, 1989). La biodégradabilité de la matière organique dans le test de la DBO est menée dans les conditions aérobies ; le résultat n'indique pas nécessairement la biodégradabilité de cette matière organique dans un système de traitement anaérobie. Sous les conditions anaérobies, la quantité de matière organique qui peut être dégradée biologiquement est souvent supérieure à celle représentée par la DBO₅. Par conséquent, pour évaluer l'efficacité d'un système anaérobie dans l'élimination de la matière organique, il est préférable d'utiliser les résultats du test de la DCO (Hall, 1992 ; Van Haandel & Lettinga, 1994).

2.1. Répartition de la matière organique dans les réacteurs

Les réacteurs présentent une stratification nette entre le lit de boues et le reste du réacteur. Le lit de boues est situé entre 4 m et 5 m pour R1 (du haut vers le bas du réacteur) soit environ 0,8 à 0,9 m de hauteur et entre 4,5 m et 5 m pour R2, soit 0,5 m de hauteur. Il constitue le foyer de la matière organique au niveau des réacteurs. La concentration en DCOt est très élevée au niveau de ce lit et atteignant autour de 857 mg O₂/l en moyenne. Dans le reste du réacteur, on note un léger gradient de la DCOt où la concentration diminue en allant du bas vers le haut du réacteur (Figure 2.4 (a) et (b)).

En terme de matière organique décantée après 30 mn, un gradient est observée sur le profil des deux réacteurs. La concentration en DCOd en allant du bas vers le haut des réacteurs. Elle passe de 720 dans le fond à 163,2 mg O₂/l à la sortie de R1 et de 691,2 à 152,64 mg O₂/l dans R2 (Figure 2.4 (c) et (d)), montrant que la digestion de la matière organique se fait sur toute la colonne des réacteurs au cours de la progression de l'effluent vers la sortie du réacteur.





Figures 2.10 : Profils de la DCOd (a) et (b) et de la DCOt (c) et (d) dans les réacteurs R1 et R2

2.2. Performances du RAFADE dans l'élimination de la matière organique

Van Haandel & Lettinga (1994) proposent de calculer le rendement d'élimination de la DCO en défalquant de la DCOt de l'effluent la fraction correspondant à la DCO particulaire susceptible de décanter au bout de 30 minutes. Ainsi, pour exprimer la performance réelle des réacteurs, les auteurs utilisent les formules suivantes pour déterminer les parts de DCO éliminées et les taux d'abattement ou d'élimination de la DCO opérés par les systèmes anaérobies à lit de boues :

$$\diamond DCO_{\text{éliminée}} = DCO_{\text{influent}} - DCO_{\text{effluent}} \quad (1)$$

$$\diamond \text{Taux d'abattement de DCO} = \frac{(DCO_{\text{influent}} - DCO_{\text{effluent}})}{DCO_{\text{influent}}} \quad (2)$$

En appliquant l'expression (2) au RAFADE de l'IAV, le taux d'abattement ou d'élimination (TE) de la DCO atteint 87% avec une concentration résiduelle en DCOd de 1001 mg/l pour l'effluent final (voir tableau).

Tableau 2.5 : Taux d'abattement par composante de la matière organique dans le RAFADE (juin 2010)

paramètre	influent	Réacteur 1		Réacteur 2		Décanteur		Effluent final		TE global (%)
		Valeur	TE %	Valeur	TE %	Valeur	TE %	Valeur	TE %	
DCOt (mgO ₂ /l)	791	537	32	376	30	312	17	104	67	87
DCOd (mgO ₂ /l)	-	367	-	251	-	124	-	101	-	87

3. Matières en suspension (MES)

3.1. Répartition des MES dans les réacteurs

Les réacteurs R1 et R2 montrent une nette stratification des MES entre le lit de boues et le reste du réacteur (figure 2.11). Au niveau du lit de boues, entre 4 ; 4,5 et 5 m (du haut vers le bas du réacteur) la concentration moyenne en MES est de 28.000 mg/l dans R1 et de 27.000 mg/l dans R2. Dans le reste de la colonne d'eau (entre 1 et 3 m), la concentration en MES varie de 3000 à 6000 mg/l pour R1 et de 1000 à 7000 mg/l pour R2.

Cette stratification montre que les boues présentent de bonnes propriétés de décantabilité. Van Haandel & Lettinga (1994) rapportent que les profils typiques montrant une concentration élevée en MES au fond du réacteur suivi d'une chute brusque de cette concentration dans le reste de la colonne d'eau est une caractéristique du bon fonctionnement d'un réacteur à lit de boues.

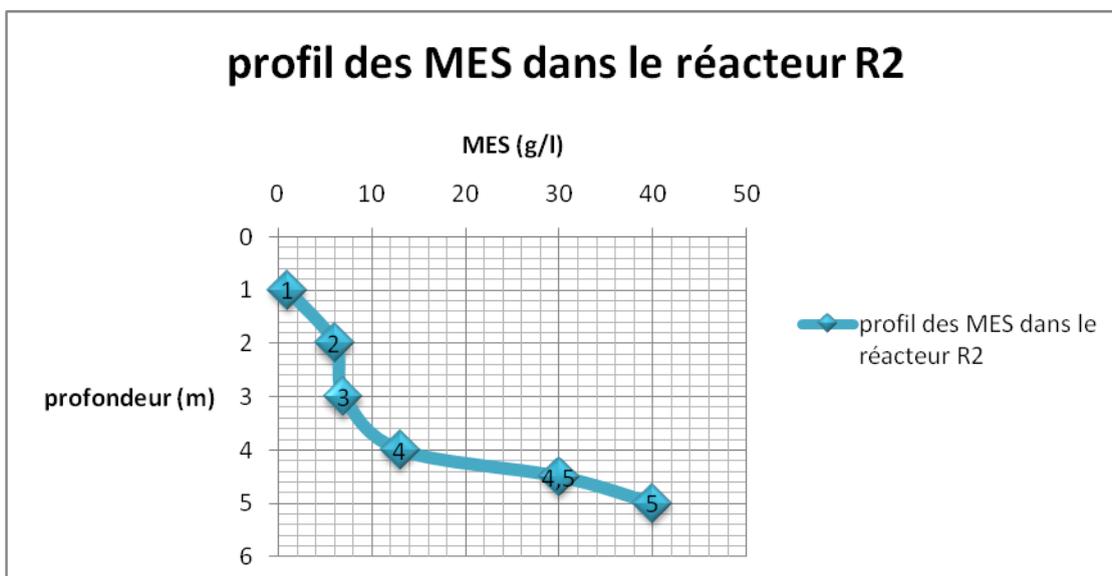
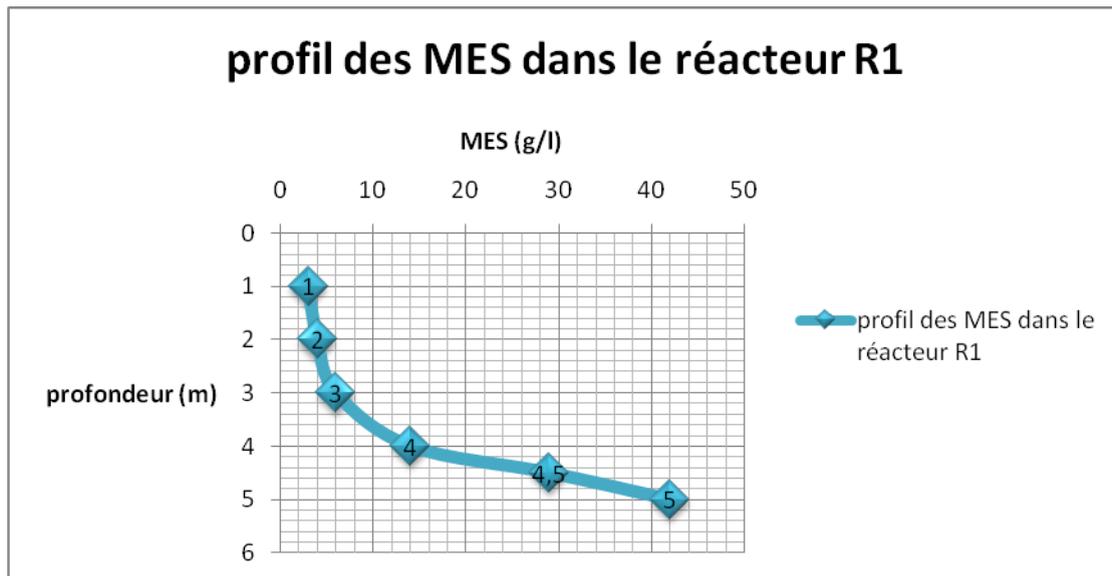


Figure 2.11 : Profils des MES dans les réacteurs R1 et R2

3.2. Performances du RAFADE dans l'élimination des MES

Le taux d'élimination global des MES atteint dans le RAFADE 83% (tableau) avec un débit à l'entrée d'environ 2 l/s. Ce rendement important s'explique par le bon fonctionnement du filtre à gravier placé en aval du RAFADE, qui empêche les particules peu denses de passer au niveau de l'effluent final, permettant donc cette élimination de 83% des MES avec une concentration résiduelle au niveau de l'effluent de 40 mg/l.

Tableau 2.6 Taux d'abattement par composante des MES dans le RAFADE (juin 2010)

Débit entrant Q ~2 l/s

paramètre	influent	Réacteur 1		Réacteur 2		Décanteur		Effluent final		TE global (%)
		Valeur	TE %	Valeur	TE %	Valeur	TE %	Valeur	TE %	
MES (mg/l)	240	220	8	200	9	80	60	40	50	83

4. Matières sèches totales (MST) et Matières volatiles totales (MVT)

Les concentrations des MST et MVT varient d'un niveau à un autre dans les réacteurs (Figure). Au niveau du lit de boues, la concentration moyenne en MST est de 19 g/l dans R1 dont 27% sont sous forme organique (MVT). Dans le réacteur R2, cette concentration est en moyenne de 43 g/l dont 38% sont sous forme organique.

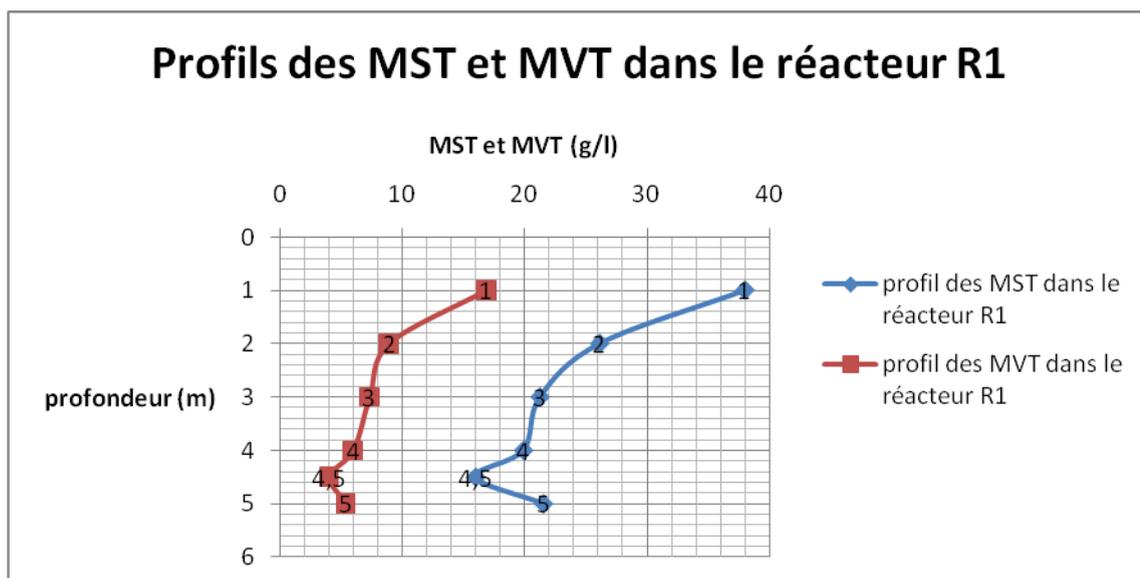


Figure 2.12: Profils des MST et MVT dans les réacteurs R1 et R2

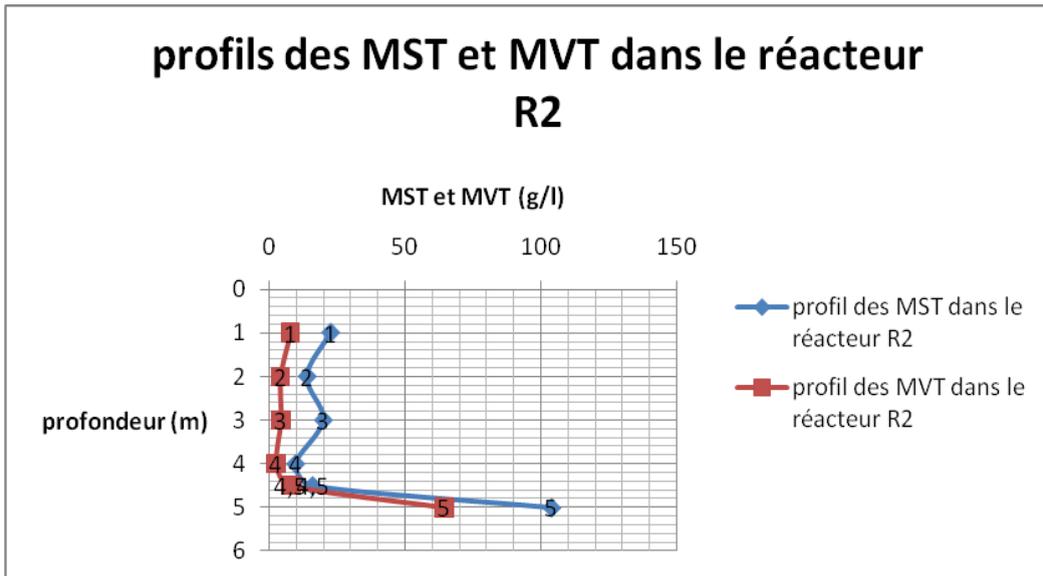


Figure 2.13 : Ratios MVT/MST dans le réacteur R2

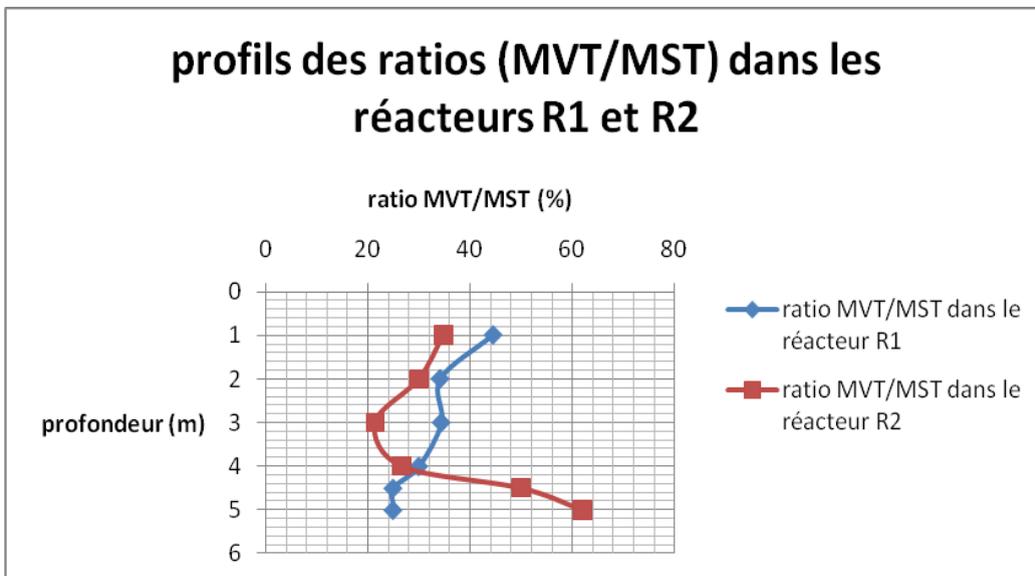


Figure 2.14 : Ratios MVT/MST dans les réacteurs R1 et R2

5. Séchage des boues

5.1. Evolution de l'humidité des boues au cours séchage

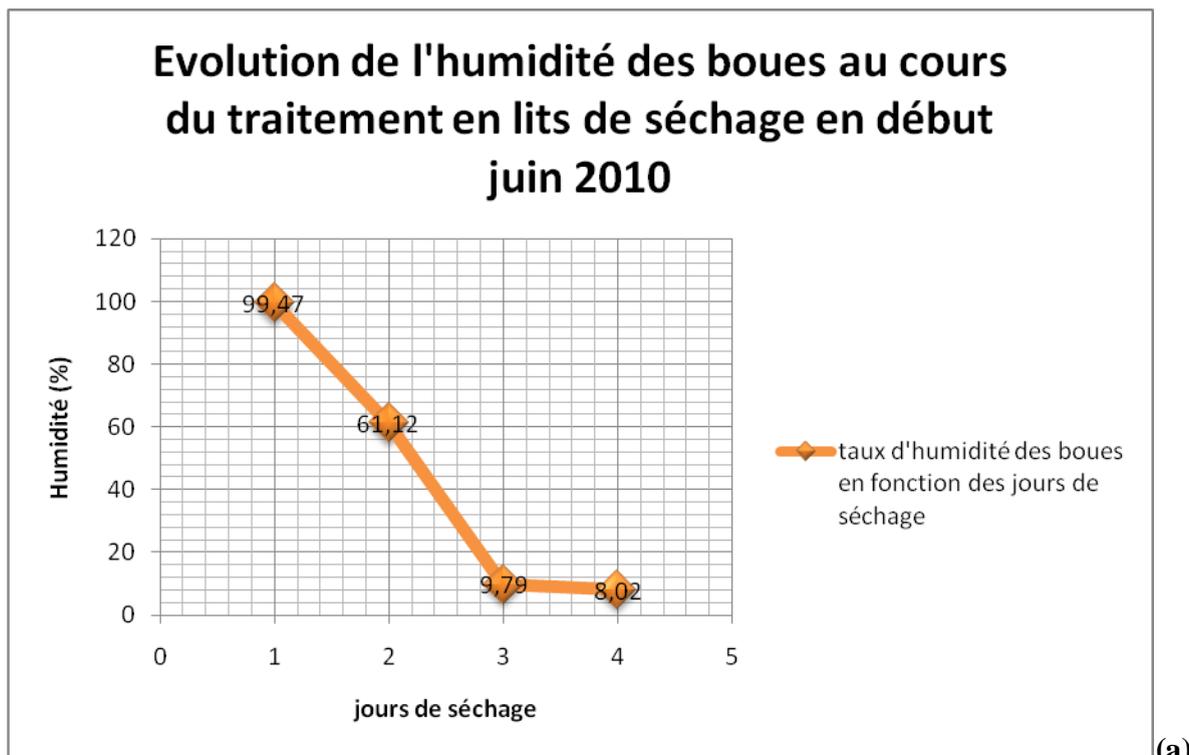
Les boues piégées au niveau du décanteur sont évacuées quotidiennement et étalées ensuite sur des lits de séchage. le traitement adopté est une déshydratation naturelle des boues sur les lits, mettant ainsi à profit les conditions climatiques favorables de ce mois de juin 2010.

Dans les conditions climatiques de Rabat, l'humidité de la boue initialement de 99% atteint 8% au bout de 3 jours au début du mois de juin (avec une température météo moyenne de 24°C dans la matinée) et 7% au bout de 5 jours à la fin du mois de juin (avec une température météo moyenne de 25°C dans la matinée). Etant donné que l'écart de température n'est pas important, cette différence de durée de séchage peut être expliquée d'une part par la quantité de boues évacuées sur le lit (plus la quantité évacuée est moindre, plus la durée de séchage est courte) .D'autre par la qualité du filtre utilisé sur le lit ,car la durée de 5 jours correspond dans ce cas précis au lit 5 qui comporte un filtre à gravier et celle de 3 jours correspond au lit 3 comportant un filtre à sable.

Formule de calcul du taux d'humidité des boues :

$$Hu = \frac{(Wt - Ws)}{Wt} = 1 - \frac{Ws}{Wt} = \frac{Wa}{Wt}$$

- Où : Hu : humidité de l'échantillon de boues
- Wt : poids de l'échantillon de boues
- Ws : poids des matières solides dans l'échantillon
- Wa : poids de l'eau dans l'échantillon



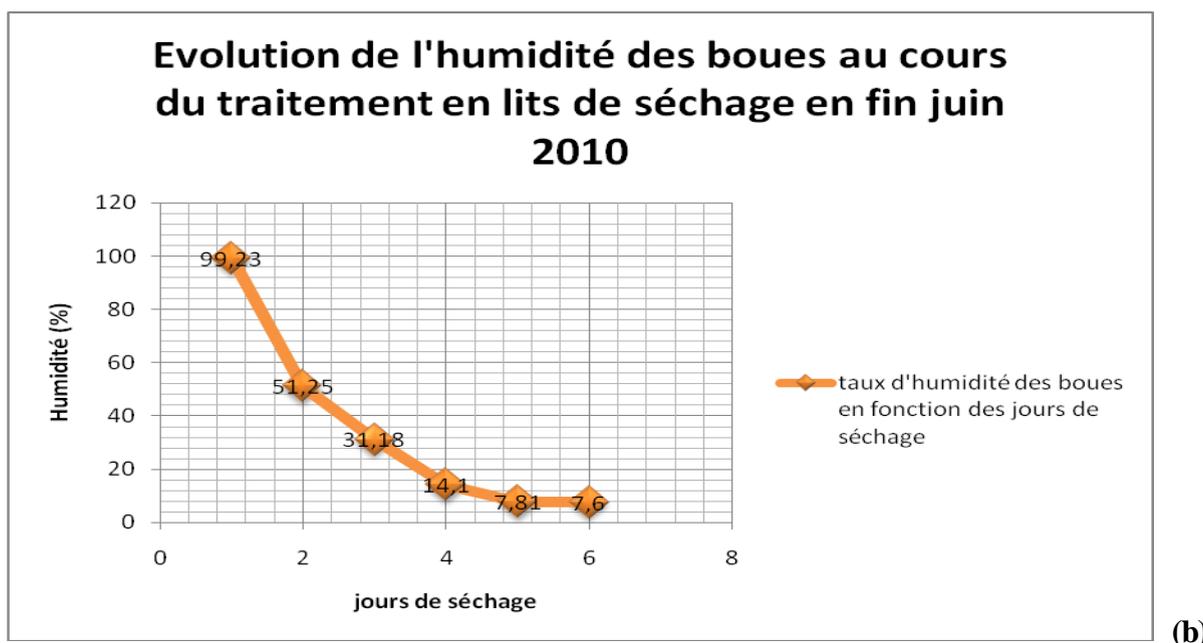


Figure 2.15 : Evolution de l'humidité des boues au cours du traitement en lits de séchage en début juin (a) et en fin juin 2010 (b)

5.2. Production de boues sèches

La quantité de boues sèches produites par jour est en moyenne de 5,48 kg soit 0,22 kg/m³ d'eau traitée et varie selon les jours (voir tableau 2.7) dont le maximum est de 10,8 kg (avec un débit entrant de 22,32 m³/j et une vitesse d'ascension dans les réacteurs de 0,13) et d'un minimum de 0,76 kg (avec un débit entrant de 22,32 m³/j et une vitesse d'ascension dans les réacteurs de 0,13). Ainsi, nous remarquons que cette quantité de boues sèches produites par jour n'est pas en corrélation dans tous les cas avec le débit et la vitesse d'ascension. Puisque pour un même débit et donc une même vitesse d'ascension (car la surface du réacteur étant constante de 7,065 m²) ou encore pour un débit élevé ou faible, on peut avoir une faible ou une forte production de boues sèches. Toutefois, il est à noter qu'il existe une corrélation dans certains cas, où un débit moyen correspond à une production moyenne de boues sèches et un faible débit correspond à une production moindre.

