



Université Mohammed Premier



Faculté des Sciences Oujda

N° d'ordre : 220/12

THÈSE

Présentée à la Faculté pour obtenir le grade de :

Docteur

UFR : Production végétale

Spécialité : Ecologie végétale

TRAITEMENT DES EAUX USÉES PAR LAGUNAGE NATUREL EN MILIEU DÉSERTIQUE (OASIS DE FIGUIG) : PERFORMANCES ÉPURATOIRES ET ASPECT PHYTOPLANCTONIQUE

Par

Ouafae EL HACHEMI

Soutenue le 10 Novembre 2012 devant la commission d'examen :

Président :

M. SALGOT : Professeur à la Faculté de Pharmacie, Université de Barcelone – Espagne.

Examinateurs :

A.CHAHLAOUI : Professeur à la Faculté des Science – Meknès.

A. BAHLAOUI : Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques – Mohammedia.

C.H. SERGHINI : Professeur à la Faculté des Sciences – Oujda.

M. SBAA : Professeur à la Faculté des Sciences – Oujda.

H. EL HALOUANI : Professeur à la Faculté des Sciences – Oujda.

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier le CNRST (Centre National de la Recherche Scientifique et Technique), L'Université de Barcelone, L'ONG Mòn-3 et la Municipalité de Figuig qui, par le financement de ce travail, m'ont permise de le réaliser.

Je présente, par la même occasion mes remerciements à Messieurs EL HALOUANI Hassan et Mohammed SBAA Professeurs chercheurs à la Faculté des Sciences d'Oujda, de m'avoir encadrée dans ce travail de recherche et pour leurs précieux conseils.

Ma gratitude et mes vifs remerciements à Mesdames TORRENS Antonina et HERNANDEZ Mariona et M. COMAS Jaume, de l'Université de Barcelone ainsi que M. OUDRA Brahim de la Faculté des Sciences Semlalia, à Marrakech, de m'avoir guidée et aidée dans les différentes étapes de mes travaux de recherche.

Je remercie également Mme. SERGHINI CAÏD Hanae de la Faculté des Sciences d'Oujda, M. SALGOT Miquel de l'Université de Barcelone, M. BAHLAOUI Abdellah de la Faculté des Sciences et Techniques de Mohammedia, et M. CHAHLAOUI Abdelkader de l'Université My Smaïl de Meknès, pour l'intérêt qu'ils portent à ce travail en acceptant de le juger.

Enfin, je n'oublierai pas de remercier ma famille et mes amis qui m'ont beaucoup encouragée et soutenue, ainsi que tout ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à l'accomplissement de ce travail.

Résumé

La ville de Figuig est exposée à la contrainte de rareté de l'eau par sa situation en milieu désertique à climat aride. Ceci pousse les autorités à penser au traitement des eaux usées, et ce pour son double avantage de protection des ressources hydriques souterraines (seul apport hydrique de la région) et de production d'une nouvelle source d'eau qu'est l'eau usée traitée, et qui peut être réutilisée en agriculture.

La présente étude traite deux volets principaux, le premier consiste à déterminer le fonctionnement de la station de traitement des eaux usées de l'un des quartiers de Figuig, avec le but de vérifier son efficacité de traitement sur l'année, et de s'assurer ainsi de la possibilité de la réutilisation des eaux usées traitées en agriculture. Cette étude a montré un abattement moyen de l'ordre de 60% pour la DBO_5 , 50% pour les MES et 3 Ulog pour les coliformes fécaux.

Le deuxième volet est phytoplanctonique. Vu que la station de traitement des eaux usées étudiée est de type lagunage naturel, ce maillon s'avère très influent, tant en variant l'aspect chimique de l'eau que par son action biologique. En effet, c'est par l'action du phytoplancton que les valeurs en oxygène dissous et en pH connaissent une importante augmentation en période estivale, c'est également suite à sa prolifération intensive que l'effluent de sortie se retrouve chargé en MES, dépassant les 300 mg/L et des valeurs de DBO_5 atteignant les 300 mg/L. Cette prolifération coïncide avec une élimination bactérienne maximale.