Ce manque de corrélation peut être expliqué en partie par le sous-dimensionnement du décanteur placé en aval de R2 qui élimine 60% des MES ainsi que la nature des MES composées de particules avec un SVI ou indice de décantation important. Ces dernières empêchent donc les boues de décanter facilement, ce qui fait que la totalité des boues contenues dans le décanteur n'est pas évacuée sur le lit chaque fois.

Tableau 2.7 : Kilogramme de boues sèches produites par jour dans le RAFADE

	Lit2	Lit3	Lit4	Lit5	Lit2	Lit3	Lit4	Lit5	Lit2	Lit3	Lit4
Date d'évacuation	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
Débit (m³/j)	33,48	40,92	14,88	22,32	22,32	18,6	22,32	22,32	22,32	40,92	18,6
Vitesse d'ascension (m/h)	0,20	0,24	0,09	0,13	0,13	0,11	0,13	0,13	0,13	0,24	0,11
Nombre de jours de séchage	5	5	5	5	4	4	3	8	5	4	4
Kg de boues sèches	5,45	6,4	6,5	0,76	3,8	3,95	5,45	10,8	7	6,4	3,82

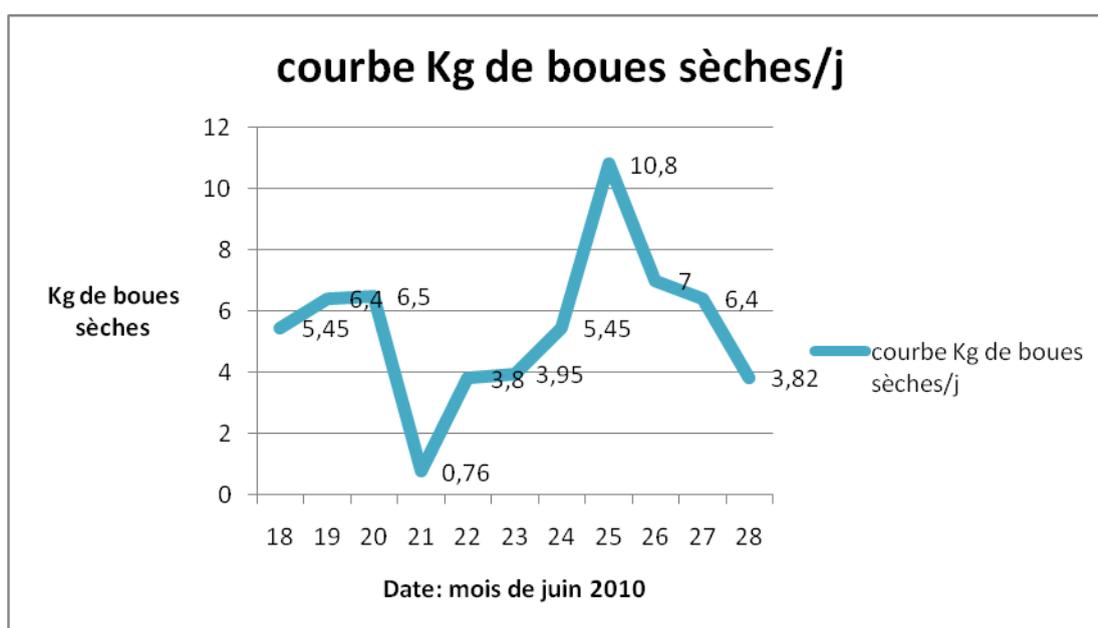


Figure 2.16: Kilogramme de boues sèches produites par jour

Conclusion

L'étude des performances épuratoires actuelles du RAFADE a montré de très bons rendements dans l'élimination de la matière organique, les MES et la stabilisation des boues, à savoir : DCO : 87 % et MES : 83 %. Au niveau du lit de boues, la concentration moyenne en MST est de 19 g/l dans R1 dont 27% sont sous forme organique (MVT). Dans le réacteur R2, cette concentration est en moyenne de 43 g/l dont 38% sont sous forme organique.

Par ailleurs, ce travail a permis d'établir les ratios de boues sur la production et le séchage des boues. Ces valeurs sont :

- ✓ la quantité de boues sèches produites par jour est en moyenne de 5,48 kg soit 0,22 kg/m³ d'eau traitée et varie selon les jours, avec une durée moyenne de séchage de 5 jours et une température moyenne de 25°C.
- ✓ . l'humidité de la boue initialement de 99% atteint 8% au bout de 3 jours au début du mois de juin (avec une température météo moyenne de 24°C dans la matinée) et 7% au bout de 5 jours à la fin du mois de juin (avec une température météo moyenne de 25°C dans la matinée).

CHAPITRE 3 : LE DEVENIR DE L'AZOTE DANS LE CAHR

Introduction

Le Chenal Algal à Haut Rendement (CAHR) a été mis au point à la suite des travaux d'Oswald(1957) en Californie. Le CAHR est un réacteur photosynthétique dans lequel, cohabitent des algues microscopiques avec des bactéries hétérotrophes. Ce bassin a la forme d'un carrousel avec une faible profondeur (entre 35 et 50 cm). Le contenu est maintenu en circulation permanente grâce à une roue à palettes (Oswald et Gotaas 1957; Oswald, 1988 ; El Hamouri, 2005). Il convient particulièrement au pays à climat favorable (température et ensoleillement élevé). C'est un système apparenté au lagunage mais ces critères de dimensionnement (faible profondeur, agitation) ont fait de ce dernier un outil orienté vers une activité photosynthétique optimisée.

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

Les mécanismes régulièrement cités pour expliquer l'élimination de N et P dans le CAHR sont l'assimilation biologique essentiellement algale, la volatilisation de N, la sédimentation sous formes particulières et la précipitation chimique de P sous forme de sels phosphate. Ces mécanismes sont sous dépendance de l'activité photosynthétique, laquelle conditionne la croissance des algues (élimination par assimilation algale) et l'élévation du pH au cours de la journée. L'élévation de pH favorise la conversion de l'ammonium (NH_4^+) en ammoniac (NH_3) (élimination par volatilisation); (Matin et al., 1992 ; Mesplé et al., 1995 ; Nurdogan & Oswald, 1995).

Les études réalisées sur CAHR donneront une réponse à la question sur la nitrification et la dénitrification dans ce dernier.

I- REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Le chenal algal à haut rendement et principe de fonctionnement

Dans ce système, des concentrations saturantes en oxygène dissous (OD) et des valeurs élevées de pH sont obtenues pendant la journée ce qui empêche les bactéries anaérobies de coloniser le bassin.

Le CAHR a une grande capacité de capture de l'énergie solaire ce qui force les algues à produire un maximum d'oxygène pour la dégradation des déchets par les bactéries aérobies. En retour, l'azote, le phosphore et le CO₂ qui résultent de la dégradation de la matière organique sont prélevés et servent à soutenir la croissance algale dans le bassin. (El Hamouri, 2005). Cette complémentarité appelée symbiose, représente le principe de fonctionnement du CAHR utilisé par Oswald comme un système secondaire /tertiaire pour le traitement des eaux usées.

La profondeur constitue un paramètre important dans la conception d'un CAHR du fait que qu'elle est inversement proportionnelle à l'intensité lumineuse dont le contrôle paraît nécessaire pour la bonne fonctionnalité de CAHR. (JALAMI, 2009)

L'augmentation de la profondeur du CAHR entraîne l'augmentation du rapport volume/surface, qui s'accompagne d'une importante stabilité thermique en période hivernale. C'est pourquoi certains auteurs comme AZOV et SHELF (1982) contrairement à OSWALD (1963), recommandent l'augmentation de la profondeur en hivers. Ainsi, la fluctuation des températures entre le jour et la nuit est réduite.

Avec un rapport surface/volume égal à 3,3 m⁻¹, l'effet de la saison sur le suivi des coliformes fécaux est négligeable, et la dépendance de la saison augmente avec la diminution de ce rapport. El Hamouri et al (1994b).

L'agitation mécanique maximise l'exposition des cellules algales en suspension à la lumière et améliore la conversion de l'énergie solaire en biomasse algale. Elle permet d'éviter le phénomène de la photo inhibition qui peut être la conséquence de l'exposition prolongée des cellules algales à la lumière.

Le CAHR en mode tertiaire présente des limites. Les concentrations en DBO et en MES doivent être supportables pour l'écosystème. Pour cela le système doit être précédé d'une unité de prétraitement pour la réduction de ces concentrations.

De fortes concentrations en composés biodégradables favorisent la croissance bactérienne au détriment des algues. Si la pénétration de la lumière est fortement atténuée par le phénomène de diffusion par les cellules bactériennes et par les MES, le CAHR pourrait ne pas devenir vert.

De même les bactéries ne doivent pas être laissées prendre le dessus et empêcher les algues de croître au delà de la limite acceptable.

Le RAFADE, comme unit de prétraitement, permet d'éliminer la matière organique. Ainsi le CAHR en mode secondaire/tertiaire est transformé en mode strictement tertiaire, traitant l'azote et le phosphore.

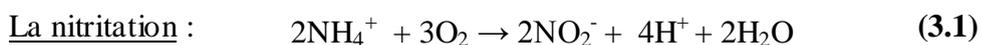
Tableau 3.1 : Valeurs de $k_{20^{\circ}\text{C}}$ d'élimination de la DCOt, de l'azote et du phosphore obtenues sur le CAHR.

	DCOt	Azote total	Phosphore total
$k_{20^{\circ}\text{C}} (\text{d}^{-1})$	-0,245	0,653	0,249

2. Nitrification

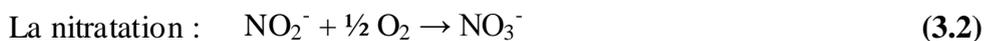
La nitrification est un processus d'oxydation biologique de l'azote, réalisé par les micro-organismes, au cours duquel l'azote passe de la forme ammoniacale (NH_4^+) à la forme nitreuse (NO_2^-), puis nitrique (NO_3^-) (Cédra, 1997). Cette nitrification est réalisée en deux étapes décrites par les réactions (2) et (3):

- par les bactéries de genre *Nitrosomonas* :



2 molécules de NH_4^+ s'associent avec 3 molécules d'oxygène pour donner 2 molécules d'ion nitrique plus de l'eau.

- par les bactéries du genre *Nitrobacter* :



Nitrosomonas et *Nitrobacter* sont des bactéries autotrophes aérobies strictes : elles tirent leur énergie de l'oxydation du carbone présent dans le dioxyde de carbone ; par contre, elles ont

besoin d'oxygène pour leur respiration. La nitrification dépend de plusieurs facteurs, dont les principaux sont :

- la charge massique : le développement des bactéries autotrophes est plus lent que celui des bactéries hétérotrophes. Ainsi, pour assurer une nitrification importante, il faut favoriser l'accroissement de la biomasse nitrifiante.
- la concentration en oxygène dissous (influence forte) : le rendement augmente avec le taux d'oxygène dissous dans l'eau, et l'on considère généralement qu'une concentration d'au moins 2 mg O₂/l est souhaitable ;
- la température : le développement optimal des bactéries se situe autour de 30°C, et une baisse de la température implique un temps de résidence plus long pour obtenir un même taux de nitrification. Nitrobacter serait plus sensible que Nitrosomonas à des fluctuations de température ;
- le pH : en dehors de la gamme 6,0 à 9,6, le procédé de nitrification est totalement inhibé, mais il semble délicat de définir la gamme optimale de pH : certains donnent 8,0 à 9,0, d'autres 7,5 à 8,5, ou encore 7,2 à 9,0. En outre, le procédé consommant de l'alcalinité, le pH a tendance à diminuer. La solution consiste alors à stripper le CO₂ afin de limiter l'acidification du milieu ;
- le phosphore : les concentrations nécessaires varient beaucoup selon les auteurs, mais une concentration minimum de 0,5 mg/l ne serait pas limitant.

3. Dénitrification

La dénitrification biologique est un procédé efficace mais difficile à mettre en œuvre. C'est la réduction de l'azote nitrique à l'état d'azote gazeux par l'intermédiaire de bactéries dénitrifiantes. Ces bactéries sont essentiellement de la famille des *Pseudomonas* qui utilisent les nitrates à la place de l'oxygène de l'air et qui les transforment en azote gazeux selon la réaction (2.2) (Matsubara, 1970 in Martin 1979) :



Les bactéries impliquées dans ces réactions ont besoins de carbone organique comme source d'énergie (Cornell University, 1978). Cette réaction est importante en ce sens qu'elle permet

de faire disparaître le nitrate en le transformant en azote gazeux qui s'échappe dans l'atmosphère.

Les principaux facteurs influençant la dénitrification sont :

- Le substrat : la concentration en carbone est un facteur limitant dans la mesure où un apport insuffisant entraîne une dénitrification incomplète. En outre, la qualité de l'apport carboné est primordiale car il s'est avéré que les composés à un seul carbone constituent les substrats idéaux. En terme de quantité, le procédé est ralenti si le rapport $DBO_5/N_{\text{à dénitrifier}}$ devient inférieur à 2 ; l'USEPA (agence environnementale américaine) préconise même une valeur minimale de 3. Idéalement, ce rapport est de 10 ;
- La concentration en oxygène dissous : de façon générale, l'oxygène inhibe la synthèse des enzymes nécessaires à la dénitrification. Il faut donc une absence totale d'oxygène. Cependant, s'il y a eu des conditions anoxiques favorisant cette synthèse enzymatique, l'apparition de conditions légèrement aérobies ne remet pas en cause la dénitrification .
- La température : l'optimum se situe dans la gamme 25 à 30°C, mais le processus peut avoir lieu entre 5 et 50 °C. Si une baisse de température ne constitue pas un frein à la cinétique de la réaction, une augmentation de température active la dénitrification de façon très nette ;
- Le pH : l'efficacité de la dénitrification diminue fortement en dehors de la gamme 6,0 à 8,0, avec un optimum se situant aux alentours de 7,0 – 7,5. En outre, on observe une augmentation de l'alcalinité, qui ne compense cependant pas celle de l'acidité lors de la nitrification ; l'évolution du pH durant la dénitrification dépend alors du pouvoir tampon des eaux à traiter

4. Bioénergétique

La bioénergétique implique l'application des principes de la thermodynamique à des réactions et processus biologiques. Les réactions chimiques sont accompagnées de changement en énergie. La quantité de gain ou de perte d'énergie définit la quantité totale d'énergie impliquée. En thermodynamique G° , connu comme énergie libre Gibbs, est l'énergie

disponible pour faire le travail. ΔG° désigne le changement d'énergie due à une réaction chimique. L'exposant est utilisé pour indiquer le fait que les énergies libres sont obtenues dans les conditions standards (exemple, pH=7 et T=25°C). Si ΔG° pour une réaction est négative, l'énergie est sortie et la réaction se réalisera spontanément comme écrite. De telles réactions sont désignées exergoniques. Si ΔG° est positive, la réaction ne se réalisera pas comme écrite mais l'inverse de la réaction sera réalisé. De telles réactions sont désignées endergoniques. Les réactions avec des valeurs positives de ΔG° peuvent être complétées si on ajoute d'énergie.

Dans les organismes des êtres vivants, l'utilisation de l'énergie est provoquée par des réactions d'oxydoréductions qui sont liées ensemble dans un composé de donneur d'électron et d'accepteur d'électron.

McCarty (1971, 1975) avait développé les demi-équations et les valeurs d'énergies libres pour les différents donneurs et accepteurs d'élections, dans le tableau 3.2. Ces demi-équations peuvent être utilisées pour la détermination des stœchiométries de la nitrification et de la dénitrification selon la relation suivante :

$$\mathbf{R=fsRs + feRa - Rd} \quad \mathbf{(3.4)}$$

Avec R= équation globale

Rs= demi-équation pour la synthèse du tissu cellulaire

Ra= demi-équation pour l'accepteur d'électron

Rd= demi-équation pour le donneur d'électron

fs= fraction du donneur d'électrons utilisée pour la synthèse cellulaire

fe= fraction du donneur d'électrons utilisée pour la production d'énergie

$$fe + fs = 1$$

Le signe moins qui est dans l'équation signifie que l'équation de donneur d'électron dans le tableau 3.2 doit être inversée et puis ajouter aux deux autres équations. La valeur de fs va varier avec le type de donneur d'électron aussi bien que le type de réaction (hétérotrophique contre autotrophique) et accepteur d'électron.

Tableau 3.2 : Demi-équations pour des systèmes biologiques*

Reaction number	Half-reaction	ΔG° (W) KJ per electron equivalent
Reactions for bacterial cell synthesis (Rs)		
1	Ammonia as nitrogen source: $\frac{1}{5}CO_2 + \frac{1}{20}HCO_3^- + \frac{1}{20}NH_4^+ + H^+ + e^- = \frac{1}{20}C_5H_7O_2N + \frac{9}{20}H_2O$	
2	Ammonia as nitrogen source: $\frac{1}{28}NO_3^- + \frac{5}{28}CO_2 + \frac{29}{28}H^+ + e^- = \frac{1}{20}C_5H_7O_2N + \frac{9}{20}H_2O$	
Reactions for electron acceptor (Ra)		
3	oxygen $\frac{1}{4}O_2 + H^+ + e^- = \frac{1}{2}H_2O$	-78.14
4	Nitrate $\frac{1}{5}NO_3^- + \frac{6}{5}H^+ + e^- = \frac{1}{10}N_2 + \frac{3}{5}H_2O$	-71.67
5	Sulfate $\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{19}{16}H^+ + e^- = \frac{1}{16}H_2S + \frac{1}{16}HS^- + \frac{1}{2}H_2O$	21.27
6	Carbon dioxide (methane fermentation) $\frac{1}{2}CO_2 + H^+ + e^- = \frac{1}{8}CH_4 + \frac{1}{4}H_2O$	24.11
Reactions for electron donor (Rd)		
7	Organic donors (heterotrophic reactions) Domestic wastewater $\frac{9}{50}CO_2 + \frac{1}{50}NH_4^+ + \frac{1}{50}HCO_3^- + H^+ + e^- = \frac{1}{50}C_{10}H_{19}O_3N + \frac{9}{25}H_2O$	31.80
8	Protein (amino acids, protein, nitrogenous organic) $\frac{8}{33}CO_2 + \frac{2}{33}NH_4^+ + \frac{31}{33}H^+ + e^- = \frac{1}{66}C_{16}H_{24}O_5N_4 + \frac{27}{66}H_2O$	32.22
9	Carbohydrate (cellulose, starch, sugars): $\frac{1}{4}CO_2 + H^+ + e^- = \frac{1}{4}CH_2O + \frac{1}{4}H_2O$	41.84
10	Grease (fats and oil) $\frac{4}{23}CO_2 + H^+ + e^- = \frac{1}{46}C_8H_{16}O + \frac{15}{46}H_2O$	27.61
11	Methanol $\frac{1}{6}CO_2 + H^+ + e^- = \frac{1}{6}CH_3OH + \frac{1}{6}H_2O$	37.51
Inorganic donor (autotrophic reactors)		
12	$FE^{+3} + e^- = FE^{+2}$	-74.40
13	$\frac{1}{2}NO_3^- + H^+ + e^- = \frac{1}{2}NO_2^- + \frac{1}{2}H_2O$	-40.15
14	$\frac{1}{8}NO_3^- + \frac{5}{4}H^+ + e^- = \frac{1}{8}NH_4^+ + \frac{3}{8}H_2O$	-34.50
15	$\frac{1}{6}NO_3^- + \frac{4}{3}H^+ + e^- = \frac{1}{6}NH_4^+ + \frac{1}{3}H_2O$	-32.62
16		19.48

17	$\frac{1}{6}SO_4^{2-} + \frac{4}{3}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{6}S + \frac{2}{3}H_2O$	21.28
18	$\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{19}{16}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{16}H_2S + \frac{1}{16}HS^- + \frac{1}{2}H_2O$	21.30
19	$\frac{1}{4}SO_4^{2-} + \frac{5}{4}H^+ + e^-$	$= \frac{1}{8}S_2O_3^{2-} + \frac{5}{8}H_2O$	40.46
20	$H^+ + e^-$	$= \frac{1}{2}H_2$	44.33
	$\frac{1}{2}SO_4^{2-} + H^+ + e^-$	$= S_2O_3^{2-} + H_2O$	

*Adapted from McCarty (1975) and Sawyer 1994

Reactants and products at unit activity except $[H^+] = 10^{-7}$

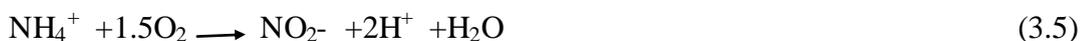
5. Nitrification biologique

Les bactéries nitrifiantes arrachent les électrons à l'ammonium, NH_4^+ et les donnent à l'oxygène ; l'énergie libre obtenue permet à *nitrosomonas* et à *nitrobacter* de se multiplier en utilisant le CO_2 comme source de carbone.

La stœchiométrie de la nitrification, les variables du processus de la nitrification sont discutés dans les lignes suivantes.

La stœchiométrie de la nitrification. La conversion biologique de l'ammonium en nitrate peut être décrite comme suivant :

Conversion de l'ammonium en nitrite par le Nitrosomonas



Conversion de nitrite en nitrate par Nitrobacter



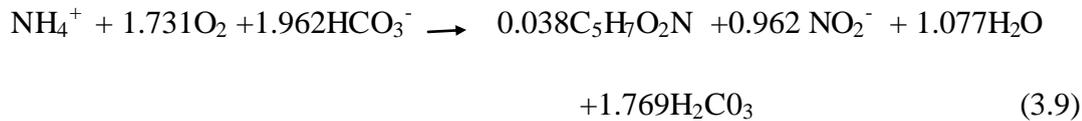
Conversion complète de l'ammonium en nitrate



Avec l'obtention de l'énergie, une partie de l'ion ammonium est assimilée dans le tissu cellulaire. La réaction de la synthèse de la biomasse est la suivante :



$C_5H_7O_2N$ représente les cellules bactériennes synthétisées.



De cette équation ci-dessus il est à noter que pour ce milligramme d'ammonium converti, 3,96 mg de O_2 sont utilisés, 0,31 mg de nouvelles cellules sont formées, 7,01 mg d'alcalinité sont enlevés, et 0,16 mg de carbone inorganique est utilisé. L'oxygène nécessaire pour oxyder 1 mg de l'azote ammoniacal transformé en nitrate (3,96 mg) est moins que la valeur théorique de 4,57 mg calculée par l'équation (3.7) parce que l'ammonium pour la cellule synthétisée n'est pas considéré dans l'équation (3.7). Il en est de même pour l'alcalinité dans l'équation, 7,01 mg contre 7,14 calculé, due à la conversion d'un peu d'ammonium à l'azote cellulaire.

Les tableaux 3.3 suivants donnent les stœchiométries de la nitrification et de la dénitrification de NO_3^- , NO_2^- et OD en suivant la relation de McCarty (1971,1975)

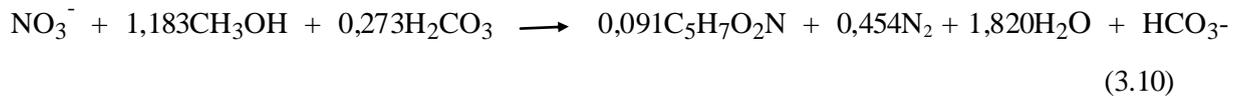
6. Dénitrification biologique

Dans le passé la conversion du nitrate en azote gazeux est souvent identifier comme la dénitrification anaérobie. Cependant les voies biochimiques ne sont pas anaérobiques mais plutôt une modification des voies aérobies dans lesquelles le nitrate sert comme accepteur d'électron ; par conséquence l'utilisation du terme anoxique à la place de anaérobie s'avère approprier. Les bactéries dénitrifiantes obtiennent leurs énergies pour leur croissance de la conversion du nitrate en azote gazeux, mais exigent une source de carbone pour la synthèse cellulaire. Puisque les eaux nitrifiées ont toujours de faibles matières carbonées, une source extérieure de carbone est exigée. Dans la plupart des systèmes de dénitrification, l'apport des eaux usées ou du tissu cellulaire est pour produire les besoin en carbone. Dans le traitement des eaux usées où il y a déficience en carbone, le méthanol, et d'autres composés organiques sont utilisés comme source de carbone.

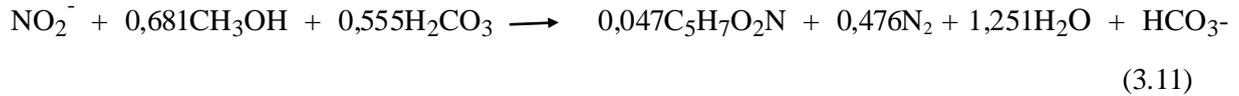
Stœchiométrie de la dénitrification

Avec le méthanol comme source de carbone, la stœchiométrie des différentes étapes de la dénitrification sont comme suit. La quantité exigée de méthanol peut être déterminé en considérant la réaction globale pour l'élimination de nitrate, du nitrite et d'oxygène. Les réactions, qui dérivent des demi-équations qui sont dans le tableau 3.2 , sont données dans les équations 3.10, 3.11 et 3.12. les coefficients de ces équations pour f_s sont respectivement 0,1 , 0,3 et 0,3.

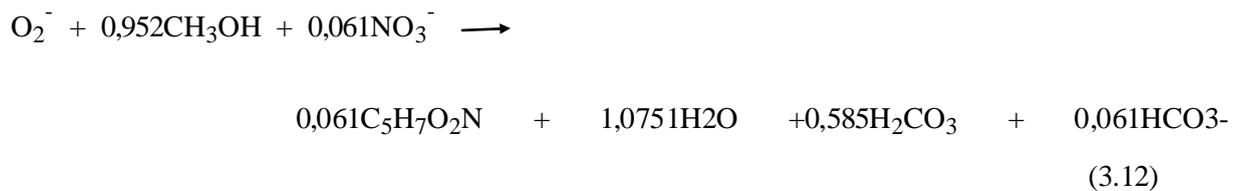
Pour l'élimination de nitrate



Pour l'élimination de nitrite



Pour l'élimination d'oxygène



En se référant à l'équation 3.10, on note que pour la conversion d'un (1) milligramme de d'azote nitrique il faut utiliser 2,70 mg de CH₃OH, 0,74 mg de nouvelles cellules sont formées et 3,57 mg de d'alcalinité, exprimées sous forme de CaCO₃, sont formées. En considérant les équations ci-dessus le méthanol requis est : (voir tableau 3.4)

$$\text{CH}_3\text{OH}_{\text{requis}} = 2,70 (\text{NO}_3\text{-N}) + 1,56(\text{NO}_2\text{-N}) + 0,95 \text{OD} \quad (3.13)$$

L'équivalent en DCO du méthanol étant approximativement de 1,5 mg DCO/mg CH₃OH, l'équation 3.13 peut être réécrite en terme de DCO comme suit :

$$\text{DCO}_{\text{requis}} = 4,05 (\text{NO}_3\text{-N}) + 2,34 (\text{NO}_2\text{-N}) + 1,43\text{OD} \quad (3.14)$$

Il est également à noter que pour 1 mg d'azote nitrique converti, il faut 2,86 mg d'oxygène, en se basant sur l'utilisation de ce composant comme accepteur d'électron (voir réactions 3 et 4 dans le tableau 3.2). En pratique 50% de l'oxygène utilisé pour la nitrification est récupéré par la dénitrification

Tableau 3.3 Stœchiométrie de la nitrification

CO2	HCO3-	NH4+	H+	e-	C5H7NO2	H2O			
4	1	1	20	20	1	9			
CO2	HCO3-	NH4+	H+	e-	C5H7NO2	H2O		Rs	
0,2	0,05	0,05	1	1	0,05	0,45		coefficients	1'
0,02	0,005	0,005	0,1	0,1	0,005	0,045		fs=	0,1
O2	H+	e-			H2O			Ra	
0,25	1	1			0,5			Ooefficient	2'
0,225	0,9	0,9			0,45			fe=	0,9
CO2	HCO3-	NH4+	O2	H+	e-	C5H7NO2	H2O		Rs + Ra
0,02	0,005	0,005	0,225	1	1	0,005	0,495		fs + fe
									1
									1'+2' = 3
NH4+	H2O				NO3-	H+	e-		Rd
0,125	0,375				0,125	1,25	1		Coefficient
0,125	0,375				0,125	1,25	1		fd
									1
									4'
NH4+	CO2	HCO3-	O2		C5H7NO2	NO3-	H2O	H+	R
0,12	0,02	0,005	0,225		0,005	0,125	0,12	0,25	
									3+4'
NH4+	CO2	HCO3-	O2		C5H7NO2	NO3-	H2O	H2CO3	A modifier
0,12	0,02	0,005	0,225		0,005	0,125	0,54	0,25	8,333
1,00	0,17	0,04	1,87		0,042	1,04	4,50	2,08	
			O2		Cells		Alkalinit	Inorg carb	
14			59,98		4,70645		104,125	0,17	
mg/mg de N-NH4+			4,28		0,34		7,44	0,17	
	Crites & chobanoglous								
	1998		3,96		0,31		7,01	0,16	

Tableau 3.4 : Stoechiométrie de la dénitrification (NO₃-)

NO₃-	CO₂	H⁺	e⁻	C₅H₇NO₂	H₂O	R_s		
0,036	0,179	1,036	1,000	0,036	0,393	coefficients		1'
0,013	0,063	0,363	0,350	0,013	0,138	fs=	0,35	
NO₃-	H⁺	e⁻		N₂	H₂O	R_a		
0,2	1,2	1		0,1	0,6	Ooefficient		2'
0,13	0,78	0,65		0,065	0,39	fe=	0,65	
CO₂	NO₃-	H⁺	e⁻	C₅H₇NO₂	N₂	H₂O	R_s + R_a	
0,0625	0,1425	1,1425	1	0,0125	0,065	0,5275	fs + fe	1 1'+2' = 3
CH₃OH	H₂O			CO₂	H⁺	e⁻	R_d	
0,167	0,167			0,167	1	1	Coefficient	4'
0,167	0,167			0,167	1	1	fd	1
NO₃-	CH₃OH	H⁺	C₅H₇NO₂	N₂	CO₂	H₂O	R	3+4'
0,1425	0,16667	0,1425	0,0125	0,065	0,1042	0,361		
0,1425	0,16667	0,1425	0,0125	0,065	0,1042	0,361		
1,000	1,170	1,0000	0,088	0,456	0,731	2,532		7,018
	32		113					
14	37,43	50	9,912					
CH₃OH	mg/mgN	2,67	0,71					
DCO	mg/mgN	4,01						

Tableau 3.5 : Stoichiométrie de la dénitrification (NO₂-)

NO₃-	CO₂	H⁺	e⁻	C₅H₇NO₂	H₂O	Rs			
0,036	0,179	1,036	1,000	0,036	0,393	coefficients			1'
0,011	0,054	0,311	0,300	0,011	0,118	fs=			0,3
1/3NO ₂ -	4H ⁺	3e ⁻		1/2 N ₂	2H ₂ O				
NO₂-	H⁺	e⁻		N₂	H₂O	Ra			
0,333	1,333	1,000		0,167	0,667	Ooefficient			2'
0,233	0,933	0,700		0,117	0,467	fe=			0,7
CO₂	NO₃-	H⁺	e⁻	C₅H₇NO₂	N₂	H₂O	Rs + Ra		
0,054	0,244	1,244	1,000	0,011	0,117	0,585	fs + fe		1' + 2' = 3
CH₃OH	H₂O			CO₂	H⁺	e⁻	Rd		
0,167	0,167			0,167	1	1	Coefficient		4'
0,167	0,167			0,167	1	1	fd		1
NO₃-		CH₃OH	H⁺	C₅H₇NO₂	N₂	CO₂	H₂O	R	3+4'
0,244		0,167	0,244	0,011	0,117	0,113	0,418		
0,244		0,167	0,244	0,011	0,117	0,113	0,418		
1,000		0,683	1,000	0,044	0,478	0,463	1,712		4,098
		32		113					
14		21,85	50	4,961					
CH₃OH	mg/mgN	1,56	3,5714	0,35					
DCO	mg/mgN	2,34							

Tableau 3.6 : Stœchiométrie de la dénitrification (OD)

NO3-	CO2	H+	e-	C5H7NO2	H2O	Rs			
0,036	0,179	1,036	1,000	0,036	0,393	coefficients	1'		
0,011	0,054	0,311	0,300	0,011	0,118	fs=	0,3		
O2	4H+	4e-			2H2O				
O2	H+	e-			H2O	Ra			
0,25	1	1,00			0,5	Ooefficient	2'		
0,175	0,7	0,7			0,35	fe=	0,7		
CO2	NO3-	O2	H+	e-	C5H7NO2	H2O	Rs + Ra		
0,053571	0,01071	0,175	1,0107	1	0,01071429	0,4679	fs + fe		
							1	1'+2' = 3	
CH3OH	H2O				CO2	H+	e-	Rd	
0,167	0,167				0,167	1,000	1,000	Coefficient	
0,167	0,167				0,167	1,000	1,000	fd	
								1	4'
NO3-	O2	CH3OH	H+	C5H7NO2	H2O		R		
0,011	0,175	0,167	0,011	0,011	0,301			3+4'	
0,011	0,175	0,167	0,011	0,011	0,301				
1,000	1,000	0,952	0,061	0,061	1,721			5,714	
		32			113				
	32	30,48	3,0612	6,918					
	CH3OH	mg/mgN	0,95	0,2187	0,49				
	DCO	mg/mgN	1,43						

7. Les nitrates

7.1. Composition chimique

Le nitrate est un composé inorganique composé d'un atome d'azote (N) et de trois atomes d'oxygène (O). Sa formule chimique est NO_3

- Sa masse moléculaire est de 62 g.mol⁻¹.

L'azote constituant la molécule de nitrate est dénommé azote nitrique et est généralement noté N-NO₃

- Ainsi un gramme d'ion NO_3
- correspond à 0,22 gramme d'azote nitrique.

Le nitrate est un élément minéral nutritif pour les végétaux et les microorganismes.

7.2. Sources de nitrate dans l'eau

Naturellement, les eaux superficielles renferment de l'azote. Celui-ci provient de la fixation de l'azote atmosphérique par certaines espèces végétales (par exemple les légumineuses), par des cyanobactéries et des bactéries. Une fois incorporé par les organismes, l'azote devient matière organique. Lors de la décomposition de cette matière organique azotée, les bactéries présentes dans les eaux et les sols peuvent la transformer en nitrates. Ceci s'effectue dans un premier temps selon le processus d'ammonification qui conduit à la production d'ammonium (NH_4^+). L'ammonium peut ensuite être transformé en nitrate suivant le processus de nitrification qui comporte deux étapes : la nitrosation ou nitritation (qui conduit à la formation de nitrites NO_2^- sous l'action de bactéries telle *Nitrosomonas*) et la nitratisation (oxydation de NO_2^- en NO_3^- par des bactéries telle *Nitrobacter*). Alors, les nitrates peuvent suivre différentes voies. Ces nitrates peuvent alors être assimilés par d'autres organismes (plantes, microorganismes) qui les utilisent pour leurs développements. Enfin, une large partie est perdue par les eaux et transformée par certaines bactéries en suivant le processus de dénitrification : l'azote retourne alors à l'atmosphère en empruntant différentes formes principalement gazeuses, dont le protoxyde d'azote N_2O , gaz à effet de serre.

Les systèmes de traitements des eaux usées déficients, tout comme la décomposition de matières organiques animales ou végétales issues produites par l'activité humaine, peuvent être une source de contamination par les nitrates (Levallois et Phaneuf, 1994).

L'urine des animaux (et donc de l'homme) contient de l'ammoniac et de l'urée, qui peuvent rapidement être oxydés en nitrates. Ces rejets d'azote peuvent alors être assimilés à une pollution diffuse dans le cas d'élevages, ou à une pollution ponctuelle dans le cas d'élevages intensifs ou de rejets d'excréments humains provenant d'habitations.

7.3. Les rejets de nitrates

Les rejets d'effluents domestiques chargés de matières organiques fermentescibles par des habitations isolées et les agglomérations urbaines sont à l'origine d'une partie de la pollution des eaux par les nitrates. Des études menées entre 1985 et 1989, relataient une excrétion de nitrate comprise entre 32 et 96 mg.j⁻¹ (WHO, 1995). La plus grande partie des nitrates ingérés sont excrétés dans les urines sous formes de nitrates, ammonium ou urée (WHO, 2003). Wagner et al. (1983) ont évalué que 60 % des nitrates ingérés étaient excrétés dans l'urine. En Europe, il est estimé qu'un individu rejette en moyenne 15 g d'azote sous forme organique et ammoniacal par jour. Cette estimation est à l'origine de la notion d'Equivalent Habitant azote (EqH). Cette donnée est utilisée afin de dimensionner les stations d'épuration destinées à traiter les eaux usées des agglomérations urbaines. L'azote organique et ammoniacal rejeté est susceptible d'être oxydé en NO₃-

7.4. Effets des nitrates sur l'environnement

L'effet principal des nitrates sur l'environnement consiste à favoriser la croissance végétale. Cet impact, qui peut apparaître bénéfique dans un premier temps, s'avère désastreux pour les écosystèmes aquatiques lorsque la prolifération végétale est poussée à l'excès. Le processus d'eutrophisation, qui correspond à un enrichissement naturel des milieux aquatiques en éléments nutritifs et à une augmentation de la productivité végétale, est alors considérablement accéléré. L'eutrophisation du milieu nécessite la présence d'éléments nutritifs (carbone, azote, phosphore) indispensables à la croissance des végétaux aquatiques. Le carbone est toujours présent à des concentrations suffisantes pour permettre le développement végétal. En milieux aquatiques, la croissance des végétaux est limitée par l'élément dont la concentration dans le milieu est la plus faible par rapport aux besoins des végétaux. Cet élément limitant est généralement le phosphore ou parfois l'azote. C'est donc en rejetant de l'azote et/ou du phosphore dans l'eau que l'activité anthropique va induire une accélération de l'eutrophisation. Lorsque les concentrations en azote et phosphore du milieu

aquatique sont élevées, la production d'algues microscopiques (phytoplancton) et de végétaux fixés (macrophytes) est exacerbée. La quantité de matière organique présente dans le milieu aquatique s'accroît démesurément. A la mort de ces végétaux, la matière organique se décompose en consommant tout l'oxygène de la colonne d'eau, induisant ainsi l'anoxie du milieu aquatique. La plupart des animaux vivants dans ces milieux ne peuvent pas survivre dans une eau dépourvue d'oxygène. L'écosystème aquatique est ainsi conduit à disparaître. Si l'on utilise souvent le terme d'eutrophisation pour décrire cet état de dégradation des milieux aquatiques, le terme d'eutrophisation accélérée apparaît plus précis et le terme de dystrophie est parfois usité.

L'enrichissement des écosystèmes aquatiques en éléments azotés (mais également en phosphore) conduit à leurs disfonctionnement et à la perturbation des populations animales ou végétales qui y sont naturellement inféodés. Ainsi, diverses études ont mis en évidence des corrélations entre les teneurs en nitrates dans l'eau ou les quantités d'engrais azotés épandus et le déclin des populations d'amphibiens (Oldham et al., 1997 ; Bishop et al., 1999 ; Rouse et al., 1999). Cette modification des populations peut également conduire au développement de microorganismes pathogènes ou sécrétant des toxines qui rendent impropre l'eau à divers usages (récréatifs, production d'eau potable) ou peuvent considérablement accroître les coûts des traitements des eaux. Un deuxième effet, moins aisément quantifiable pour l'instant, est la participation des nitrates, via leur dénitrification, à la formation de gaz à effet de serre. Son évaluation est en cours d'étude actuellement à travers différents programmes de recherches sur les changements globaux.

II- MATERIEL ET METHODES

1. Caractéristiques du CAHR

Avec une superficie de 395 m² et une profondeur de 50 cm, le chenal algal de la STEP de l'IAV comporte quatre (4) pistes.

L'agitation permanente du contenu est assurée par une roue à palette entraînée par un moteur électrique de 0,75 KW. Le moteur est associé à un réducteur de vitesse qui permet de maintenir la vitesse de circulation de l'eau de surface entre 20 et 30 cm/s

Les roues à palettes permettent d'homogénéiser la concentration des algues, ce qui permet de maintenir les valeurs de l'oxygène dissous (OD) et le pH constantes, et d'empêcher la formation de thermocline.

Par la photosynthèse, les algues produisent l'oxygène nécessaire aux bactéries aérobies pour survivre et dégrader la matière organique.

Les eaux usées dans le chenal sont exposées aux rayons solaires, ce qui contribue à la désinfection et l'abattement des pathogènes qui se fait aussi par prédation par des protozoaires et par élévation du pH.

Le temps de séjours hydraulique du chenal algal à haut rendement est de quatre (4) jours.

2. Matériels

Certains matériels nous ont été utilisés sur le terrain, tandis que d'autres servaient aux dosages effectués au laboratoire.

2.1. Matériels utilisés in situ

Une glacière

Des bouteilles de flacon en polyéthylène pour le prélèvement des échantillons

Un pH-mètre WTW 197, avec une électrode spécifique à la mesure du pH ;

Un oxymètre WTW OXI 197i qui mesure l'OD et la température

Des pissettes d'eau distillée pour le rinçage ;

Une camera photo numérique SONY de 12.1 Méga pixels ;

Des gants jetables ;

Un cahier de rapport.

2.2. Matériels utilisés au laboratoire

Un spectrophotomètre pour le dosage spectrophotométrique des nitrates

3. Méthodes

3.1. Echantillonnage

Les échantillons ont été collectés en un point quelconque du chenal algal. Chaque échantillon est donc spécifique à l'instant de prélèvement. Les résultats moyens obtenus à partir de cet échantillonnage donnent la même information sur le CAHR compte tenu de l'homogénéité de ce dernier.

Les échantillons sont récoltés dans des flacons, préalablement lavés et rincés à l'eau distillée. Ils sont conservés autour de 4 °C et acheminés au laboratoire du DEEI, aussitôt les prélèvements finis.

3.2. Campagne de prélèvement des échantillons

Quatre (4) journées de prélèvements ont été réalisées à savoir : 03 au 04 juin, 09 au 10 juin, 22 au 23 juin, 27 au 28 juin. Ces journées sont en fait des périodes de 24 heures étalés sur chacun des paires de jours différents précités. Des prélèvements sont faits à des pas de temps de deux (2) heures.

Rappelons que, seuls les résultats des échantillons du 22 au 23 juin et 27 au 28 juin sont pris en compte du fait de la défaillance du système et de la méthode de mesure des nitrates à l'électrode, constaté après analyse et vérification des résultats obtenus des journées 03 au 04 juin et 09 au 10 juin.

3.3. Conservation des échantillons d'eaux

Il n'est pas possible de protéger complètement un échantillon d'eau des changements de sa composition. Cependant, divers additifs et techniques de traitement peuvent être employés en vue de minimiser la détérioration des échantillons. La méthode de préservation d'échantillons la plus générale est la réfrigération à 4 °C. La congélation devrait normalement être évitée à cause des changements physiques, formation de précipités et perte des gaz, qui affectent négativement la composition de l'échantillon (Manahan, 2000).

Le temps de conservation varie de zéro pour des paramètres comme la température (mesure in situ), à 6 mois pour les métaux. D'autres types d'échantillons, destinés à la détermination de l'acidité, de l'alcalinité, et diverses formes de l'azote ou du phosphore, ne devraient pas tenir pour plus de 24 heures (Clesceri et al., 1998), en raison du risque d'adsorption de ces substances à la paroi du contenant.

Dans notre cas précisément les échantillons sont acidifiés à l'aide de l'acide sulfurique (H_2SO_4) afin d'avoir un $pH < 2$, puis mis dans une glacière.

4. Analyses physico-chimiques

4.1. Mesures in situ

Certains paramètres physico-chimiques ont été déterminés immédiatement et in situ. Tel a été le cas pour le pH, de l'oxygène dissous et la température de l'eau sur 24 heures au moment de prises d'échantillons.

Le pH est mesuré à l'aide du pH-mètre WTW 197

Le conductimètre WTW LF 197 a été utilisé pour mesurer la CE.

L'oxygène dissous est mesuré par l'oxymètre WTW OXI 197i. Le même instrument nous a permis de déterminer la température.