Afin d'améliorer la qualité de l'effluent final, des essais de récupération des micro-algues ont été effectués sur l'effluent final de la station, et ce après une étude qualitative et quantitative de ce maillon. Une efficacité de plus de 90% a été obtenue par simulation du phénomène d'autoflocculation, tandis que les filtres à sable verticaux ont permis une élimination de près de 60% sur les MES et la DBO_5 . Il a également été question de l'usage de certaines techniques de cytométrie pour la quantification et la qualification du phytoplancton, à savoir le compteur de particules Coulter Multisizer II et le cytomètre en flux Gallios. Les résultats obtenus par ces techniques montrent une bonne corrélation avec les techniques classiquement utilisées telles que le dosage des pigments chlorophylliens.

Mots clés : Traitement des eaux usées, phytoplancton, réutilisation, coliformes fécaux, lagunage, cytométrie, oasis de Figug.

Abstract

The city of Figuig is located in a desert area and is characterized by an arid climate; water resources are scarce and have often high salinity. This creates even worst conditions for the use of the scarce water available in the area. Therefore, the wastewater treatment is being an interesting way to develop new water resources, especially for agriculture; the field which is the greatest consumer of water in Morocco.

This study contains two parts, the first is a physico-chemical monitoring of the Hammam-Foukani's waste stabilization ponds, in order to verify the treatment performances. It shows 60 % of BOD_5 average removal and 50 % for SS. FC had a maximal elimination in summer with 5 Ulog observed on July. This disinfection was minimal in winter, with less than 2 Ulog.

The second part of the study is a phytoplankton monitoring, considering qualitative and quantitative aspects. Qualitatively, we observed 20 phytoplankton Genusis that belong to waste stabilization ponds groups, such as Cyanobacteria, Euglenophycea, Volvocals and some Diatoms. The quantitative aspect shows that two periods are distinct: a cold one with low phytoplankton proliferation and a warm one when we observed an important algal development. The final effluent has then high SS level.

To improve the water quality in the outlet of the waste stabilization ponds, algae removing essays were done. Using vertical sand filters we obtained about 60 % of SS and BOD_5 elimination, whereas the simulation of the autoflocculation phenomenon can give more than 90 % of efficiency.

The use of cytometry for the qualitative and the quantitative study of phytoplankton can give good results which have high correlation ratio with classic quantification methods, such as chlorophyll measurement.

Key-words: Wastewater treatment, phytoplankton, reuse, fecal coliforms, stabilization ponds, cytometry, oasis of Figuig.

ملخص

تتعرض مدينة فجيج لإشكالية ندرة المياه، خاصة أنها تتوسط في منطقة ذات مناخ صحراوي. هذا ما يحث السلطات المسؤولة على تبني تقنيات معالجة المياه المستعملة، إضافة إلى حماية الموارد المائية الجوفية، تمكن معالجة المياه المستعملة من المساهمة في توفير موارد مائية جديدة قابلة للاستعمال في الميدان الزراعي.

ننطرق في هذه الدراسة إلى نقطتين رئيسيتين:

الأولى تتجلى في تحديد مدى فعالية محطة معالجة مياه الصرف الصحي لأحياء مدينة فجيج، وذلك بالتأكد من إمكانية إعادة استعمالها في الري الزراعي دون تعریض المستهلك أو العامل إلى آية أضرار صحية.