4.2. Dosages au laboratoire

➤ Mesure des nitrates

Procédure : Dans un bécher on met 10ml d'échantillon et 1ml du salicylate de sodium puis on chauffe en laissant un petit volume, après on laisse refroidir et on ajoute 2ml de H_2SO_4 , 15ml de l'eau distillé et 15ml de sodium et de potassium qui développe une couleur jaune. Il est important d'ajouter ces produits dans l'ordre, ce mélange donne un produit d'une couleur jaune, même temps on prépare la courbe d'étalonnage.

Tableau 3.7 : Méthode d'analyse de préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates

concentration N- NO_3^- (mg/l)	solution étalon fille à 0,01g/l (ml)	eau distillée (ml)	solution de salicylate de Na à 0,5% (ml)	mg/l NO_3^-	Absorbance
0	0	10	1	0	0,005
1	1	9	1	4,43	0,03
2	2	8	1	8,86	0,355
5	5	5	1	22,15	1,148
10	10	0	1	44,3	-

Le mode de préparation des solutions est se trouve en annexe.

La lecture se fait au spectrophotomètre dans une longueur d'onde de 420 nm.

➤ **Calcul :**

A partir des résultats de la courbe d'étalonnage, on trace la droite standard (l'absorbance en fonction de la concentration). L'équation de la droite est sous la forme suivante : $Y = aX + b$

On calcule après les concentrations des échantillons avec la formule : $X = (Y - b) / a$

III- RESULTATS ET DISCUSSIONS

1. Résultats

Les résultats sont distinctement présentés et discutés pour deux séries de prélèvements d'échantillons de 24 heures.

1.1. Les paramètres de l'étude

A côté de ceux qui entrent directement dans le cadre de la présente étude (nitrate, pH, température, Oxygène dissous), d'autres paramètres physico-chimiques dits globaux ont été pris en compte dans notre discussion. Ce fut le cas de la DCO, l'azote organique et l'azote total dont la discussion des résultats obtenus permet de mieux cerner la problématique de l'étude.

1.2. Présentation des résultats des premières 24 heures

Les résultats enregistrés dans le CAHR, in situ et au laboratoire, sont présentés dans les tableaux suivants :

Tableau 3. 8 : résultats des 24 heures (22-23/06 /10)

Echantillons chenal algal (Heures)	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (mg/l)	mg/l NO ₃ ⁻
9:00	24,3	8,50	7,1	3,9
11:00	26,6	8,95	26,2	3,8
13:00	28,6	9,18	61,3	4,1
15:00	30,2	9,36	74,8	4,0
17:00	30,2	9,40	81,2	4,0
19:00	29,1	9,24	53,1	4,2
21:00	27,6	9,00	60,8	4,1
23:00	26,6	8,80	26	3,8
1:00	25,7	8,58	2,3	5,0
3:00	24,9	8,48	1,5	3,5
5:00	24,2	8,38	1,5	4,3
7:00	23,7	8,38	2,5	4,4
9:00	24,4	8,68	9,9	5,1

Tableau 3.9 : résultats des 24 heures (29-30/06 /10)

Echantillons chenal algal (Heures)	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (mg/l)	mg/l NO ₃ ⁻
9:00	25	8,60	5,4	4,1
11:00	26,6	8,91	14,1	5,1
13:00	29,4	9,16	52,5	5,3
15:00	31,4	9,33	43,3	6,4
17:00	31,7	9,38	45,1	6,3
19:00	30,5	9,18	39,1	6,1
21:00	29	8,96	26,3	5,5
23:00	28	8,36	12	4,9
1:00	27,1	8,40	0,6	4,8
3:00	26,3	8,36	0,5	3,9
5:00	25,5	8,15	0,6	4,5
7:00	25	8,30	1	3,7
9:00	25,5	8,48	5,3	3,9

2. Interprétation de la variation de l'oxygène dissous

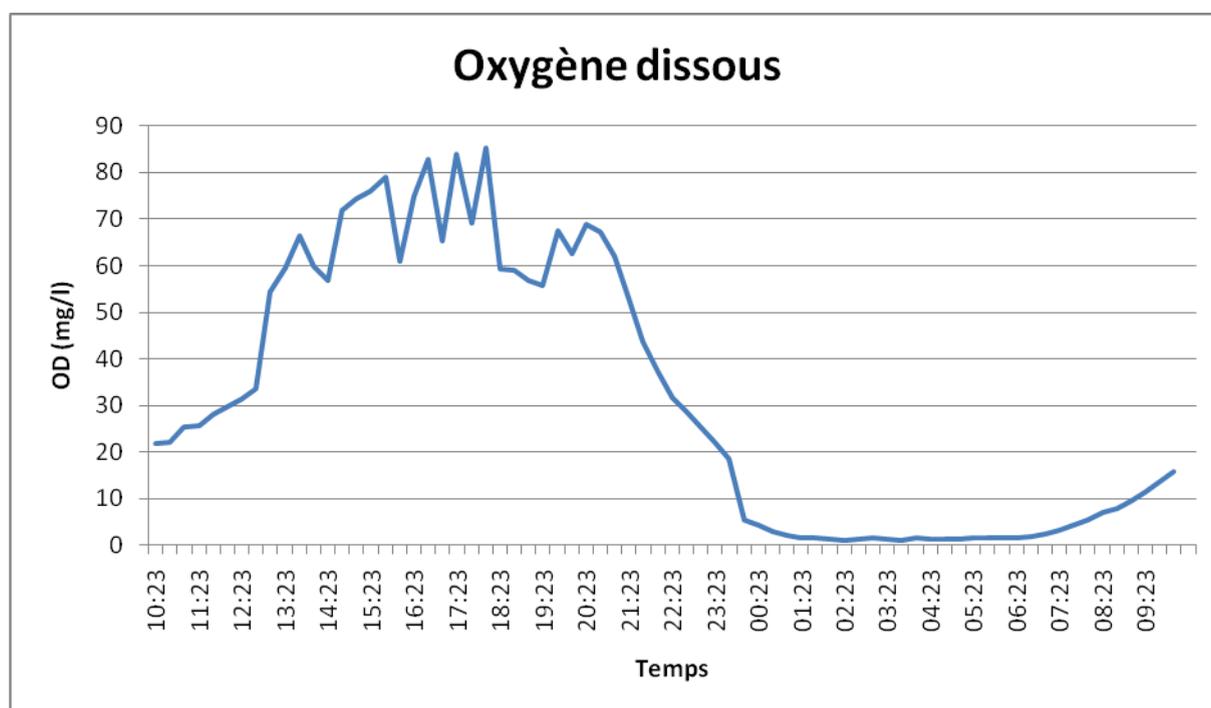


Figure 3.1 : variation de la concentration en oxygène dissous en fonction du temps dans le CAHR (22-23/06/10)

Les résultats du 22-23 /06/10 de la concentration en oxygène dissous nous donne comme valeurs extrêmes, 85,2 et 1,2 mg/l respectivement pour le maximum et le minimum dans le CAHR. On remarque également de faibles concentrations de 00h à 7h du matin. L'augmentation de la concentration à partir de 13h à 20h est due au fait qu'il y plus d'ensoleillement et donc plus de production d'oxygène par la photosynthèse. L'absence d'anoxie témoigne que les quantités d'oxygène sont suffisamment importantes pour couvrir les besoins de respiration des algues, des bactéries et des protozoaires qui cohabitent dans le CAHR.

La figure n° du 29-30/06/10 confirme l'allure de la variation de l'oxygène dissous même si sa valeur minime est de 0,4mg/l et la plus forte est 63,6 mg/l.

D'autre part les fluctuations obtenues entre 14h à 21h dans le premier cas et de 13h à 16h dans le deuxième cas montre que

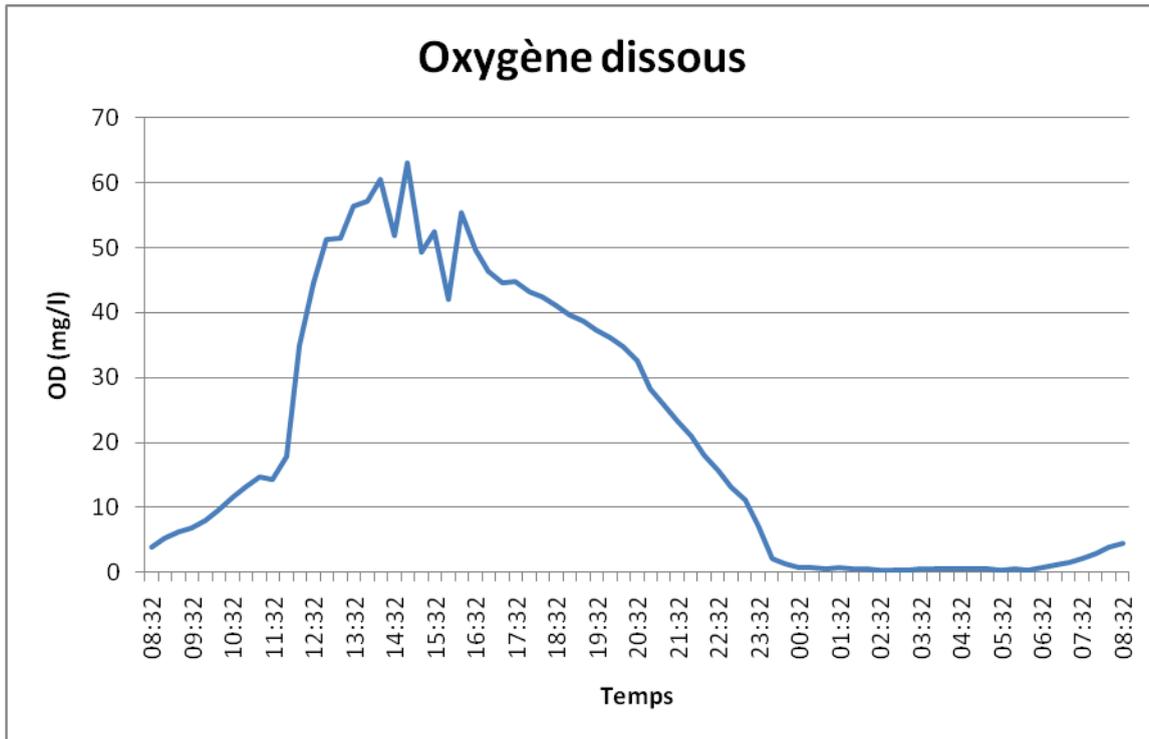


Figure 3.2 : variation de la concentration en oxygène dissous en fonction du temps dans le CAHR (29-30/06/10)

3. Interprétation de la variation de la température

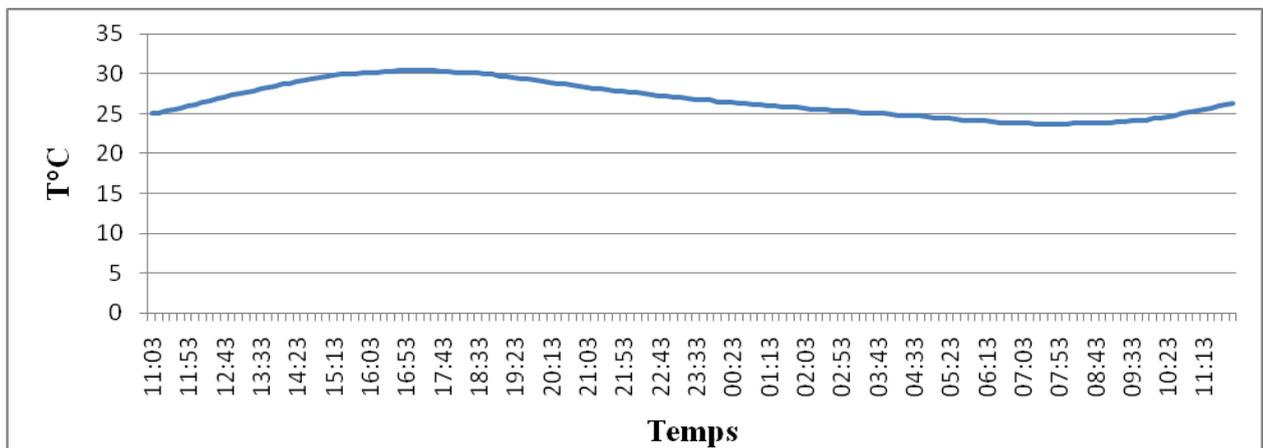


Figure 3.3: variation de la température en fonction du temps dans le CAHR (22-23/06/10)

Avec une valeur moyenne de 27,9°C, la température varie entre 23,7 et 30,4°C pour le (22-23/06/10)

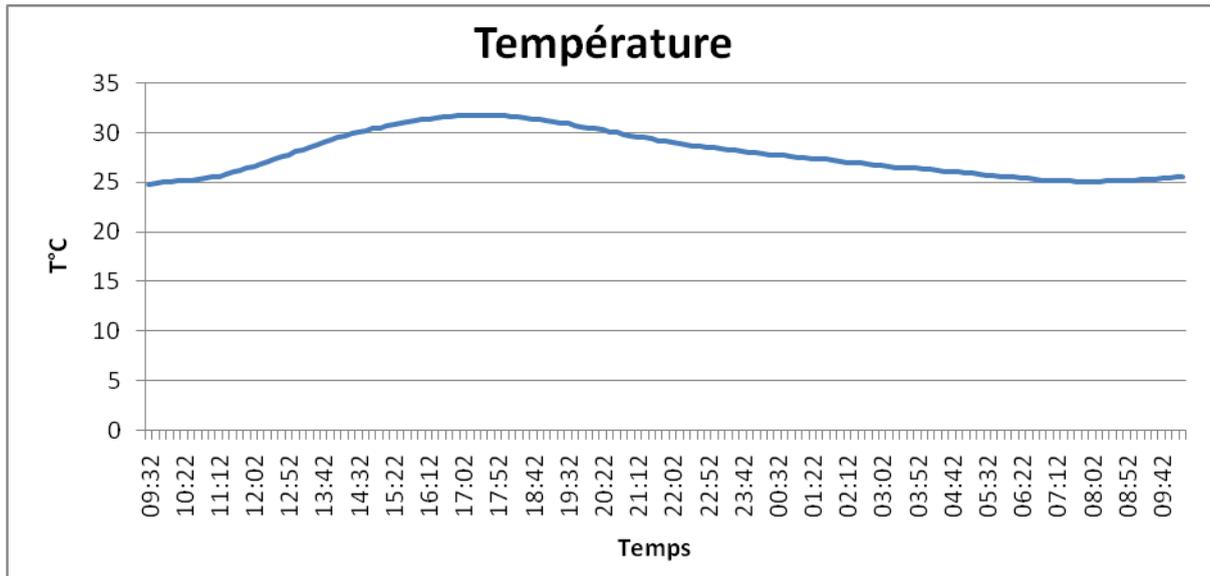


Figure 3.4 : variation de la température en fonction du temps dans le CAHR (29-30/06/10)

Le suivi de la température montre qu'elle varie entre 24,8 et 31,7°C avec une valeur moyenne de 27,9°C, pour le 29-30/06/10.

Les variations de la température des figure 3.4 et figure 3.5 reflètent effectivement que les mesures ont été faites en été.

4. Analyses de la variation des nitrates et des paramètres mesurés.

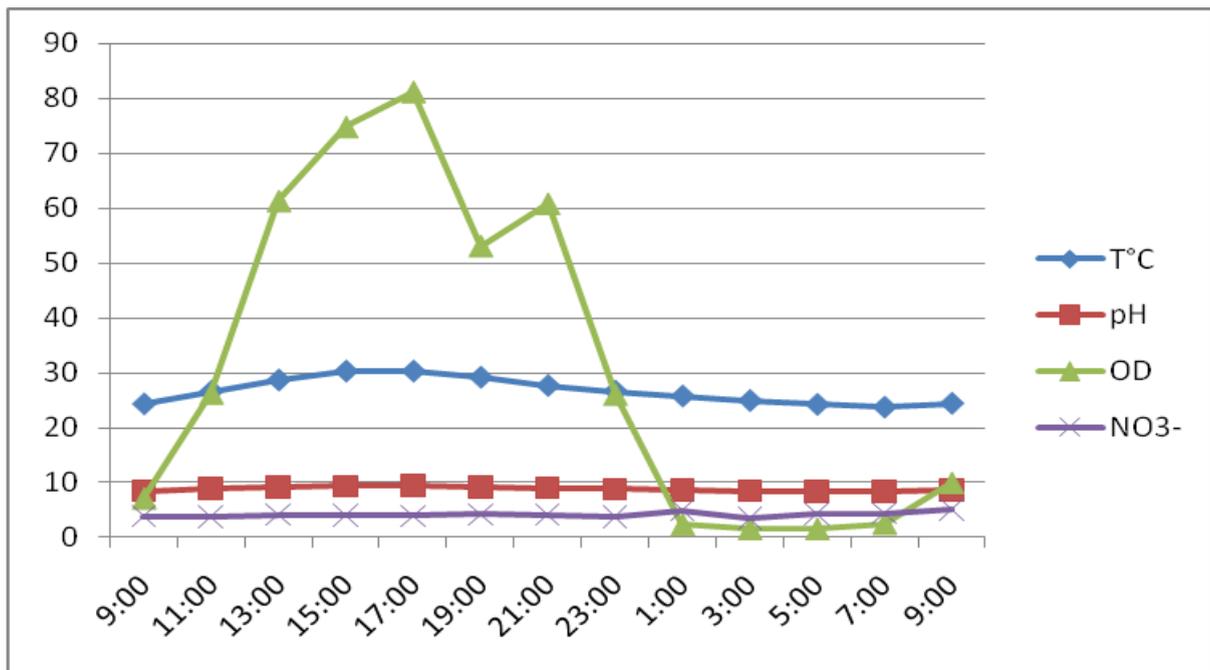


Figure 3.5 : Evolution des nitrates, du pH, de la température, et de l'oxygène dissous dans le CAHR (22-23/06/10)

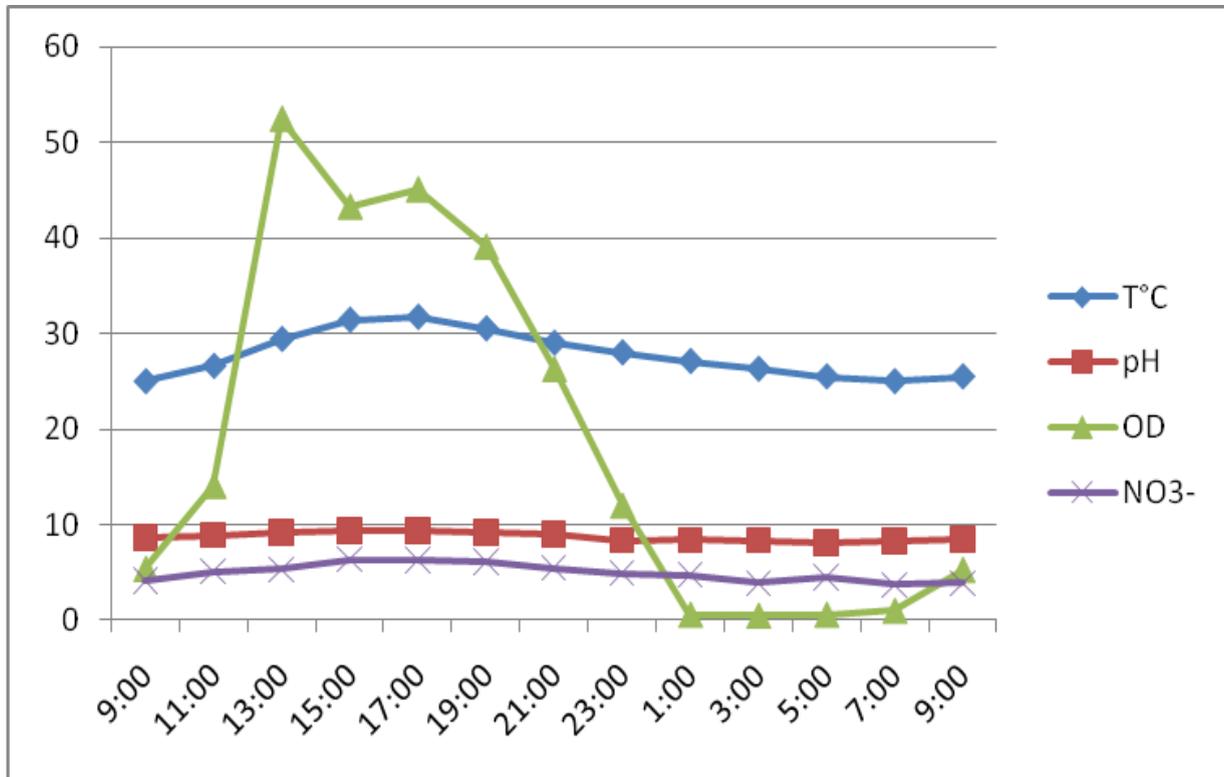


Figure 3.6 : Evolution des nitrates, du pH, de la température, et de l'oxygène dissous dans le CAHR (29-30/06/10)

En observation les figures 3.6 et figure 3.7 , la tendance est la même en ce qui concerne la variation des paramètres mesurés. Le constat général est que plus la température augmente, plus la concentration en oxygène dissous augmente. Le pH et les nitrates suivent la même allure. La différence au niveau de la figure 3.7 est que la concentration en OD est plus faible en périodes de basses concentrations.

Les mécanismes qui expliquent l'élimination de l'azote dans le chenal sont essentiellement l'assimilation biologique, la volatilisation de l'azote et la nitrification-dénitrification. Ces mécanismes dépendent de la concentration en algues (photosynthèse) et des conditions physico-chimiques.

L'élévation du pH comme résultat de la photosynthèse , favorise la conversion de l'ammonium en ammoniac (NH_3).

L'ammoniac peut se présenter dans l'eau sous forme de NH_3 ou NH_4^+ . La concentration en NH_3 augmente avec le l'augmentation du pH et de la température. Cependant, NH_3 est un composé volatile, donc sera perdu dans l'atmosphère.

5. Discussion sur le devenir de N dans le CAHR

Ce travail est consacré à une mise au point sur la controverse relative au devenir de l'azote au cours de l'épuration des eaux usées dans un Chenal algal à haut rendement (CAHR).

Il y sera essentiellement question de l'analyse de la bibliographie relative au sujet y compris les résultats obtenus sur la STEP de l'IAV depuis une dizaine d'années à ce jour.

Il s'agit d'une contribution à la clarification autour des processus physico-chimiques et/ou biologiques responsables de l'élimination de l'azote (N) dans le CAHR.

5.1. Principales formes de l'azote dans les eaux usées avant épuration

L'azote est rencontré sous trois formes distinctes dans les eaux usées brutes:

- N-NH₄⁺, ion ammonium, soluble,
- NOD, azote organique dissout constitué de petites molécules d'acides aminés entre autres.
- NOP, azote organique particulaire, attaché aux matières en suspension (MES).