بيّنت هذه الدراسة أن المحطة تمكن تقليل قيمة الطلب البيوكيميائي للأوكسجين بنسبة 60% و المواد العالقة بنسبة 50% وتخفيفاً بنسبة 3 وحدات لوغارitmية بالنسبة لبكتيريا القولونية البرازية (*Les coliformes fécaux*)؛

فيما تجلّى النقطة الثانية في دراسة العوالق النباتية. فلما أن محطة معالجة المياه المدروسة هي من نوع حوض هوري، يكون للطحالب دوراً مهماً، سواء على مستوى التغيرات الكيميائية للمياه أو عن طريق تأثيرها البيولوجي. هذا وقد شهدت قيم الأوكسجين المذاب في الماء وقيمة pH ارتفاعاً ملحوظاً في الفترة الصيفية نتيجة للتکاثر الهام للعوالق النباتية في هذه الفترة، كما أن هذا التکاثر يتسبب في طرح نسبة عالية من المواد العالقة في المياه المعالجة، تتجاوز نسبتها 300mg/L.

لتحسين جودة المياه المعالجة، أجريت اختبارات من أجل عزل الطحالب عن مياه الصرف المعالجة، وذلك بعد دراسة نوعية وكمية لهذا الكائن. تم الحصول على فعالية تفوق نسبة 90% باستعمال تقنية النسخ الذاتي، في حين سمح المرشحات الرملية الأفقية من إزالة ما يقارب 60% من المواد العالقة والمواد العضوية القابلة للتحلل البيوكيميائي (DBO_5).

تم استخدام تقنيات جديدة لعد الخلايا كجهاز Coulter Multisizer أو جهاز التدفق الخلوي Gallios أظهرت النتائج المحصل عليها تطابقاً جيداً مع التقنيات التقليدية المستعملة للتحليل الكمي للعوالق النباتية مثل قياس نسبة اليختضور.

كلمات البحث: معالجة مياه الصرف الصحي، الطلب البيوكيميائي للأوكسجين ، حوض هوري، تدفق خلوي، واحة فجيج.

TABLE DE MATIÈRES

Introduction générale	1
Chap. 1 : Aperçu Bibliographique.....	7
I- Les ressources hydriques dans le monde	8
II- Les eaux usées: Composition	9
1- Eaux usées domestiques	9
2- Eaux industrielles	9
3- Eaux de pluie.....	9
III- Traitement et réutilisation des eaux usées	10
IV- Le lagunage naturel	14
V- Le phytoplancton des stations de lagunage.....	17
Chap. 2 : Etude des performances épuratoires.....	22
I- MATERIEL ET METHODES.....	23
1 -Présentation de la ville de Figuig.....	23
1-1 Cadre géologique	23
1-2 Population	25
1-3 Cadre économique	26
1-4 Hydrologie et Hydrogéologie	27
1-5 Cadre climatologique	27
2- Description de la station de traitement des eaux usées.....	29
3- Echantillonnage	30
4- Etude physico-chimique	31

4-1 pH	31
4-2 Conductivité et salinité	31
4-3 Oxygène dissous	31
4-4 Température	31
4-5 MES	32
4-6 Turbidité	32
4-7 DBO ₅	32
4-8 Azote et Phosphates.....	32
5 - Etude microbiologique et parasitologique.....	32
II- RESULTATS ET DISCUSSION.....	33
1 - Etude physico-chimique	33
1-1 pH	33
1-2 Conductivité	35
1-3 Oxygène dissous	36
1-4 Températures	39
1-5 Matières En Suspension (MES)	41
1-6 Turbidité	42
1-7 Demande Biochimique en Oxygène (DBO)	42
1-8 Azote et Phosphates.....	44
1-9 Débit	45
2 - Etude bactériologique et parasitologique.....	47
2-1 Etude bactériologique	47