Les formes oxydées, N-NO₃⁻ et N-NO₂⁻ sont rarement rencontrées dans les eaux usées brutes. L'abréviation NOP est utilisée tant pour désigner l'azote attaché aux MES que celui lié aux structures et à la machinerie enzymatique des cellules bactériennes et algales cohabitant dans le CAHR.

5.2. Symbiose algues – bactéries : l'élément central du système

Le CAHR est un système apparenté au lagunage. Par conséquent, l'étude du devenir de N, comme celle du phosphore (P) d'ailleurs, passe par la compréhension de la symbiose qui s'établit entre les algues et les bactéries cohabitant dans le bassin.

A l'instar des lagunes naturelles, cette symbiose représente l'élément central du fonctionnement du CAHR. Elle repose sur la formation de composés algaux et bactériens reconstruits à partir du carbone, du N et du P libérés par la dégradation bactérienne de la matière organique des eaux usées. Les bactéries impliquées dans la symbiose sont des

organismes hétérotrophes aérobies dont l'activité dépend de l'oxygène photosynthétique libéré par les algues. Le processus d'incorporation du N prélevé par les organismes précités est appelé assimilation. (voir figure 3.7).

Outre l'assimilation de N par les algues et les bactéries telle qu'elle est montrée par la figure 3.7, l'azote, présent essentiellement sous forme d'ion ammonium, $N-NH_4^+$ peut subir d'autres processus d'élimination physico-chimiques ou des transformations biologiques. Il s'agit notamment de :

- sa volatilisation sous forme d'ammonium non ionisé, NH_3 (ou ammoniac) sous l'effet du pH et de
- son oxydation en ion nitrites et nitrates, respectivement $N-NO_2^-$ et $N-NO_3^-$, par le processus microbologique de la nitrification.

Dans les deux cas, il s'agit d'activités qui sont liées à l'activité photosynthétique algale. Ainsi, l'augmentation du pH provoquée par l'absorption de HCO_3^- par les algues favorise la volatilisation de l'ammoniac et l'abondance d'oxygène favorise la nitrification.

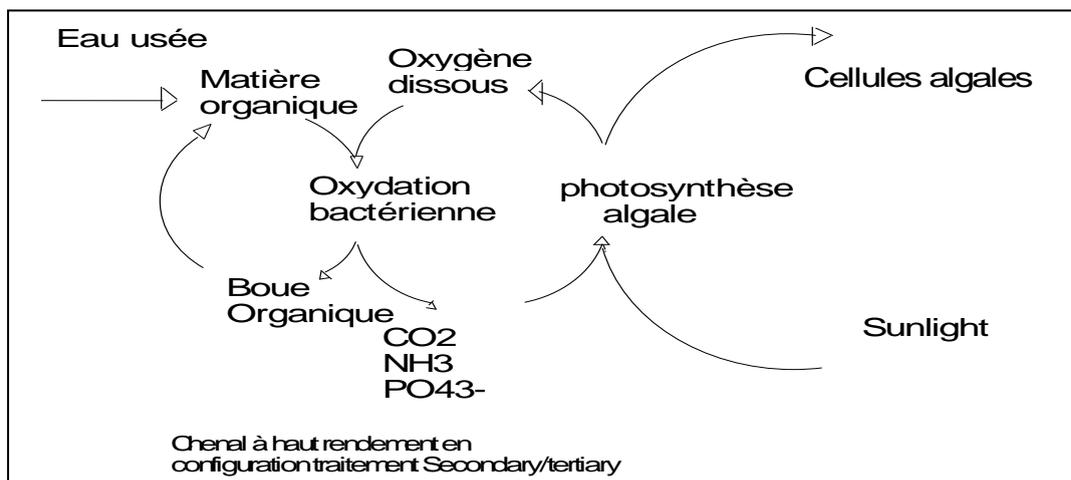


Figure 3.7 : Schéma de fonctionnement de la symbiose entre algues et bactéries dans un CAHR.

Selon cette symbiose, en termes de technologie d'épuration, le fonctionnement du CAHR correspond à celui d'une unité de traitement "secondaire/tertiaire" où, le traitement secondaire est assuré par les bactéries et le tertiaire par les algues.

5.3. Limites du CAHR fonctionnant comme unité "secondaire/tertiaire"

L'activité photosynthétique dans un CAHR est forte ; elle augmente avec la concentration des algues.

Le pH peut atteindre des valeurs allant de 9 à 11 dans une journée ensoleillée et la concentration en oxygène dissout (OD) atteindre des valeurs qui dépassent les 30 mg/L. Pendant la nuit, la respiration et les processus cataboliques l'emportent et l'épuisement de l'OD est observé au milieu de la nuit. Parallèlement, le pH baisse à des valeurs égales voire inférieures à 7 (figure 3.8).

Il faut toutefois noter qu'au delà d'une certaine concentration, les algues se gênent fortement les unes les autres par effet d'ombrage ou self-shading (Cromar *et al.*, 1996) ce qui se traduit par une réduction de l'activité photosynthétique faisant en sorte que les valeurs de pH et d'OD signalées ci-dessus ne sont pas atteintes même dans les journées chaudes et ensoleillées.

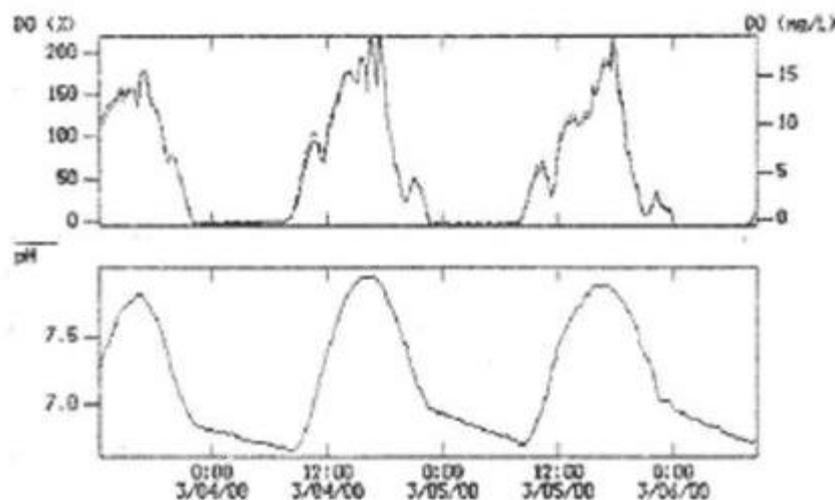


Figure 3.8 : Evolution parallèle de l'OD et du pH dans un CAHR conduit en mode "secondaire/tertiaire".(EL Hamouri, 2000

Rami, (2001) montre que la concentration excessive d'algues dans un CAHR fonctionnant comme unité "secondaire/tertiaire" se traduit en définitive par une mauvaise élimination de N (figure 3.7).

En effet, le CAHR fonctionne en dents de scie. Les périodes de symbiose harmonieuse entre algues et bactéries sont régulièrement entrecoupées d'épisodes de déstabilisation de la symbiose. Cette dernière est caractérisée par la précipitation quasi complète du contenu du CAHR (figure 3.9) ; elle se produit sur quelques jours, ou une semaine au plus.

Les conséquences directe de la déstabilisation sur le fonctionnement du CAHR sont au nombre de deux :

- i) Le CAHR ne sera de nouveau pleinement opérationnel qu'après un minimum de quinzaine jours. Ceci est le temps nécessaires aux algues pour repeupler le CAHR et reconstruire une nouvelle symbiose. Pendant ce temps, le $N-NH_4^+$ des eaux usées admises n'est plus assimilé et son élimination par les processus physico-chimiques régnant dans le CAHR comme le pH est quasi nul. On assiste, en définitive, à une détérioration de la qualité de l'effluent.

- ii) Dans un deuxième temps, quand la symbiose est pleinement fonctionnelle et qu'à nouveau l'oxygène devient disponible en quantités suffisantes, le processus de dégradation organique du sédiment, riche en matières algales et bactériennes résultant des épisodes de déstabilisation ultérieurs, commence à enrichir l'effluent en $N-NH_4^+$ s'opposant de ce fait aux processus d'élimination ayant lieu en conditions normales. Ceci conduit en définitive à une mauvaise performance d'élimination de N et à une croissance excessive d'algues qui aboutit inéluctablement à un nouvel épisode de déstabilisation.

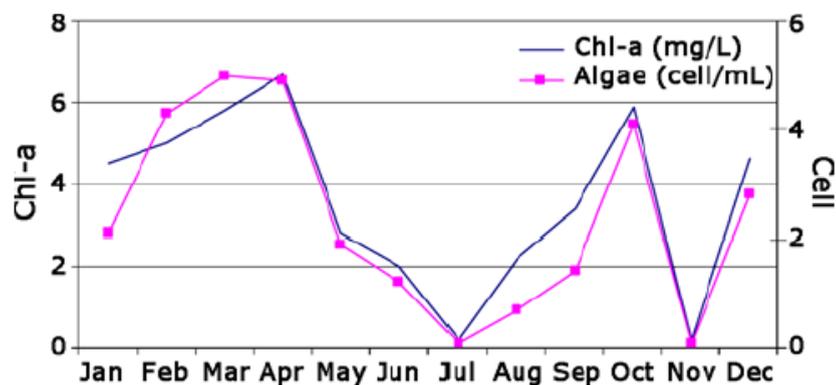


Figure 3.9 : Fonctionnement de la symbiose algues bactéries en dents de scie dans un CAHR.(Source Rami, 2003)

Pour résoudre ces problèmes et assurer un fonctionnement déstabilisations permettant une élimination en régime stationnaire de la pollution azotée, El Hafiane et El Hamouri (2005) proposent d'utiliser le CAHR comme unité de traitement tertiaire uniquement.

Le CAHR est placé derrière un réacteur anaérobie à flux ascendant à deux étapes (RAFADE) qui se charge entièrement du traitement secondaire. Dans ces conditions, le CAHR fonctionne uniquement en mode tertiaire comme le montrent les paramètres de conduite repris dans le tableau 3.10. La figure 3.10 résume le principe du fonctionnement "tertiaire" en comparaison avec le "secondaire/tertiaire" de la figure 3.7.

En fonctionnement strictement tertiaire, la croissance et la concentration algales sont maîtrisées. On assiste cependant à trois périodes par an pendant lesquelles la symbiose est peu performante. Il s'agit d'un phénomène naturel qui correspond à un changement d'espèces algales dicté par les conditions climatiques. Toutefois, ce phénomène a un caractère progressif et non brutal contrairement aux déstabilisations qui se produisent en mode conduite "secondaire/tertiaire".

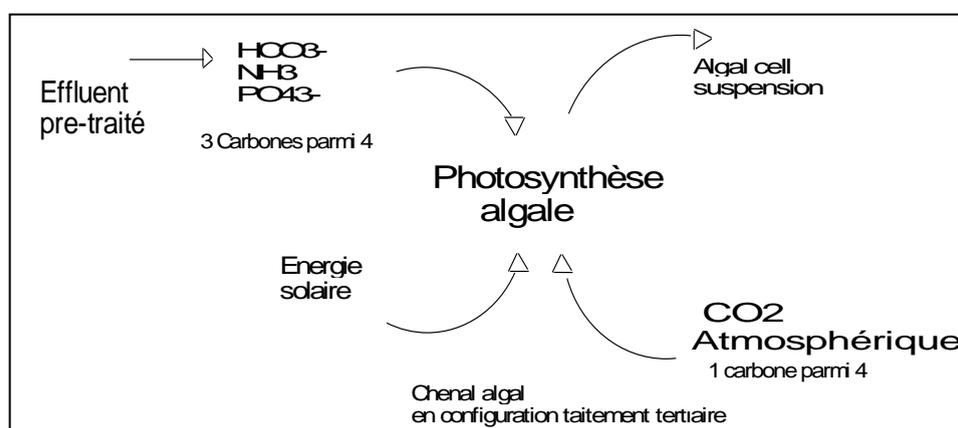


Figure 3.10 : Fonctionnement d'un CAHR en mode tertiaire. (El Hamouri, 2005)

Tableau 3.10 : Paramètres recommandés pour la conduite du CAHR en mode strictement tertiaire dans les conditions climatiques de Rabat.

Charge organique (kg DCO totale $\text{ha}^{-1} \text{j}^{-1}$)	<80
Temps de séjour (j)	3
Profondeur de l'eau (m)	0,35
Chlorophylle-a (mg/L)	0,6
Cellules algales (10^6 cellule/mL)	0,8

5.4. Bilan de l'azote dans un CAHR

Le bilan de masse "entrée-sortie" permet de mettre en évidence la part de N non retrouvée à la sortie du CAHR qu'on appelle "perte". La question de la définition exacte du mot "perte" est controversée. Logiquement, l'azote est dit "perdu" quand il n'est plus rencontré en temps qu'élément chimique sous aucune des trois formes précitées.

Cependant, certains auteurs considèrent la part de $N-NH_4^+$ assimilée par les algues comme enlevée de l'eau et donc "perdue" à l'instar de celle libérée par volatilisation dans l'atmosphère (El Hafiane et al., 2003 ; El Hafiane and El Hamouri, 2005).

D'autres chercheurs comme Zhou et al., (2006) considèrent que cette part n'est pas perdue. Dans leur bilan N total, seule la part de N fixées dans les algues sédimentées est considérée comme "perdue".

Les formes de N retrouvées dans l'effluent du CAHR sont:

- $N-NH_4^+$, résiduaire
- $N-NO_3^-$ dont la présence est liée au déroulement de la dénitrification,
- N organique particulaire (NOP), celui assimilé par les algues et en une proportion moindre par les bactéries et
- N organique dissout (NOD).

La différence entre le N lié à ces formes à la sortie au N total à l'entrée, constitué généralement du $N-NH_4^+$ et du N organique, représente les pertes en N total. Ces pertes peuvent être dues à l'un des trois mécanismes suivants:

- Volatilisation due à la transformation du NH_4^+ en NH_3 sous l'effet du pH.
- Assimilation par les algues (NOP) précipitées dans le bassin.
- Dénitrification, transformation du $N-NO_3^-$ en N_2 réalisée par les bactéries dénitrifiantes.

Partant d'un tel bilan, l'examen des données de la littérature montre que la part prélevée par assimilation algale, se situe entre 30 et 35% pour la majorité des auteurs. En revanche, il y a divergence sur l'importance accordée au phénomène de la volatilisation. Or, l'importance de cette dernière conditionne la part attribuable par différence à la nitrification/dénitrification, part beaucoup plus difficilement mesurable (équation 3.15).

$$N \text{ nitrifié} = N \text{ total}_{\text{influent}} - (N \text{ algal assimilé}^* + N \text{ volatilisé}^* + N-NH_4^+ \text{ résiduaire}^*) \quad (3.15)$$

*Entités facilement mesurables

Pour analyser les chances de l'occurrence ainsi que l'importance relative de chacun des processus impliqués, la volatilisation d'une part et le couple nitrification/dénitrification d'autre part, Il est nécessaire d'examiner les exigences bio-physico-chimiques de chacun d'eux et de les comparer avec les conditions régnant dans le CAHR.

5.4.1. Exigences de la volatilisation de l'ammoniac, NH₃

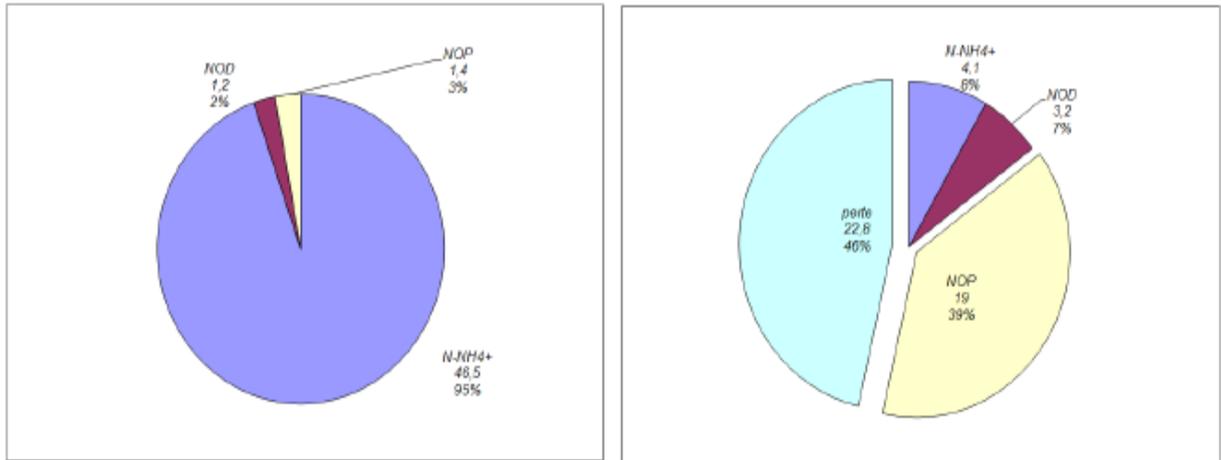
La perte d'azote par stripping a lieu quand l'azote se trouve sous la forme non ionisée, (NH₃). La transformation de N-NH₄⁺ en N-NH₃ est gouvernée par le pH et par la température de l'eau. La forme NH₄⁺ domine dans la zone de pH inférieur à 8 alors que l'ammoniac, NH₃ est dominant à pH 11 (Minocha & Prabhakar Rao, 1988; Nurdogan & Oswald, 1995).

La dépendance de ce processus vis-à-vis de la température et du pH est décrite par l'équation (3.16). Cette équation indique que la concentration en NH₃ est multipliée par 10 pour une augmentation de pH d'une unité ou bien par deux pour toute augmentation de la température de 10°C.

$$\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3 = 10^{(10 - \text{pH} - 0.03 T)} \quad (3.16)$$

Ceci veut dire que plus l'activité photosynthétique n'est intense, plus le NH₄⁺ sera transformé en NH₃ ce qui facilite sa volatilisation.

En résumé, on peut conclure que les conditions sont réunies dans un CAHR fonctionnant selon un mode de conduite " tertiaire " en saison favorable (printemps, été et automne en zone méditerranéenne) pour conduire à une volatilisation importante du NH₃ ; ce que les résultats obtenus sur le CAHR de l'IAV montrent d'ailleurs.



**Figure 3.11 : Bilan de l'azote dans le CAHR
(DON est PON : azote organique dissous et particulaire respectivement)**

5.4.2. Exigences de la nitrification

En mode de conduite "tertiaire", établi par El Hafiane et El Hamouri, (2005), la concentration algale dans le CAHR est maîtrisée ; c'est-à-dire qu'elle est maintenue à des valeurs inférieures à 1 mg/L (tableau 3.10).

Par ailleurs, la concentration en OD pendant la journée atteint des valeurs supérieures à 20 mg/L. Pendant la nuit, même en saison hivernale défavorable, la concentration en OD diminue fortement sans qu'elle n'atteigne l'anoxie, (figure 3.12).

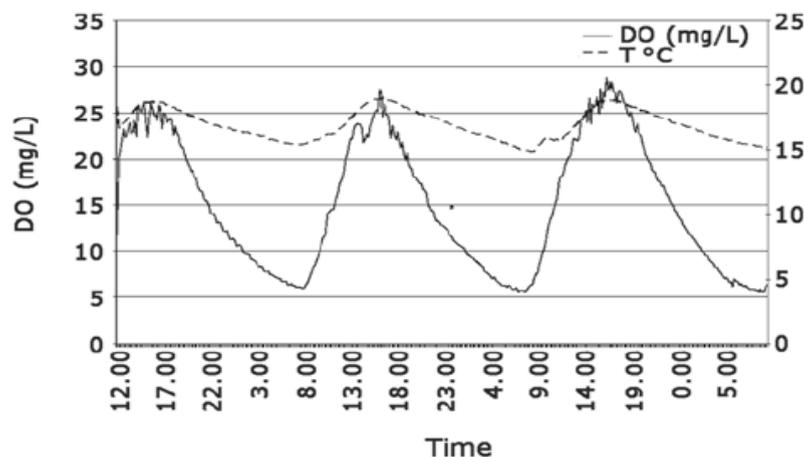


Figure 3.12 : Evolution parallèle de l'OD et du pH dans un CAHR conduit en mode "tertiaire".(El Hamouri, 2005)

Ainsi, on peut considérer qu'en mode de conduite "tertiaire", l'abondance de l'OD règne dans le CAHR ce qui devrait favoriser la nitrification de l'ammonium. Toutefois, un certain

nombre de facteurs peuvent vont gêner, voire inhiber, la nitrification dans ces même conditions ; ces facteurs sont :

➤ **Une concentration minimum en OD**

Dans leur principe de fonctionnement, les bactéries nitrifiantes respirent l'ammonium, NH_4^+ en lui arrachant les électrons et en les donnant à l'oxygène. L'énergie libre obtenue permet à *Nitrosomonas* et à *Nitrobacter* de se multiplier en utilisant le CO_2 comme source de carbone. En absence d'oxygène, la réaction ne peut avoir lieu.

La modélisation de la croissance de *Nitrosomonas* selon l'équation de Monod avec l'OD comme substrat limitant, a montré que la valeur du coefficient de demi saturation, K_{OD} va de 0,15 et 2,0 mg/L d' O_2 (U.S. EPA, 1975). Ceci veut dire que théoriquement une nitrification peut être complète pour une concentration aussi basse que 0,15. Par ailleurs, on montre que des concentrations de 1 mg/L ne limitent pas la croissance intrinsèque de *Nitrosomonas* ; mais que des concentrations supérieures à 2 mg/L étaient nécessaires dans la pratique (U.S. EPA, 1993). Une nitrification dans le CAHR mené en mode "tertiaire" ne sera donc pas limitée par la concentration en OD.

➤ **Un rapport C:N en faveur du carbone**

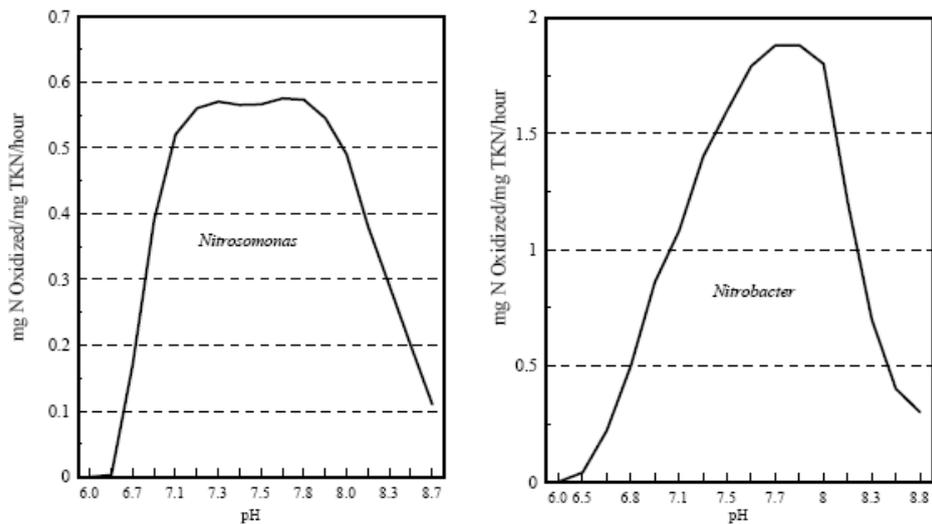
Le temps de génération de *Nitrosomonas*, l'étape limitant la nitrification est de 10 à 20 fois plus long que celui des bactéries hétérotrophes responsables de la dégradation carbonée (US EPA, 1993). Un rapport C:N en faveur du carbone favorise les hétérotrophes au détriment des bactéries nitrifiantes. Dans les conditions d'un CAHR conduit en mode "tertiaire", le rapport se situe autour de 1 ce qui limite la croissance des bactéries nitrifiantes.

➤ **Des Valeurs de pH élevées.**

Les valeurs de pH élevées ont un double rôle sur la nitrification. Selon Grady and Lim (1980), les valeurs élevées de pH inhibent la nitrification. Quand le pH augmente de 7,5 à 8,5 l'activité de *Nitrosomonas* diminue d'environ 50% et celle de *Nitrobacter* de 75% (figure 3.13)

En effet, les valeurs élevées du pH favorisent la formation de l'ammoniac, NH_3 , forme non-ionisée de l'ammonium. Ce dernier est connu pour son action inhibitrice sur la nitrification. Cette inhibition a été observée à une concentration de 10 mg/L pour *Nitrosomonas* et de 0,1 - 6 mg/L pour *Nitrobacter* (US EPA, 1993).

Le suivi du pH dans le CAHR mené en mode "tertiaire" montre que la concentration en NH_3 devrait être dominante selon l'équation 3.16 (figure 3.14) ce qui devrait se traduire par une inhibition de la nitrification pendant la plus grande partie de la période diurne.



Source: Grady and Lim 1980

Figure 3.13 : Effet du pH sur l'activité de *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*. (Grady et Lim (1980)).

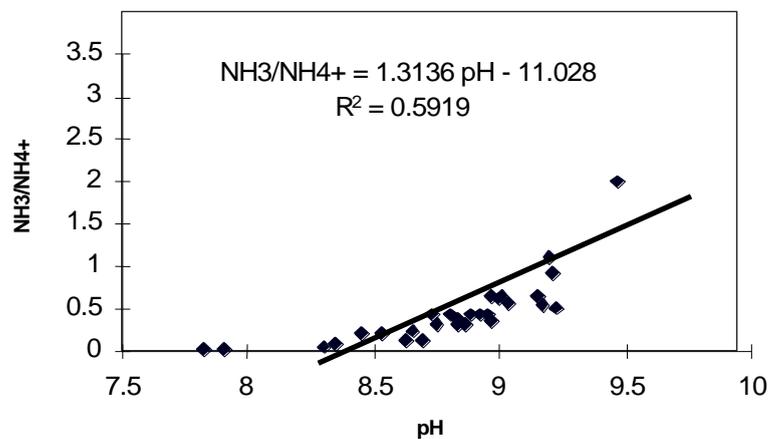


Figure 3.14 Rapport $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ et valeurs de pH dans le CAHR de l'IAV (El Hafiane and El Hamouri, 2005).

➤ Un temps de séjour relativement court

Selon le mode de conduite "tertiaire" retenu à l'IAV, le temps de séjour varie entre 3 et 5 jours (tableau 3.10). Ceci correspond à une durée courte pour permettre aux bactéries nitrifiantes de coloniser le milieu.

Sur une série de CAHR, placés derrière un traitement anaérobie, des temps de séjour allant de 11 à 44 jours ont été nécessaires à Evans *et al.*, (2005) pour obtenir une nitrification de 30 à 90 % de l'ammonium. Ces données ne concordent pas avec celles de Zhou *et al.*, (2006) qui rapportent une nitrification de 70% pour un temps de séjour de 8 j.

En résumé sur l'occurrence de la nitrification, au regard des éléments présentés ci-dessus, on peut conclure et dans les conditions du CAHR sous mode de conduite "tertiaire" que les concentrations en OD sont favorables à la nitrification.

Cependant les limites sont bien évidentes en effet :

- les valeurs du pH se situent au-delà des valeurs inhibitrices pour la nitrification pendant la plus grande partie de la journée ;
- le temps de séjour est très court pour permettre aux bactéries nitrifiantes de coloniser le milieu.

5.4.3. La dénitrification

En supposant qu'il existe une forte nitrification dans un CAHR et en constatant, lors de l'établissement du bilan massique N, une importante perte en azote, nous sommes forcés de supposer qu'une dénitrification a lieu.

Dans le même temps, il faut signaler qu'une inhibition de la dénitrification interdit l'établissement des bactéries dénitrifiantes et *vice et versa*, un temps de séjour court ne permettrait pas à une dénitrification de se dérouler car les bactéries dénitrifiantes n'auraient pas le temps de coloniser le milieu.

Un aperçu est donné en introduction bibliographique sur les conditions de déroulement de la dénitrification dont les principales sont:

- L'anoxie, qui est à distinguer de l'anaérobie, car l'anoxie correspond à des concentrations de DO inférieures ou égales à 0,5 mg/L et non nulles ;
- un pH situé entre 6,9 et 7,5 au maximum et

- une source de carbone pouvant être assimilée par les bactéries dénitrifiantes (voir stoechiométrie de la nitrification et dénitrification).

L'examen des conditions régnant dans le CAHR, conduit selon un mode "secondaire/tertiaire" (El Hafiane et al, 2003) (figure 3.7), montre qu'une dénitrification pourrait avoir lieu pendant la nuit où la concentration en OD atteint la zone de l'anoxie. Ceci à condition qu'un processus de nitrification ait pu avoir lieu pendant la phase diurne.

Cependant, les prélèvements effectués pendant la journée ont toujours donné des concentrations faibles en nitrates inférieures ou égales à 4 mg/L (voir les résultats de ce travail également). Ces valeurs sont en adéquation avec celles rapportées par Tam et Wong (1989) ; Nurdogan et Oswald (1995) ; Cromar *et al.*, (1996) ; Green *et al.*, (1996). Ces concentrations faibles ne peuvent expliquer les pertes importantes en azote mise sur le compte de la nitrification/dénitrification par Wells (2005) et Zhou *et al.*, (2006).

Ainsi, l'occurrence dans le CAHR d'une nitrification/dénitrification conduisant à des pertes en N équivalentes à celles rapportées par Wells (2005) et par Zhou *et al.*, (2006), laisse penser que les conditions qui régnaient dans le CAHR utilisés par ces chercheurs ne correspondaient pas à celle d'un mode de conduite "tertiaire" similaire à celui du CAHR de l'IAV d'où la différence de résultats obtenus.

En effet, l'examen des données expérimentales de ces deux auteurs permettent de confirmer qu'il s'agissait de CAHRs menés selon le mode "secondaire/tertiaire" et non "tertiaire" et que les différences observées sur les parts relatives de nitrification et de volatilisation sont à mettre sur le compte du mode de conduite du CAHR choisi. Le mode "secondaire/tertiaire" favoriserait la nitrification aux dépens de la volatilisation alors que le mode "tertiaire" ferait l'inverse.

5.4.3.1. Conditions de Wells (2005)

Les travaux de Wells ont pour but d'optimiser le traitement tertiaire. Les résultats qui concernent notre analyse résultent de la disposition de deux CAHR en séries en aval du bassin Facultatif et de la fosse de fermentation qui assure le traitement primaire. Les deux CAHR ont une profondeur de 30 cm, un volume total de 150 m³, et une surface totale de 500 m². les roues à palettes assurent la circulation avec une vitesse de 30cm.s⁻¹. Le CAHR 2 permet d'affiner le traitement.

Les temps de conservation pendant cette période d'expérimentation ont été variés entre 3 et 6 jours.

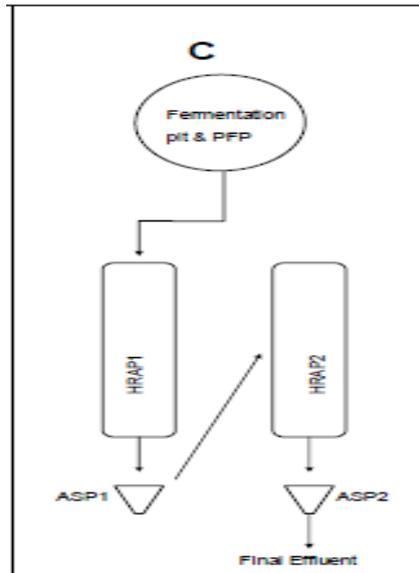


Figure 3.15 : Configuration en série des CAHR (Wells, 2005)

La DCO, l'ammonium, le nitrate, l'orthophosphate ont été analysés par les un Merck Spectroquant SQ118. Les échantillons ont été filtrés par les filtres microglace Whatman GF/C. Le pH est mesuré par le Cyberscan, 2500 pH mètre.

Les échantillons étaient prélevés aux entrées et sorties des ouvrages, chaque semaine pour les essais DCO et nutriments et deux fois par semaine pour des essais bactériologiques.

Pour certaines des études plus à court terme, des échantillons composites ou individuels ont été pris au cours d'une période de 24 heures. Les analyses étaient généralement effectuées dans la demi-heure qui suit d'échantillonnage. S'il n'y a pas possibilité, les échantillons ont été conservés à 4°C pour pas plus 24 heures avant les analyses.



Figure 3.16 : Système expérimental de Wells Pilote Université de Rhodes

L'examen du tableau 3.11 montre que la concentration en DCO à l'entrée du CAHR 1 était de 300 mg/L, soit une charge en DCO de 60 kg/(ha*j) et que celle à l'entrée du CAHR 2 était de 175 mg/L soit 40 kg/(ha*j). Ceci représente pratiquement presque la charge surfacique appliquée au CAHR de l'IAV fonctionnant en mode "tertiaire" et explique l'apparence des valeurs de pH élevés. Ces valeurs de pH allant jusqu'à 11 dans le CAHR 2 sont en effet favorables à la volatilisation de l'ammonium mais ne sont pas favorables à la nitrification. La présence de quantité importante de nitrate dans le CAHR 1 prouve qu'il y a nitrification mais pas de dénitrification à cause de l'abondance d'oxygène dans le milieu. Ainsi le CAHR 1 et CAHR 2 assurent respectivement le traitement secondaire et tertiaire.

Tableau 3.11: Résumé des performances CAHR en séries (Wells, 2005)

	CODt (mg.l ⁻¹)	CODs (mg.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ - N (mg.l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ - N (mg.l ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ - P (mg.l ⁻¹)	<i>E. coli</i> (cfu.100ml ⁻¹)
PFPP effluent	307	203	5.6	12.1	15.7	5.8 x 10 ³
HRAP1	175	128	19.3	5.6	12.1	6.7 x 10 ³
HRAP2	169	124	11	1.4	2.3	4.8

Au cours de cette période d'étude (Juin 2003 à Décembre 2004), il a été observé que 100% des E.Coli ont été tués.

L'introduction d'un second CAHR mis en série a montré une grande désinfection qu'un seul CAHR

Un avantage supplémentaire du second CAHR dans était l'élimination consistante, effective de phosphate et l'ammoniac à < 5mg.l⁻¹ et < 2mg.l⁻¹ respectivement.

Le second CAHR avait un effet négligeable sur l'élimination supplémentaire de la DCO et du nitrate.

5.4.3.2. Conditions de Zhou et al., 2006

Zhou *et al.*, 2006 utilisent deux CAHR placés en série.

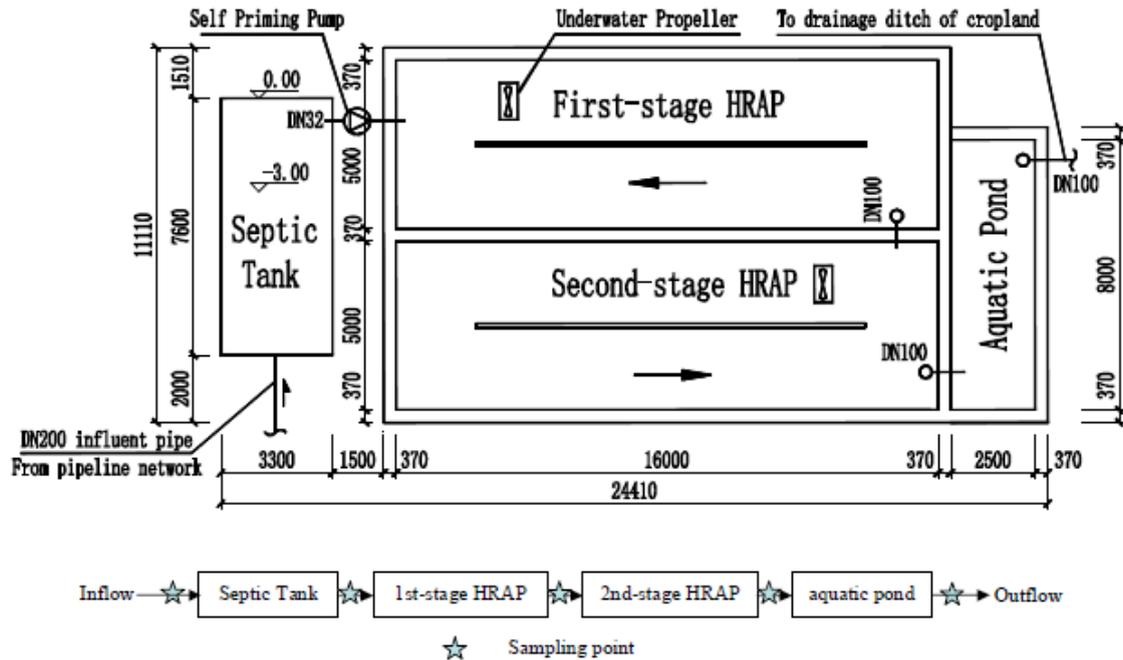


Figure 3.17: Configuration et caractéristiques du système du CAHR (Zhou et al., 2006)

La surface de chacun a une superficie de 80m² (16*5m) avec une profondeur de 0,5m. Les roues à palette fonctionnent à la vitesse de 0,35m/s. Les essais avaient commencé un mois après la stabilisation du système. Durant la période d'expérimentation (Octobre 2004 à Août 2005), les deux CAHR travaillaient avec un temps de rétention hydraulique de 8 jours et un débit des influents de 5m³/j. le système est automatiquement alimenté de 6h à 18h.

Les échantillons sont collectés à 9 h, deux fois par semaine.

La DCO, NT, ammonium, nitrate, nitrite, phosphore total, orthophosphate, MES, et chlorophylle-a (Chl-a) ont été analysés conformément à « Standard Methods for Analysis of Water and Wastewater (1997) ». Le pH a été mesuré sur place avec PHB-4 pH-mètre.

La température et OD ont été également mesurés sur place aussi avec JPB-607 oxymètre.

Les quantités de N perdues par volatilisation sont mesurées grâce à un montage expérimental, celles assimilées par les algues sont déterminées par analyse. Les quantités nitrifiées sont obtenues par différence selon l'équation 2

Les résultats présentés par Zhou *et al.*, (2006) montrent que la nitrification atteint 60% du N admis dans le premier CAHR (first-stage) et qu'elle atteint 70,9 dans le second CAHR (second-stage).

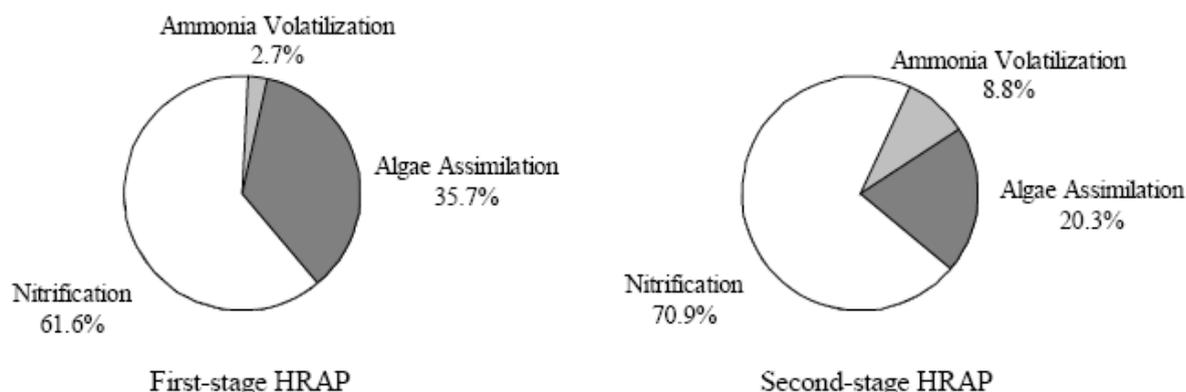


Figure 3.18: Comparison of ammonia transform processes percent in two stage HRAPs

Tableau 3.12: Average physicochemical indexes of influent and effluent of the HRAP System*

Water Quality Characteristics	Septic Tank influent	Septic Tank effluent	First-stage HRAP effluent	Second-stage HRAP effluent	Aquatic Pond effluent
	Mean±SD	Mean±SD	Mean±SD	Mean±SD	Mean±SD
COD(mg/L)	554.85±463.59	289.39±92.18	243.18±67.89	244.14±55.49	110.89±48.19
DCOD(mg/L)	-	186.91±69.29	87.45±49.23	73.87±45.39	70.52±29.87
TN(mg/L)	85.01±38.10	76.75±22.87	60.76±16.22	54.19±13.55	40.96±17.00
DTN(mg/L)	-	69.57±21.6	51.01±15.92	45.17±14.63	37.91±15.29
NH ₄ ⁺ -N(mg/L)	62.93±26.04	64.43±20.8	16.83±15.74	5.43±8.34	6.19±6.52
NO ₃ ⁻ -N(mg/L)	-	1.22±0.62	25.68±11.69	35.29±11.14	27.12±15.10
NO ₂ ⁻ -N(mg/L)	-	0.1±0.32	4.93±3.72	1.69±1.49	1.92±2.35
TP(mg/L)	6.95±4.11	5.19±1.29	4.35±0.63	4.05±0.71	3.33±1.11
DTP(mg/L)	-	4.15±1.01	2.89±0.54	2.51±0.69	3.12±1.07
PO ₄ ⁻ -P(mg/L)	-	3.97±0.95	2.79±0.49	2.40±0.71	2.93±1.08
Chl-a(mg/L)	-	-	0.65±0.36	0.818±0.40	0.101±0.09
DO(mg/L)	-	1.59±0.55	6.82±2.62	9.0±2.5	1.8±0.9
SS(mg/L)	-	47±32	129±62	151±65	20±25
T(°C)	-	17.8±6.8	17.80±9.10	17.8±9.4	17.2±8.7
pH	-	7.65±0.4	7.69±0.27	8.1±0.4	7.1±0.3

*: Averages were calculated using the data obtained over the entire research period.

(Zhou *et al.*, 2006)

L'examen du tableau 3.12 montre que la concentration en DCO à l'entrée du CAHR (first-stage) était de 290 mg/L, soit une charge en DCO de 180 kg/(ha*j) et que celle à l'entrée du CAHR (second-stage) était de 240 mg/L soit 150 kg/(ha*j). Ceci représente respectivement 3 et 2 fois la charge surfacique appliquée au CAHR de l'IAV fonctionnant en mode "tertiaire" et

explique la faiblesse des valeurs de pH qui ne dépassent pas la valeur de 8 même dans le deuxième CAHR. Le CAHR (first-stage) n'atteint pas le pH de 8. Ces valeurs de pH sont en effet favorables à la nitrification mais ne sont pas favorables à la volatilisation de l'ammonium (figure 3.18).

A signaler que la durée du suivi de Zhou *et al.*, 2006 ne dépasse pas 11 mois et que le système n'était pas alimenté pendant la nuit et que la moyenne de température est de 17°C. En comparaison le suivi de l'IAV s'étale sur la période 2003-2010 avec une température moyenne annuelle au dessus de 20°C. Ainsi, étant donnée la courte période de suivi, Zhou *et al.*, 2006 n'auraient pas pu observer le fonctionnement en dents de scie avec les épisodes de déstabilisation donc de dysfonctionnement du système et concluent à des performances d'épuration importantes.

5.4.3.3. Résultats de Mayo et Mutamba, 2004

Mayo et Mutamba, 2004 ont montré dans une étude à l'Université de Dar El Salam dans un CAHR qui recevait comme influent dont la composition en $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, NO , et TN sont respectivement 0,35 mg/l, 5,82 mg/l, 2,71 mg/l, 9,11 mg/l dans la phase 1, que la nitrification, l'assimilation d'ammonium, la minéralisation et la sédimentation jouent un rôle dans l'élimination de l'azote dans le chenal à haut rendement, selon cette étude. En effet, les transformations au cours de cette étude en phase 1 sont les suivantes :

✚ L'augmentation de nitrates à la sortie qui passe de 0,35 à 0,87 mg/l soit 149%. Cette augmentation est attribuée à la nitrification, accompagnée par une diminution de l'ammonium. La disponibilité en OD générée par les activités photosynthétiques des algues dans le CAHR favorise la nitrification. La nitrification dans les systèmes aquatiques est normalement évaluée par l'augmentation de la concentration en nitrate et de la différence en ammonium dans le CAHR (Hseil & Cultas, 1989 ; Azov & Tregubova, 1995).

✚ Pour l'azote ammoniacal, la concentration passe de 5,82 à 3,78 mg/l soit une réduction de 35%. Cette réduction est attribuée à l'assimilation algale et des bactéries et à la nitrification. La nitrification était la principale source de réduction plausible de l'ammonium étant donné une forte concentration de nitrates dans le système. Le pH dans le système étant bas, alors la volatilisation n'aurait pas lieu. La volatilisation intervient

dans quand le pH est au dessus de 9,6 (Reddy & Graetz, 1981), mais le pH du système variait entre 7,6 et 8,1.

- ✚ L'azote organique quand à lui subit une perte de 19%, qui est attribuée à al minéralisation et à la sédimentation.