2-2 Etude parasitologique	50
CONCLUSION	50
Chap. 3 : Etude phytoplanctonique.....	52
I – INTRODUCTION.....	53
1 - Aperçu sur la systématique des algues.....	53
1- 1 – Les Cyanobactéries.....	53
1 - 2 – Les Rhodophytes.....	53
1- 3 - Les Chrysophytes.....	54
1- 4 - Les Phéophytes.....	54
1- 5 - Les Pyrophytes.....	54
1- 6 - Les Chlorophytes.....	54
2 - Distribution et facteurs d'influence.....	55
3 - Rôle des algues dans le traitement des eaux usées.....	55
II – MATERIEL ET METHODES	56
1 - Etude qualitative	56
2 -Etude quantitative	56
2-1- Dosage des pigments chlorophylliens	56
2-2- Dénombrement par cellule de Malassez	57
2-3- Coulter Multisizer II	58
3- Cytomètre en flux.....	59
4- Essais de filtration	60
5- Auto-flocculation	60

III – ETUDE DE LA DYNAMIQUE DU PHYTOPLANCTON	61
1 – Etude qualitative	61
2– Etude quantitative	64
2-1- Teneurs en chlorophylle	64
2-2- Dénombrement par cellule de Malassez	66
3– Apport de la cytométrie en flux (CMF).....	71
3-1 - Coulter Multisizer II	72
3-2- Cytométrie en flux	79
a. Etude cytométrique sur l'effluent de l'entrée de la station	81
b. Etude cytométrique sur l'effluent de sortie de la station	83
IV – LES ESSAIS D’ELIMINATION ET DE RECUPERATION DU PHYTOPLANCTON.....	87
1 – Introduction	87
2- Essais de filtration sur sable	88
3- Essais d’auto-flocculation	92
a. Premier essai : variation de la concentration des ions Ca^{2+}	93
b. Deuxième essai : variation des ions PO_4^{3-}	94
c. Troisième essai : Variation des valeurs pH.....	94
4- Discussions.....	95
V - CONCLUSION	97
CONCLUSION GENERALE.....	99
Références.....	102

Introduction générale

Les ressources en eau, au Maroc, sont limitées en raison du climat semi-aride qui caractérise la majeure partie du territoire. A ceci s'ajoutent les sécheresses épisodiques. Cette problématique ne se limite pas à la quantité de ressources en eau, mais porte également sur leur qualité qu'il faut, aujourd'hui plus que jamais, bien gérer (ELADDOULI et al., 2009a ; LAMRANI & CHAHLAOUI, 2012).

En chiffres, si le taux de croissance démographique du Maroc se maintient, les quantités d'eau mobilisables seront, aux environs de 2020, de l'ordre de la moitié de celles de 1990 (soit respectivement, $411 \text{ m}^3/\text{ha.an}$ contre $830 \text{ m}^3/\text{ha.an}$). La production des eaux usées atteindra plus d'un milliard de mètres cube en l'année 2025 (BENCHEKROUN & BOUCHAMA, 1991).

Plusieurs régions au Maroc souffrent de l'augmentation incessante des besoins en eau, alors que les ressources disponibles restent limitées et mal réparties. Ce déficit hydrique s'accentue actuellement avec le développement du secteur industriel qui, non seulement consomme des quantités élevées d'eau, mais contribue également à la pollution et à la dégradation de la qualité des eaux de surface et souterraines (NEJMEDDINE & YATRIBI, 1997 ; BOUGUENOUCHE et al., 2012). La production des eaux usées au Maroc par l'ensemble du milieu urbain a été estimée, en 1990, à 370 Mm^3 (EL HALOUANI, 1995), en 1999 à 500 Mm^3 et atteindra les 700 Mm^3 à l'horizon de 2020, selon les estimations de BENCHEKROUNE & BOUCHAMA (1991). LAHLOU (2007) estime que ce volume pourrait atteindre 900 Mm^3 en 2020.

En plus de la raréfaction des ressources hydriques et de la production croissante d'eaux usées, qui peut entraîner la dégradation de l'environnement ; il y a aussi le problème sanitaire relié à la réutilisation des eaux usées brutes. En effet, au Maroc, les eaux usées domestiques sont souvent réutilisées sans traitement préalable, engendrant des effets majeurs de santé publique tels que les épidémies de typhoïde et de choléra, constituant, de ce fait, un réel problème sanitaire. La protection de la santé publique et de l'environnement sont aujourd'hui la préoccupation première du pays (DARLEY, 2002 ; SOUABI, 2007 ; VAZEL & JUPPIN, 2007).

Ainsi, le traitement des eaux usées est devenu, de nos jours, une priorité ; aussi bien pour préserver la santé humaine et l'environnement, que pour produire une eau qui pourrait être utilisée en agriculture, en industrie et en d'autres activités sociales.

De nombreux procédés d'épuration ont été mis au point, parmi lesquels le lagunage à microphytes se distingue par sa simplicité, sa fiabilité et son faible coût d'investissement (OUDRA, 1990) et d'opération. C'est un procédé principalement biologique qui met en œuvre des mécanismes résultant d'interactions entre les communautés bactériennes, algales et zooplanctoniques (ANGELLI, 1979). Cette technique a été exploitée pour la première fois dans le traitement des eaux usées en 1901 au Texas et a des rendements épuratoires satisfaisants, surtout du point de vue sanitaire (SAUZE, 1973 ; WALKER & LECLERC, 1975 ; SAUZE, 1976 ; WALKER et al., 1977 ; BALEUX & TROUSSELIER, 1983 ; BERNA et al., 1986 ; BOUSSAÏD, 1987 ; JENNY DONASCIMENTO, 1987) et ce, par le biais de certains agents physiques de « stress » tels que le rayonnement UV, la température et la sédimentation ; ou biologiques, à savoir l'activité de germes bactériolytiques (DARTEVELLE & VLAYEN, 1981), de prédateurs (TAYLOR, 1978) ou, indirectement sous l'effet des excréptions algales à pouvoir antibiotique. Des études faites sur les bassins de stabilisation permettent de les considérer, aujourd'hui, comme des systèmes fiables. Ils ont connu un grand essor d'application dans de nombreux pays et sous divers climats (GLOYNA, 1972). De nombreux auteurs ont discuté leurs avantages et leurs inconvénients (SAUZE, 1973 ; A.F.E.E., 1976 ; OSWALD et al., 1978 ; VAUCOULOUX, 1978 ; BUCKSTEEG, 1983 ; MOUCHET, 1986 ; OUDRA, 1990 ; BENYAHYA et al., 1998 ; BOUARAB, 2000). Cependant, le lagunage de Hammam-Foukani, qui fait l'objet de notre étude, a la particularité de se trouver en milieu oasien, à climat très changeant selon la saison, et où les habitudes liées à la consommation de l'eau sont spécifiques. De ce fait, il serait intéressant d'étudier comment ces caractéristiques peuvent avoir une influence sur les rendements d'épuration.

Si le lagunage naturel est une technique qui est maintenant éprouvée; ses applications antérieures souffraient souvent d'une absence de traitement complémentaire des effluents, pour éliminer les algues et éventuellement les récupérer dans le but d'une valorisation énergétique ou alimentaire; ce complément de traitement serait indispensable pour protéger le milieu récepteur, non seulement contre les algues elles-mêmes, mais aussi contre les micropolluants qu'elles auraient accumulé ou complexé par des métabolites extracellulaires lors du traitement des eaux usées (MOUCHET, 1986). Ainsi, une telle perspective permettra

de respecter les normes de rejet des Matières En Suspension (MES), celles ci devant être inférieures à 30 mg/L (M.A.T.E.E., 2005).

Les principaux procédés disponibles pour la récolte des algues sont passés en revue: aucun d'entre eux n'est universel, ce qui explique la diversité des opinions (MOUCHET, 1986). Dans notre étude, nous avons procédé par filtration sur sable pour éliminer les micro-algues de l'effluent, et par une simulation de l'auto-flocculation, en vue de leur récupération pour une éventuelle valorisation.