Les résultats de la phase 2 sont dans le tableau 3.10 et sur la figure 3.15

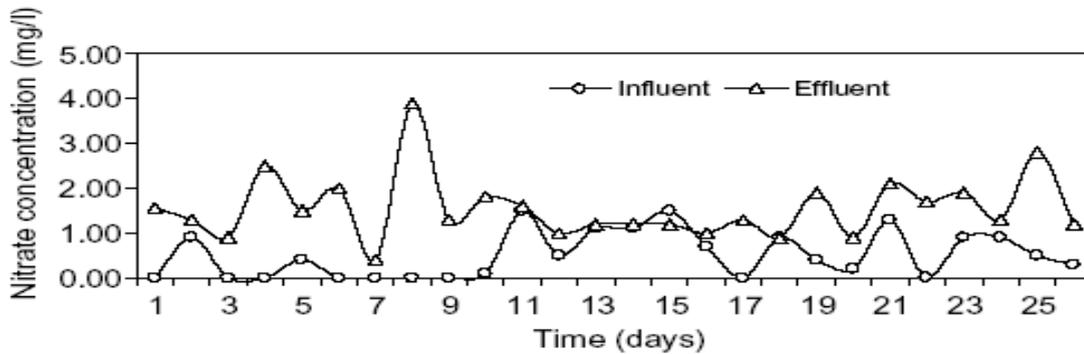


Figure 3.19 : Concentration en NO₃-N de l'influent et de l'effluent en phase 2 de l'étude dans le chenal à haut rendement (Mayo et Mutamba, 2004)

Influent : il s'agit de l'effluent d'un bassin facultatif ce qui explique les faibles concentrations de N reçues, soit 3,90 mg/L de N-NH₄ dont 1,55 mg/L sont transformés en nitrates (une transformation de 40% de N-NH₄). La réduction de l'Ammonium atteint 21% ou 35% selon les temps de séjour dans le chenal qui étaient de 8 et 5 jours respectivement. Les auteurs excluent l'occurrence de la volatilisation en raison des faibles valeurs de pH qui étaient de 7,6 à 8,1 en phase 2 aussi de cette étude.

Tableau 3.13 : Récapitulatif des résultats pour les phases 1 et 2

		Phase 1	Phase 2
Total N-NH ₄	Influent	5,82	3,9
N-NO ₃	Effluent	0,87	1,55
Nitrifié%			
Nitrifié mg/L		0,87	1,55
Total N-NH ₄ enlevé		35	21
Total N-NH ₄ enlevé		2,037	0,819
N-NH ₄ restant		2,91	1,53
Assimilation algale		1,17	-

Conclusion

Eu égard à notre analyse, il en ressort que la concentration en Oxygène dissous est quantité suffisante pour couvrir les besoins de la nitrification dans les conditions du CAHR sous mode

de conduite "tertiaire". Cependant les limites sont bien évidentes en effet par les valeurs du pH se situent au-delà des valeurs inhibitrices pour la nitrification pendant la plus grande partie de la journée et le temps de séjour est très court pour permettre aux bactéries nitrifiantes de coloniser le milieu.

Il ne peut y avoir de dénitrification compte tenu de l'absence d'anoxie dans le CAHR et d'alcalinité du milieu. La concentration en nitrate étant faible dans le CAHR, ce qui veut dire qu'il y a certes la nitrification mais pas assez compte tenu du CAHR sous mode de conduite 'tertiaire de la STEP de l'IAV.

L'occurrence dans le CAHR d'une nitrification/dénitrification conduisant à des pertes en N équivalentes à celles rapportées par Wells (2005) et par Zhou *et al.*, (2006), laisse penser que les conditions qui régnaient dans le CAHR utilisés par ces chercheurs ne correspondaient pas à celle d'un mode de conduite "tertiaire" similaire à celui du CAHR de l'IAV d'où la différence de résultats obtenus.

En effet, l'examen des données expérimentales de ces deux auteurs permettent de confirmer qu'il s'agissait de CAHRs menés selon le mode "secondaire/tertiaire" et non "tertiaire" et que les différences observées sur les parts relatives de nitrification et de volatilisation sont à mettre sur le compte du mode de conduite du CAHR choisi. Le mode "secondaire/tertiaire" favoriserait la nitrification aux dépens de la volatilisation alors que le mode "tertiaire" ferait l'inverse.

L'augmentation du pH induirait à formation de l'ammoniac qui va se volatiliser selon Weiler (1979). Toutes ces conditions sont aussi favorisées par les températures. Ceci dit, ce pH élevé favorise la volatilisation de l'azote ammoniacal dans l'atmosphère. En effet, ce phénomène appelé « Stripping » permet d'éliminer par entraînement gazeux des quantités d'autant plus importantes d'azote ammoniacal que le pH est élevé (SEVRIN REYSSAC *et al.*, 1995). Pour cela on peut dire que la volatilisation de l'ammonium constitue une grande partie de la perte de l'azote dans le CAHR de la STEP de l'IAV. La nitrification étant inhibée, c'est ce qui engendre une concentration très faible de nitrates.

CONCLUSION GENERALE

La station de traitement des eaux usées de l'IAV Hassan II reçoit actuellement un débit moyen journalier de 38 m³, qui est moins important qu'en 2003 avec un débit moyen journalier de 63 m³. Cette diminution du volume d'eaux usées a conduit à l'utilisation exclusive des réacteurs de la série gauche dans le fonctionnement de la STEP. Au terme de cette étude, la conclusion tirée est que, treize années après sa mise en service la STEP de l'IAV fonctionne toujours bien avec des performances équivalentes à celles établies par El Hafiane et El Hamouri en 2005

Les performances du RAFADE dans l'élimination de la matière organique et des matières en suspension, le place parmi les réacteurs à haut rendement. Ce système est conduit en mode 'capacité maximale de rétention des solides' ou maximum sludge hold-up (Van Haandel & Lettinga, 1994), où les boues excédentaires quittent le réacteur avec l'effluent quand la taille du lit de boues atteint son niveau maximum. Un tel mode de conduite est mis à profit pour simplifier la manutention des boues. L'évacuation des boues à partir du système devient une opération simple ne demandant pas plus de 20 minutes par jour et ne nécessitant pas l'arrêt du réacteur

L'étude des performances épuratoires actuelles du RAFADE de la station de l'IAV montre de très bons rendements à savoir : DCOt : 87 % et MES: 83 %. Au niveau du lit de boues, la concentration moyenne en MST est de 19 g/l dans R1 dont 27% sont sous forme organique (MVT). Dans le réacteur R2, cette concentration est en moyenne de 43 g/l dont 38% sont sous forme organique.

Toutefois, nous n'avons pas tenu compte des paramètres microbiologiques dans l'évaluation des performances au niveau de ce système. Car l'effet de désinfection s'obtiendra principalement en aval par le CAHR et les bassins de maturation. Il est intéressant de noter tout de même que le RAFADE est également performant dans l'élimination des œufs d'helminthes, comme cela a été montré dans les études antérieures (EL Hafiane, 2003 et Serhane, 2005).

Par ailleurs la quantité de boues sèches produites par jour est en moyenne de 5,48 kg soit 0,22 kg/m³ d'eau traitée et varie selon les jours, avec une durée moyenne de séchage de 5 jours et une température moyenne de 25°C. Néanmoins cette quantité de boues produites n'est pas en corrélation dans tous les cas avec la vitesse d'ascension. Puisque pour un même débit ou encore pour un débit élevé ou faible, on peut avoir une faible ou une forte production de boues sèches.

Ce manque de corrélation peut être expliquée d'une part par le sous-dimensionnement du décanteur placé en aval du réacteur R2 ainsi que la nature des MES composées de particules avec un indice de décantabilité important. D'autre part par la charge des eaux usées reçues par les réacteurs dans les jours voire les semaines qui ont précédé l'opération d'évacuation des boues.

Toutefois, en l'absence des évidences d'une telle hypothèse on peut dire que ce phénomène reste donc non maîtrisé. Ainsi la question reste posée, celle qui dit que : Est-ce que les réacteurs crachent plus de boues en présence d'un fort débit entrant d'eaux usées et donc une grande vitesse d'ascension ou bien la production de boues est faible lorsque la vitesse d'ascension est grande ou faible ?

Au niveau du CAHR, il ressort que la concentration en Oxygène dissous est quantité suffisante pour couvrir les besoins de la nitrification dans les conditions du CAHR sous mode de conduite "tertiaire". Cependant les limites sont bien évidentes en effet par les valeurs du pH se situent au-delà des valeurs inhibitrices pour la nitrification pendant la plus grande partie de la journée et le temps de séjour est très court pour permettre aux bactéries nitrifiantes de coloniser le milieu.

Il ne peut y avoir de dénitrification compte tenu de l'absence d'anoxie dans le CAHR et d'alcalinité du milieu. La concentration en nitrate étant faible dans le CAHR, ce qui veut dire qu'il y a certes la nitrification mais pas assez compte tenu du CAHR sous mode de conduite 'tertiaire de la STEP de l'IAV.

L'occurrence dans le CAHR d'une nitrification/dénitrification conduisant à des pertes en N équivalentes à celles rapportées par Wells (2005) et par Zhou *et al.*, (2006), laisse penser que les conditions qui régnaient dans le CAHR utilisés par ces chercheurs ne correspondaient pas à celle d'un mode de conduite "tertiaire" similaire à celui du CAHR de l'IAV d'où la différence de résultats obtenus.

En effet, l'examen des données expérimentales de ces deux auteurs permettent de confirmer qu'il s'agissait de CAHRs menés selon le mode "secondaire/tertiaire" et non "tertiaire" et que les différences observées sur les parts relatives de nitrification et de volatilisation sont à mettre sur le compte du mode de conduite du CAHR choisi. Le mode "secondaire/tertiaire" favoriserait la nitrification aux dépens de la volatilisation alors que le mode "tertiaire" ferait l'inverse.

BIBLIOGRAPHIE

Agences de bassins (1979), Lagunage naturel et lagunage aéré : procédés d'épuration des petites collectivités, CTGREF d'Aix en Provence.

Ajir A., 1997. Contribution à l'étude de la biomasse produite par un chenal algal au cours de l'épuration des eaux usées. Diplôme d'Etudes Supérieures de 3^{ème} cycle, Université Mohamed 1^{er}, Faculté des Sciences d'Oujda pp.138.

APHA (1989). **Standard methods** for the examination of water and wastewater 17th edition. American Public Health Association, New York, USA.

Azov, Y., Tregubova, T., 1995. Nitrification processes in stabilization reservoirs. *Water Sci. Technol.* 31 (12), 313–319.

Berdai H., Jellal N., & El Hamouri B., 1989. Traitement des eaux usées dans un chenal algal à haut rendement et leur réutilisation pour l'irrigation du chou. *Journal Homme Terre et eaux*, Vol. 19, N°77.

Berrada R., 1993. La fluorescence variable comme moyen de suivi de l'activité photosynthétique dans le chenal algal à haut rendement. Thèse de Doctorat de l'EMi, 153p.

Bouabdalli K., 1998. Valorisation des eaux usées épurées dans un système de lagunage à haut rendement par l'élevage de carpe. Mémoire de troisième cycle, IAV Hassan II Rabat, 114p.

Bryant M.P. 1979. Microbial methane production-theoretical aspects. *J. Animal. Sci.* 48:193-201.

Chalabi M.E., 1993. Performance de l'élimination des œufs d'helminthes et étude de leur viabilité dans le chenal algal à haut rendement. Thèse de 3^{ème} cycle, Fac. Sci. Semlalia, Marrakech, 118p.

Clesceri, Lenore, S., Arnold E. Greenberg, Andrew D. Eaton, and Mary Ann H. Franson, Eds., 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th ed., American Public Health Association, Washington, D.C.

Cornell University, (1978), land application of waste, Module 15: Nitrogen consideration

Crites, R. and G. Tchobanoglous (1998) **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**, WCB and McGraw-Hill, New York, USA.

Cromar N.J., Followfield, H.J. and 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. Tech.* 34:11 pp 133-140

Degrémont, 1989, Mémento technique de l'eau, Tome II, 9ème Edition.

EL Hafiane F., (2003). Une nouvelle approche combinant deux systèmes à haut rendement anaérobie/aérobie pour l'épuration des eaux usées domestiques, thèse doc.es-sciences agron. pp. 29-96.

El Hafiane et El Hamouri, 2005. Anaerobic reactor/ high rate pond combined technology (ARHRPCT) for sewage treatment in the Mediterranean area, *water science & technology*.

El Hamouri B., Bouchabchoub A., Rhallabi N., Marghich M. & Ettalibi M., 1987. Traitement des eaux usées domestiques dans un chenal algal à haut rendement. *Actes Inst. Agro. Vet.*, 7 (3et 4), pp.5-15.

El Hamouri B., Moundib R. & Berrada R., 1989. Variable fluorescence for monitoring algal activity in high rate algal pond. In the proceedings of the VIII international congress of photosynthesis Stockholm pp.398-401.

El Hamouri B., Jellal J.E., Belkhadir R., Moundib R., Berrada R. & Rhallabi N., 1994a. Metabolic interactions between algae and bacteria during wastewater treatment in high rate algal pond. In *Algal Biotechnology in the Asia-pacific Region*, Phang et al. (Eds) University of Malaya, 300-305.

El Hamouri B., Khallayoune K., Bouzoubaa K., Rhallabi N. & Chalabi M., 1994b. High-rate algal pond performances in faecal and helminth egg removals. *Wat.Res.*, Vol.28, N°1 pp. 171-174.

El Hamouri B., Jellal J., Outabiht H., Kkhallayoune K., Ben Kerroum A., Hajli A. & Firadi R., 1995. The performance of a high-rate algal pond in Moroccan climate. *Wat.Sci.Tech.*, Vol.31, N°12, pp.67-74.

El Hamouri B., 1996, Rapport consultation génie sanitaire. Projet MOR 86/018, Épuration et réutilisation des eaux usées à des fins agricoles, PNUD-FAO-OMS.

El Hamouri B., 2005, Réacteur anaérobie et chenal à haut rendement, 112p.

Essatara M'B., Moundib R., El hamouri. & Ettalibi M. 1993. Algal harvested from high-rate algal pond. Biochemical and nutritional values. Actes de l'IAV Hassan II (Morocco), Vol. 13(1) : 5-13.

Firadi R., 1996. Epuration et réutilisation des eaux usées de Ouarzazate en agriculture : devenir des œufs d'helminthe et études de leur viabilité dans les eaux usées et les boues. Thèse de 3^{ème} cycle, Fac. Sci. Marrakech, 114p.

GLS. Société d'ingénierie et conseils. L'élimination de la pollution azotée des eaux résiduaires urbaines. MEMOTÉC N°24 <http://www.gls.fr/memotec24.htm>

Gomella C., Guerree H., 1978. Le traitement des eaux publiques, industrielles et privées. Edition Eyrolles Paris, 262p.

Green, F.B., Bernstone, L.S., Lundquist, T.J. and Oswald W.J. (1996). Advanced integrated wastewater pond systems for nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 33: 7 pp 207-217.

Grady, C.P.L. Jr and H.C. Lim (1980). Biological wastewater treatment. Marcel Dekker; NY.

Guedira S. & El Hamouri B., 1999. Effets combinés de l'oxygène dissous du pH de la température et de la lumière sur la survie d'*Escherichia Coli* et de *Salmonella typhimurium* au cours de l'épuration des eaux usées. Actes de l'IAV Hassan II 19 (4) 191-197.

Haskoning, 1989, anaerobic Treatment of Domestic Waste Water Under Tropical Conditions, Royal Dutch Consulting Engineers and Architects, Final report.

Haskoning, 1994, Royal Dutch Consulting Engineers and Architects, Anaerobic treatment of domestic wastewater under tropical conditions. DECOM manual.

Henze M. Et Harremoes P., 1983, Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors, A literature review. *Wat.Sci.Tech.*, 1-10.

Hsieh, Y.P., Coultas, C.L., 1989. Nitrogen Removal from Freshwater Wetlands: Nitrification-denitrification Coupling Potential. Lewis, Chelsea.

Kassab K., 1993. Performance d'élimination des germes de contamination fécale dans un chenal algal à haut rendement et étude, au laboratoire, de la viabilité de *Escherichia Coli*. Doctorat de 3^{ème} cycle, Univ. Mohamed Ben Abdellah, Fac.Sci. Dhar Mehraz, Fes, 118p.

Kaoutar S., (2009). Effet de la densité des roseaux sur le comportement hydraulique et sur les performances épuratoires du filtre planté à écoulement vertical type CEMAGREF, Mémoire de troisième cycle ; IAV. pp. 38-43 & 119-125

Kôkôh Rose E., (2009). Lagunage anaérobie : modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse doc.es-sciences envir. pp 7-30.

Lahjouj, 2006. Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal et le chenal algal à haut rendement : performance en post-traitement. Mémoire de fin d'études, IAV Hassan II

Lacour, 2005. Caractérisation des substances Azotées et Phosphatées contenues dans les effluents liquides de la ravine Bois de chêne (Port-au-Prince). Mémoire de Fin d'Etudes. Université d'Etat d'Haïti.

Levallois P., Phaneuf D., 1994, La contamination de l'eau potable par les nitrates : analyse des risques à la santé. *Rev. Can. santé publique*, 85, 192-196.

Lettinga G. van Velsen A.F.M., Hobma S.W., de Zeeuw W.J. & Klapwijk A., 1980, Use of the up-flow sludge blanket (USB) concept for biological wastewater treatment, especially anaerobic treatment. *Biotechnology and bioengineering* **22**, pp: 699–734.

Lettinga G.,1992, Treatment of raw sewage under tropical conditions, In Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes, Volume 7, Lancaster, Pennsylvania, USA.

Lettinga G., Field J., van Lier J., Zeeman G. & Hulshoff Pol. L.W.,1997, Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future, *Wat.Sci.Tech.*, **35** (10), pp: 5-12.

Manahan S. E., 2000. Environmental Chemistry, 7^e edition, Boca Raton. CRC press LLC, USA, Lewis Publisher, and 1492 p.

Mayo,A.W., Mutamba,J.,(2004), Effect of HRT on nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted subsurface flow gravel bed constructed wetland, *Physics and Chemistry of the Earth*, **29**, 1253-1257

Mesplé F., Trousselier M., Casellas C. & Bontoux J. (1995) Difficulties in modelling phosphate evolution in a high-rate algal pond. *Wat.Sci.Tech.* **31** (12): 45-54.

Moundib R., 1990. Contribution à l'étude de la biomasse produite dans un chenal algal à haut rendement : performance de l'épuration des eaux usées et valorisation nutritionnelle. Doctorat de 3^{ème} cycle, Université Mohamed V, Faculté des Sciences Rabat, 114p.

Moustansir T. E., 1991. Contribution à l'étude des performances d'un chenal algal à haut rendement. Projet de fin d'études, EMI Rabat, 60p.

Moutin T., Gal J.Y., EL Halouani H., Picot B. & Bontoux J.(1992) Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate: theoretical and experimental. *Wat.res.* **26** (11):1445-1450.

Naour N., 1996. Impact de la réutilisation des eaux usées en agriculture sur la contamination des cultures par des œufs d'helminthes. Thèse de 3^{ème} cycle, Fac. Sci. Sémalia. Marrakech, 101p.

Nurdogan Y. & Oswald W.J. (1995) Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Wat.Sci.Tech.* **31** (12):33-43.

Office International de l'Eau, 2000. Assainissement collectif. Site web: <http://www.carteleau.org/>

Oldham R. S., Latham D. M., Hilton-Brown D., Towns M., Cooke A. S., Burn A., 1997, The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival. *Ag. Ecosyst.Environ.*, **61**, 69-74.

Oswald, W. J. and Gotaas, H. B. (1957). Photosynthesis in sewage treatment. *Transaction of the American Society of Civil Engineering*, **122**, 73-105.

Oswald W.J. (1988). Large-Scale algal culture systems (engineering aspects). In *Microalgal biotechnology*. By Borowitzka and Borowitzka, eds., Cambridge University Press, U.K.

PDE : Plan Directeur de L'eau, 1998

Pohaland F.G. 1992. Anaerobic treatment: Fundamental concepts applications and new horizons. In design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Technomic Ed.

Rami A., 2001. Epuration des eaux usées urbaines dans un chenal algal à haut rendement : comparaison avec les bassins facultatifs et détermination des paramètres de dimensionnement et de conduite optimale. Doctorat de 3^{ème} cycle, Université Mohamed V, Faculté des Sciences Rabat, 118p.

Reddy K.R., Graetz A., 1981. Use of shallow reservoir and flooded organic soils for wastewater treatment: nitrogen and phosphorus transformation. *J. Environ. Qual.* **10**, 112–119.

Rhallabi N., Moundib R., Maaroufi M., Marghich M., Khallayoune K., Bouzoubaa K., Agoumi A., Ettalibi M., Jellal N., Touzani M., Mekrane M., Handoufe A., Benchokroun T. & El hamouri

B., 1990. Effet des irrigations avec des eaux brutes et épurées sur le sol, le rendement d'une culture de tomate et qualité hygiénique de la récolte. Actes Inst. Agron. Vét, Vol.10, N°2, pp57-66.

Satin M. et Bechir S. (1999). Guide technique de l'assainissement : Edition le moniteur. Isbn n° 2-281-11184-9

Serhane, (2005). Impact du système de distribution de l'influent et de collecte de l'effluent sur le régime hydraulique et les performances épuratoires des réacteurs anaérobies à flux ascendant et à deux étapes. pp.73-108 Mémoire de troisième cycle ; IAV

Sevrin-Reyssac J., De La Noüe J., Proulx D., 1995. Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 118p.

Taha J., 1986. Traitement des eaux usées résiduelles de sucrerie : la fosse d'oxydation à culture algale contrôlée. Mémoire de fin d'études, IAV Hassan II Rabat, 80p.

Tahiri A., 1991. Contribution à l'étude d'un chenal algal à haut rendement-influence du temps de passage et de la charge organique. Projet de fin d'études, ÉMI, Rabat, 68p.

Tarmoul, 2007. Détermination de la pollution résiduelle d'une station d'épuration par lagunage naturel "cas de la lagune de Beni-Messous". Mémoire de fin d'études ; Institut des sciences de la mer et de l'aménagement du littoral.

Toumi A., Nejmeddine A. & El Hamouri B., 1999. Heavy metals removal in waste stabilization ponds and high rate algal ponds. 4th IAWQ Conference on waste stabilization ponds, 20-23 Avril Marrakech, Morocco.

U.S. EPA. 1975. Process design manual for nitrogen control. EPA/625/1-77/007 (NTIS PB-259149). Washington, DC.

Van der Last & Lettinga G., 1992, Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Dutch) using upflow reactors at increased superficial velocities. *Wat.Sci.Tech.*, **25** (7), 167-178.

Van Haandel A. & Lettinga G., 1994, Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with a Hot Climate. Wiley & Sons, Chichester UK.

Van Lier J.B. & Lettinga G. 1999, Appropriate technologies for effective management of industrial and domestic wastewaters: the decentralized approach. *Wat.Sci.Tech.*, **40** (7), pp:1-18.

Weiler R.R. (1979). Rate of loss of ammonia from water to the atmosphere. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **36**(6), 685-689.

Wells C. D., 2005. Tertiary Treatment in Integrated Algal Ponding Systems. Thesis, Master of Science, Rhodes University, Grahamstown, South Africa.

WHO, 1995, Concern for Europe's Tomorrow, Health and the environment in the WHO European region. World Health Organization (WHO), Rapport WHO European Centre for Environment and Health, Stuttgart, 537 pp.

WHO, 2003, Nitrate and nitrite in Drinking-water (Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality). World Health Organization (WHO), Rapport WHO/SDE/WSH/04.03/56, 16 pp.