La récupération périodique des micro-algues est une option de gestion pour réduire la biomasse algale et par conséquent la consommation d'oxygène liée à la respiration, notamment durant la nuit, et ce, sans nuire aux capacités épuratrices du système. Cette récupération de la biomasse algale répond essentiellement à deux objectifs simultanés, à savoir : la réutilisation possible de la fraction liquide et la valorisation de la biomasse produite. Ceci pourrait permettre de maintenir l'équilibre financier du système d'épuration (DEKAYIR, 2006 ; VASEL & JUPSI, 2007).

À ce sujet, les chercheurs s'orientent de plus en plus vers des sources autres que celles de l'agriculture conventionnelle pour assurer la survie de l'Homme. Parmi les ressources nouvelles figure la production intensive de ce qui est appelé SCP (Single Cells Proteins ou protéines d'organismes unicellulaires) (AJIR, 1997). A cet égard, le groupe des micro-organismes -qui comprend les levures, les moisissures, les bactéries et les micro-algues- offre des possibilités particulièrement intéressantes. Ainsi, si ces micro-organismes étaient largement utilisés pour l'alimentation animale, une grande quantité de céréales, de soja et de farine de poisson serait disponible pour l'alimentation humaine (SENEZ, 1972 ; HAMDAN, 1983; CHEFTEL et al., 1985 ; PROULX & DELANOÜE, 1985a)

Les études accomplies dans ce sens permettent d'entrevoir, dans un très prochain avenir, l'essor d'une branche nouvelle de la biologie appliquée, qui permettra la production de millions de tonnes de protéines chaque année, sans que celle-ci ne soit affectée par les variations climatiques et les catastrophes naturelles. Ainsi, l'algologie appliquée, ou l'exploitation des micro-algues s'est développée rapidement au cours des 50 dernières années. Elle a commencé en Allemagne et s'est étendue aux Etats Unis, au Japon, en Israël et en Italie

(SHELEF, 1982 ; AJIR, 1997).

Aussi, pour éviter le coût élevé de la culture en masse des micro-algues sur milieu synthétique, un autre concept de production de biomasse a été développé par OSWALD et ses collaborateurs en 1957 (BERRADA, 1993). Il consiste en l'utilisation simultanée des algues pour le traitement des eaux usées et la production de biomasse algale, dont la teneur en protéines varie entre 30 et 50%, pour l'alimentation éventuelle des animaux (RICHMOND, 1983). Ceci a été soutenu et étudié par d'autres chercheurs (SHELEF et *al.*, 1978 ; GOLDMAN, 1979 ; KAWAY et *al.*, 1984 ; RODRIGUES et *al.*, 1987 ; ESSATARA et *al.*, 1993 ; AJIR, 1997).

Cependant, l'utilisation éventuelle de la biomasse algale cultivée sur des eaux usées a soulevé plusieurs critiques concernant la contamination possible par les métaux lourds, les pesticides, les bactéries pathogènes et les virus (DELANOUE et *al.*, 1986). En outre, des recherches toxicologiques ont démontré que l'accumulation des métaux lourds dans les tissus animaux nourris par des micro-algues n'est pas significative et reste dans les normes établies par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (MOUNDIB, 1990 ; AJIR, 1997). Quant aux micro-organismes pathogènes résiduaires, ils peuvent être éliminés par les méthodes de séchage (YANNAI, 1979 ; MOUDNIB, 1990).

L'oasis de Figuig est située dans la région orientale du Maroc, près de la frontière algérienne, le réseau sanitaire y est incomplet et la majeure partie des maisons sont seulement munies de fosses septiques (SALGOT et *al.*, 2011). Aujourd'hui, seul le Ksar Hammam-Foukani est muni de réseau d'assainissement et de station de traitement des eaux usées

Ce travail est le premier à être effectué sur la station de lagunage du Ksar Hammam-Foukani, c'est également la première expérience de traitement des eaux usées dans la ville de Figuig, qui se caractérise par un climat désertique aride à saharien (BENELMOSTAFA et *al.*, 2001 ; ELHACHEMI et *al.*, 2012) et où le modèle de consommation d'eau potable est différent de celui des grandes agglomérations. Effectivement, la consommation quotidienne par habitant à Figuig n'est que de 34 L/hab.j, tandis que la consommation moyenne mondiale est de 140 L/hab.j. Au Maroc, elle est, en moyenne, de 70 L/hab.j (lavieeco.com, 2012). Cette faible consommation d'eau potable à Figuig est due à des usages particuliers de l'eau en dehors des foyers tels que dans les khettarates et les lavoirs.

Les objectifs de ce travail sont de :

- 1) Faire le suivi physico-chimique et bactériologique du système de lagunage étudié afin de déterminer son efficacité, déduire la qualité de l'eau traitée et vérifier la possibilité de sa réutilisation en agriculture.
- 2) Faire un suivi qualitatif et quantitatif du phytoplancton qui se développe au niveau de la station étudiée pour en tracer un profil démonstratif de la variation saisonnière de ce maillon, puis tester les performances et la fiabilité de nouvelles techniques de cytométrie dans une étude qualitative et quantitative du phytoplancton.
- 3) Faire des essais de filtration verticale sur sable afin d'éliminer ou de diminuer la concentration des micro-algues à la sortie de la station, assurant ainsi une qualité meilleure de l'effluent en matière de pollution organique et de particules en suspension.
- 4) Faire des essais de récupération des micro-algues en provoquant une auto-flocculation dans des jar-tests. Si utilisé, ceci permettra, non seulement d'améliorer la qualité de l'effluent, mais aussi de produire une biomasse riche en protéines, dont la valorisation pourrait s'avérer très rentable.

Chap. 1 : Aperçu Bibliographique

I- Les ressources hydriques dans le monde :

La quantité d'eau douce sur la planète est pratiquement constante. Le concept de rareté de l'eau n'a de sens que dans un contexte local ou régional et relève de la comparaison entre la disponibilité plus ou moins grande des ressources (causes naturelles ou climatiques), et l'évolution des prélèvements. La dégradation de la qualité des eaux est également cause de sa raréfaction, la rendant ainsi indisponible (EL ADDOULI et al., 2009a ; 2009b ; FOUAD et al. 2012; wwf.fr, 2012).

Pour satisfaire les besoins croissants liés à la démographie urbaine, il est possible de : lutter contre les gaspillages individuels ou collectifs, accélérer le cycle naturel de renouvellement des ressources et créer de nouvelles ressources grâce au dessalement et au recyclage de l'eau usée traitée (SALGOT & HUERTAS, 2006 ; AITNOUH et al., 2012).

La pénurie d'eau dans le monde est devenue l'une des préoccupations les plus importantes des gestionnaires. Selon le sommet de Kyoto en 2003, deux milliards de personnes n'auraient pas accès à l'eau potable en 2015. Les pays méditerranéens font partie des régions les plus touchées par ce problème (BDOUR et al., 2009).

La figure 1 montre les prévisions quant aux proportions de l'eau prélevée par rapport aux ressources hydriques disponibles dans le monde.