Zeeman G. & Lettinga G. (1999). The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. *Wat. Sci. Technol.* **39** (5), 187-194

ZHOU Q, HE S. L., HE X.J., HUANG X.F., PICOT B., LI X.D., CHEN G. 2006 , Nutrient removal mechanism in high algal pond treating rural domestic sewage in East China. 7th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Bangkok, 24-27 September, Thailand, Proceedings in CD Iwa-wsp 0501, 7p.

ANNEXE 1 : Résultats dans le CAHR

22-23/06/10

Temps	Température T°C	OD (mg/l)
11:03	25	19,3
11:13	25,1	20,5
11:23	25,3	21,9
11:33	25,5	22,5
11:43	25,7	22,1
11:53	26	24,6
12:03	26,2	25,5
12:13	26,4	25,9
12:23	26,6	25,7
12:33	26,9	27,4
12:43	27,1	28
12:53	27,3	28,6
13:03	27,5	29,9
13:13	27,7	30,5
13:23	27,9	31,3
13:33	28,1	31,2
13:43	28,3	33,5
13:53	28,5	33,2
14:03	28,7	54,4
14:13	28,8	60,1
14:23	29	59,7
14:33	29,2	62,2
14:43	29,4	66,3
14:53	29,5	53,2
15:03	29,6	59,8
15:13	29,8	69,3
15:23	29,9	56,7
15:33	30	60,7
15:43	30	71,8
15:53	30,1	63,5
16:03	30,2	74,2
16:13	30,2	74,1
16:23	30,3	76,1
16:33	30,3	62,5
16:43	30,4	79
16:53	30,4	57,8
17:03	30,4	60,8
17:13	30,4	67,1
17:23	30,4	75

17:33	30,4	81,7
17:43	30,3	82,8
17:53	30,3	69,8
18:03	30,2	65,2
18:13	30,2	82,8
18:23	30,1	84
18:33	30,1	76,1
18:43	30	69,1
18:53	29,9	76,8
19:03	29,7	85,2
19:13	29,7	71,3
19:23	29,5	59,2
19:33	29,4	59
19:43	29,3	59,1
19:53	29,2	43,9
20:03	29,1	56,7
20:13	28,9	55,4
20:23	28,8	55,7
20:33	28,7	59,2
20:43	28,6	67,4
20:53	28,4	57,9
21:03	28,3	62,7
21:13	28,2	69,7
21:23	28,1	68,9
21:33	28	69,1
21:43	27,9	67,2
21:53	27,8	63,4
22:03	27,7	62
22:13	27,6	57,4
22:23	27,5	53,1
22:33	27,4	48,7
22:43	27,2	43,6
22:53	27,2	40
23:03	27,1	37,1
23:13	27	34,3
23:23	26,9	31,7
23:33	26,8	30,1
23:43	26,7	28,6
23:53	26,7	27,2
00:03	26,5	25,3
00:13	26,5	23,4
00:23	26,4	22,2
00:33	26,3	20,2
00:43	26,3	18,5
00:53	26,2	12,4

01:03	26,1	5,5
01:13	26	4,9
01:23	26	4,3
01:33	25,9	3,3
01:43	25,8	3,1
01:53	25,8	2,3
02:03	25,7	2,1
02:13	25,6	2,1
02:23	25,6	1,6
02:33	25,5	1,8
02:43	25,4	1,5
02:53	25,4	1,5
03:03	25,3	1,3
03:13	25,2	1,2
03:23	25,1	1,2
03:33	25,1	1,6
03:43	25	1,4
03:53	25	1,4
04:03	24,9	1,6
04:13	24,8	1,4
04:23	24,8	1,4
04:33	24,7	1,2
04:43	24,7	1,2
04:53	24,6	1,3
05:03	24,5	1,6
05:13	24,4	1,2
05:23	24,4	1,3
05:33	24,3	1,5
05:43	24,2	1,4
05:53	24,2	1,3
06:03	24,1	1,3
06:13	24,1	1,5
06:23	24	1,5
06:33	23,9	1,4
06:43	23,9	1,5
06:53	23,8	1,4
07:03	23,8	1,6
07:13	23,8	1,3
07:23	23,7	1,5
07:33	23,7	1,8
07:43	23,7	1,9
07:53	23,7	2,1
08:03	23,7	2,5
08:13	23,8	3,1
08:23	23,8	3,3

08:33	23,8	4,1
08:43	23,8	4,3
08:53	23,9	4,8
09:03	23,9	5,4
09:13	24	6
09:23	24	7
09:33	24,1	7,4
09:43	24,1	8
09:53	24,2	8,6
10:03	24,4	9,6
10:13	24,5	10,8
10:23	24,6	11,5
10:33	24,8	12,6
10:43	25	13,6
10:53	25,2	14,5
11:03	25,4	15,7
11:13	25,5	16,8
11:23	25,7	17,8
11:33	26	18,7
11:43	26,1	19,7
11:53	26,3	20,7
écart type	2,3	28,2
moyenne	26,8	31,1
max	30,4	85,2
min	23,7	1,2

29-30 /06/10

Temps	OD(mg/l)	T°C
09:32	3,9	24,8
09:42	4,2	24,9
09:52	5,2	25
10:02	5,6	25
10:12	6,3	25,1
10:22	6,7	25,1
10:32	6,9	25,2
10:42	7,4	25,3
10:52	8,1	25,4
11:02	9,1	25,5
11:12	9,7	25,6
11:22	10,9	25,8
11:32	11,5	26
11:42	12,5	26,2
11:52	13,2	26,4
12:02	14,2	26,6
12:12	14,7	26,8
12:22	14,2	27,1
12:32	14,3	27,3
12:42	16,2	27,6
12:52	17,8	27,8
13:02	18,5	28,1
13:12	34,9	28,3
13:22	36,5	28,5
13:32	44,6	28,8
13:42	47,9	29
13:52	51,3	29,3
14:02	40	29,5
14:12	51,5	29,7
14:22	51,5	29,9
14:32	56,4	30,1
14:42	61	30,2
14:52	57,1	30,4
15:02	60,1	30,5
15:12	60,5	30,7
15:22	48,7	30,8
15:32	51,8	31
15:42	63,6	31,1
15:52	63	31,2
16:02	42	31,3
16:12	49,3	31,4
16:22	62,9	31,5

16:32	52,5	31,6
16:42	50,1	31,6
16:52	42	31,7
17:02	56,1	31,7
17:12	55,4	31,7
17:22	53,2	31,7
17:32	49,7	31,7
17:42	48	31,7
17:52	46,4	31,7
18:02	45,4	31,7
18:12	44,5	31,6
18:22	43,7	31,6
18:32	44,8	31,5
18:42	44,1	31,4
18:52	43,2	31,3
19:02	42,6	31,2
19:12	42,4	31,1
19:22	41,7	31
19:32	41	30,9
19:42	40,2	30,7
19:52	39,6	30,6
20:02	39,1	30,5
20:12	38,7	30,4
20:22	38	30,3
20:32	37,4	30,1
20:42	36,8	30
20:52	36,2	29,8
21:02	35,3	29,7
21:12	34,8	29,6
21:22	33,8	29,5
21:32	32,6	29,4
21:42	30,4	29,2
21:52	28,3	29,1
22:02	26,7	29
22:12	25,8	28,9
22:22	24,6	28,8
22:32	23,4	28,7
22:42	22,3	28,6
22:52	21,1	28,5
23:02	19,3	28,5
23:12	18,1	28,4
23:22	17,1	28,3
23:32	15,6	28,2
23:42	14,6	28,1
23:52	13,2	28

00:02	12,3	28
00:12	11,2	27,9
00:22	9,9	27,8
00:32	7,2	27,8
00:42	4,3	27,7
00:52	2,1	27,6
01:02	1,7	27,5
01:12	1,3	27,5
01:22	1	27,4
01:32	0,8	27,3
01:42	0,8	27,3
01:52	0,7	27,2
02:02	0,6	27,1
02:12	0,6	27
02:22	0,6	26,9
02:32	0,7	26,9
02:42	0,7	26,8
02:52	0,5	26,7
03:02	0,6	26,7
03:12	0,5	26,6
03:22	0,5	26,5
03:32	0,4	26,5
03:42	0,6	26,4
03:52	0,4	26,4
04:02	0,6	26,3
04:12	0,4	26,3
04:22	0,6	26,2
04:32	0,5	26,1
04:42	0,4	26,1
04:52	0,5	26
05:02	0,5	25,9
05:12	0,6	25,9
05:22	0,5	25,8
05:32	0,5	25,7
05:42	0,4	25,7
05:52	0,5	25,6
06:02	0,6	25,5
06:12	0,5	25,5
06:22	0,4	25,4
06:32	0,4	25,4
06:42	0,6	25,3
06:52	0,5	25,2
07:02	0,5	25,2
07:12	0,4	25,1

07:22	0,6	25,1
07:32	0,8	25,1
07:42	0,8	25
07:52	1,2	25
08:02	1,2	25
08:12	1,5	25
08:22	2,1	25,1
08:32	2,2	25,1
08:42	2,7	25,1
08:52	3	25,2
09:02	3,5	25,2
09:12	4	25,3
09:22	4	25,3
09:32	4,4	25,3
09:42	4,8	25,4
09:52	4,9	25,4
10:02	5,3	25,5
10:12	5,9	25,5
moyenne	20,7	27,9
max	63,6	31,7
min	0,4	24,8
écart type	20,7	2,3

ANNEXE 2 : Dosage des nitrates

Par la méthode au salicylate de sodium

Principe :

En présence de salicylate de sodium, les nitrates réagissent du paranitro-salicylate de sodium, coloré et susceptible d'un dosage calorimétrique.

Préparation des réactifs

- Solution de salicylate à 0,5%

Cette solution ne peut pas être conservée plus de 24h.

- Solution de NAOH et de tartrate de sodium et de potassium

On dissout 40g de NAOH et 6g de tartrate de sodium et de potassium dans 100ml d'eau distillée. A conserver dans des flacons de polyéthylène.

- Solution mère à 0,1g/l

Dissoudre 0,722g de nitrate de potassium anhydre dans une fiole jaugée de 1000ml d'eau distillée.

- Solution fille à 0,01g/l

Prélever 100ml de la solution fille et introduire dans une fiole jaugée de 1000ml d'eau distillée.

Tableau de la courbe d'étalonnage des nitrates

concentration(mg/l)	solution étalon fille à 0,01g/l (ml)	eau distillée (ml)	solution de salicylate de Na à 0,5% (ml)	mg/l N-NO3	mg/l NO3	Absorbance
0	0	10	1	0	0	0,005
1	1	9	1	1	4,43	0,03
2	2	8	1	2	8,86	0,355
5	5	5	1	5	22,15	1,148
10	10	0	1	10	44,3	-

ANNEXE 3 : Echantillonnage et mode opératoire des différentes analyses

❖ Dosage des matières en suspension (MES)

○ Manipulation des échantillons

Les échantillons sont placés dans des flacons d'un matériau transparent. On évite de les remplir complètement pour permettre un mélange efficace lors de l'agitation du flacon. On analyse les échantillons.

Les échantillons peuvent être conservés, jusqu'à 2 jours, à l'abri de la lumière, à une température comprise entre 1°C et 5°C et sans congélation. On n'ajoute pas des adjuvants pour la conservation.

○ Mode opératoire

Humecter les filtres avec de l'eau distillée pour enlever toute trace de poussière.

Déposer les filtres sur des boîtes de pétri et les mettre dans l'étuve à une température de 105°C pendant une heure, le temps de les faire sécher et jusqu'à un poids constant.

Retirer les filtres de l'étuve et laisser refroidir, les mettre dans le dessiccateur pendant 15 minutes. Ensuite, peser les filtres à 0,1 mg près à l'aide d'une balance de précision. Déposer le filtre dans l'entonnoir du dispositif de filtration sous vide.

Agiter vigoureusement le flacon et transférer immédiatement et d'un seul trait, un volume convenable d'échantillon dans une éprouvette graduée. Choisir un volume d'échantillon de sorte que la masse du résidu sec déposé sur le filtre soit comprise dans la gamme optimale de dosage, soit entre 5 mg et 50 mg. Prendre 100 ml de l'échantillon et le faire passer par le filtre. Dans le cas des eaux usées brutes, on prend juste 50 ml pour éviter le colmatage du filtre. N'oublier pas de rincer l'éprouvette graduée et la paroi de l'entonnoir avec environ 20 ml d'eau distillée pour chacun.

Retirer le filtre et placer le dans sa boîte de pétri pour ensuite le sécher dans l'étuve à 105°C, pendant 2 heures jusqu'à poids constant.

Retirer les filtres de l'étuve et laisser refroidir à la température ambiante puis les mettre dans le dessiccateur pendant 15 minutes. Finalement peser les filtres sans les boîtes de pétri et noter la masse finale.

❖ Dosage des matières en suspension volatiles (MVS)

○ Mode opératoire

Identifier les creusets sous le dessous avec un plomb.

Placer les filtres résultants du dosage des MES dans les creusets. Ensuite mettre ces derniers dans le dessiccateur pendant 15 minutes. Peser la masse des filtres avec les creusets avec une balance très précise. Mettre au four à 530°C, pendant 2 heures, on les laisse refroidir toute la nuit. Le

lendemain mettre les échantillons dans le dessiccateur pendant 15 minutes. Finalement peser les échantillons.

❖ **Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)**

○ **Manipulation des échantillons**

Les échantillons doivent être prélevés de préférence dans des flacons en verre ou bien en polyéthylène. Analyser les échantillons dès que possible après le prélèvement. Sinon, conserver les en milieu acide de $\text{pH} < 2$ et à $5^\circ\text{C} \pm 3^\circ\text{C}$. Agiter les flacons et s'assurer que leur contenu soit bien homogénéisé avant de prélever une prise d'essai pour l'analyse ou d'effectuer des dilutions éventuelles.

○ **Mode opératoire**

Rincer les tubes de digestion pour DCO à l'eau distillée et avec une solution de H_2SO_4 pour rinçage, introduire 10 ml de l'échantillon et 10 ml d'eau distillée dans un deuxième tube (solution témoin), mettre 10 ml de HPP (hydrogénéphthalate de potassium) dans un troisième tube (solution de référence de 500 mg/l de DCO).

Ajouter dans chaque tube 5 ml de la solution de mercure et de dichromate de potassium et 15 ml de sulfate d'argent.

Mettre les tubes de digestion pour la DCO dans les orifices du minéralisateur pour DCO, mettre les réfrigérants à reflux sur les tubes de digestion pour DCO. Régler le cadran du minéralisateur à 120 minutes à une température de 150°C , appuyer sur le bouton chauffage et mettre l'autre bouton en position préchauffage, attendre 15 minutes. Une fois les 15 minutes écoulées, changer la position du bouton préchauffage en position ébullition. Une fois les 120 minutes écoulées, la machine s'arrête d'elle-même. Laisser refroidir et laver la paroi interne du réfrigérant à l'eau distillée en recueillant les eaux de lavage dans le tube. Compléter à environ 75 ml avec de l'eau distillée et refroidir à température ambiante.

Titrer l'excès de dichromate avec le sel de Mohr, en présence de 2 ou 3 gouttes de la solution d'indicateur à la ferroïne.

Noter comme point de virage le changement brusque de couleur du bleu-vert au brun-rouge, même si le bleu-vert réapparaît au bout de quelques minutes.

❖ **Matières décantables (MD)**

Les matières décantables constituent la fraction des matières en suspension qui décante dans un cône d'Imhoff pendant une durée donnée (généralement deux heures). Le résultat est exprimé en ml/l.

❖ **Matières sèches totales (MST) et matières volatiles totales (MVT)**

La détermination des matières sèches totales (MST) permet d'estimer la teneur en matières dissoutes et en suspension d'une eau non filtrée. Un volume d'eau pris d'un échantillon bien mélangé est évaporé à 105°C jusqu'à poids constant. La matière sèche restante est ensuite calcinée

à 525°C pendant 2 heures et pesée à nouveau pour déterminer la fraction volatile des matières sèches totales (MVT).

ANNEXE 4: Méthode de préparation des solutions pour l'analyse de la DCO

❖ Acide sulfurique, (H₂SO₄), 4N

Ajouter environ 500 ml d'eau, avec précaution et par portions, 220 ml d'acide sulfurique (1,84 g/l). Laisser refroidir et diluer à 1000 ml.

❖ Solution de mercure et de dichromate de potassium

Dans une fiole de 1000 ml, dissoudre 40 g de sulfate de mercure (I) (HgSO₄) dans 800 ml d'eau distillée. Ajouter 100 ml de l'acide sulfurique (H₂SO₄; 1,84). Laisser refroidir et ajouter ensuite 11,767 g de dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇), préalablement séché à 105°C pendant 2 heures, compléter la solution avec de l'eau distillée jusqu'à la ligne de 1000 ml. La solution est stable pendant un mois.

❖ Sulfate d'argent-Acide sulfurique

Dans une fiole jaugée de 1000 ml, introduire 10 g de sulfate d'argent (Ag₂SO₄) et 40 ml d'eau distillée. Finalement compléter de remplir la fiole avec du H₂SO₄ jusqu'à la ligne de 1000. Agiter et laisser reposer 1 jour ou 2 jours.

❖ Sel de Mohr ; Sulfate de fer (II) et d'ammonium

Dans une fiole de 1000 ml dissoudre 47 g de sulfate de fer (II) et d'ammonium hexahydraté ((NH₄)₂Fe(SO₄)₂·6H₂O) dans l'eau. Ajouter 20 ml d'acide sulfurique, refroidir et diluer à 1000 ml. Cette solution doit être étalonnée à chaque manipulation de la manière suivante : diluer 5,0 ml de la solution étalon de dichromate de potassium à environ 100 ml avec de l'acide sulfurique à 4N. Titrer avec la solution de sel de Mohr, en présence de la solution d'indicateur ferroïne. La concentration, c, exprimée en moles par litre de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium est donnée par la formule :

$C = 5 \cdot 0,04 \cdot 6 / V = 1,2 / V$; où, V est le volume de sel de Mohr consommé.

❖ Indice-Coloré Ferroïne

Dans une fiole de 100 ml introduire 0,7 g de sulfate de fer (II) (FeSO₄) dans de l'eau distillée, ajouter 1,5 g de 1-10-phénanthroline monohydraté, agiter jusqu'à dissolution et diluer à 100 ml.

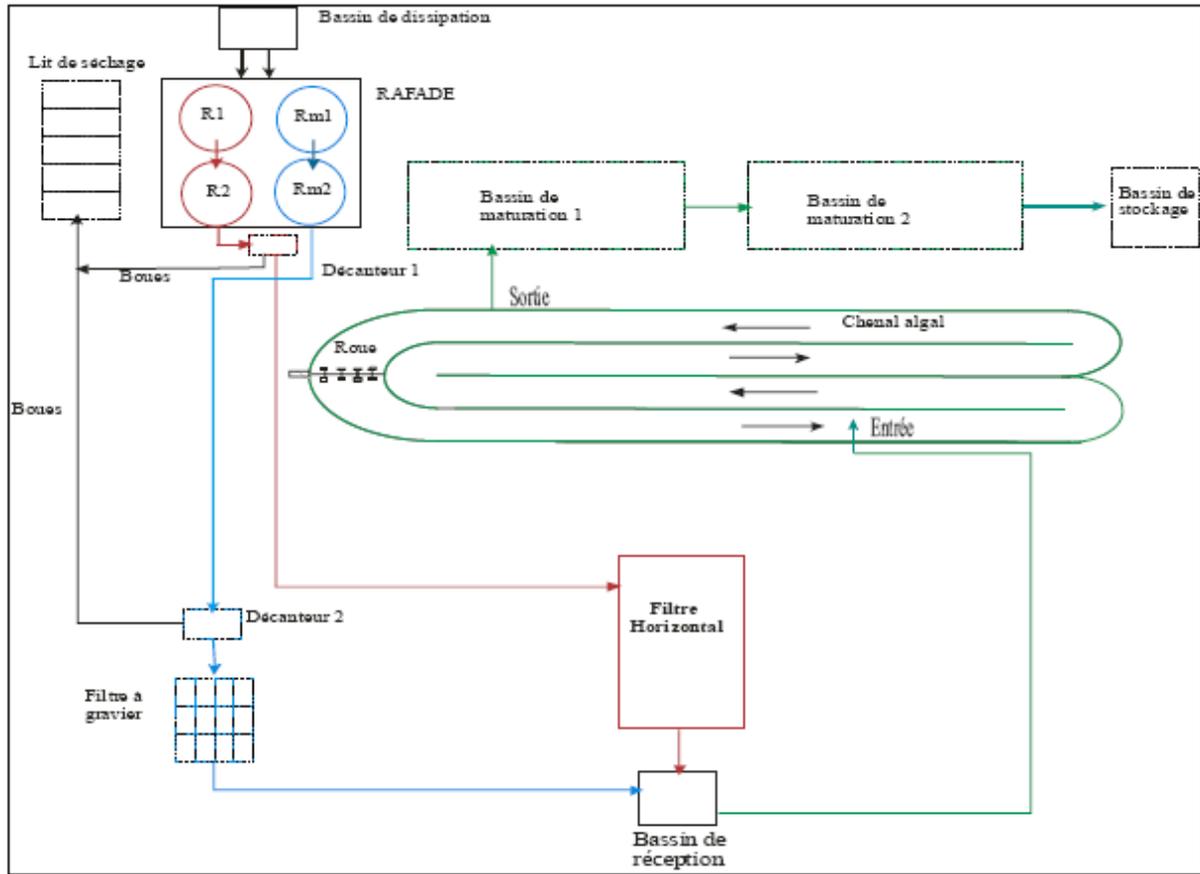
❖ Solution de référence d'une DCO théorique de 500 mg/l

Dans une fiole de 500 ml introduire 0,2127 g d'hydrogénophthalate de potassium (KC₈H₅O₄) préalablement séché à l'étuve à 105°C pendant 15 minutes et compléter avec de l'eau distillée jusqu'à la ligne de 500 ml.

❖ Solution de H₂SO₄ pour le rinçage des tubes de digestion pour DCO

Dans une fiole de 100 ml, mettre 2 ml de H₂SO₄ (densité de 1,84) et ajouter de l'eau distillée jusqu'à la ligne de 100 ml.

ANNEXE 5 : Schéma de la STEP IAV Hassan II



ANNEXE 6 : Photos



CAHR



Roues à palette



Déversoir de répartition des eaux usées



Système de dégrillage des eaux usées (pendant le pompage)



RAFADE



Trou d'inspection



Décanteur



Filtre à gravier horizontal



Filtre à gravier vertical



Lits de séchage des boues



Regard d'évacuation de boues



Sortie de l'effluent du décanteur



Sortie R1



Sortie R2



Sortie de l'effluent final des réacteurs de la série gauche