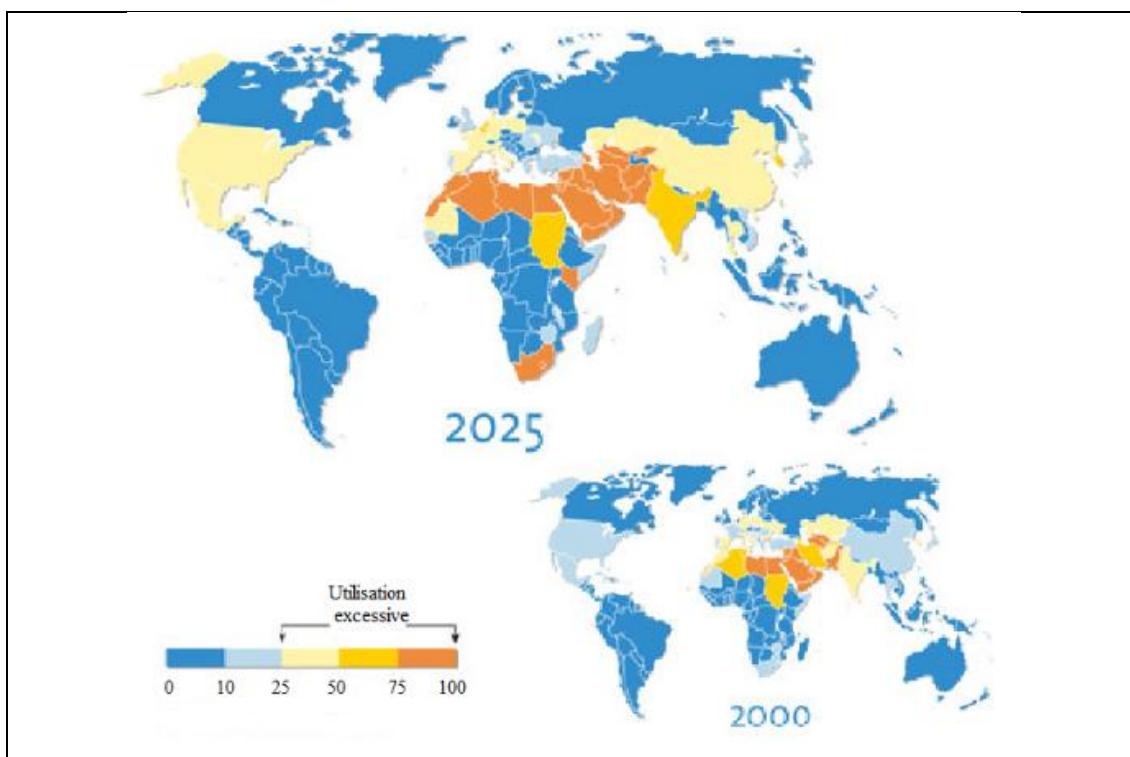


Figure 1 : Prélèvements d'eau (en surface et en profondeur) en pourcentage des réserves d'eau renouvelables (veolia.com, 2011)

II- Les eaux usées. Composition :

L'une des conséquences de l'utilisation des eaux est la génération d'eaux usées dont la composition dépend de leur origine ou, dit autrement, de leur nature.

On distingue trois grandes catégories d'eaux usées : les eaux domestiques, les eaux industrielles et les eaux pluviales (MARTIN-LAGARETTE, 2004).

1- Eaux usées domestiques :

Essentiellement porteuses de pollution organique et se répartissant en eaux ménagères ou grises (salles de bains et cuisines) généralement chargées en détergents, en graisses, en solvant et en débris organiques ; et en eaux vannes (rejets des toilettes) caractérisées par une importante charge en diverses matières organiques azotées et en germes fécaux et pathogènes.

2- Eaux usées industrielles :

Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques azotées ou phosphorées, elles peuvent aussi contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures...

3- Eaux de pluie :

Elles peuvent également constituer une cause de pollution importante, pouvant se charger d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis en ruisselant, elles se chargent des résidus déposés sur les toits, les chaussées et les sols (poussières, huiles de vidange, carburant, résidus de pneus, métaux lourds, pesticides...)

Dans cette étude on va s'intéresser aux eaux usées domestiques dont plusieurs paramètres mesurent les matières polluantes (MARTIN-LAGARETTE, 2004) :

- Matières en suspension (MES) : exprimées en mg/L. Ce sont les matières non dissoutes contenues dans l'eau. Elles comportent à la fois des éléments minéraux et organiques.

- Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O.) : Exprimée en mg d'oxygène par litre. Elle exprime la quantité de matière organique biodégradable présente dans l'eau. Plus précisément, ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la matière organique par voie aérobie. On prend souvent, comme référence, la DBO₅ ; quantité d'oxygène consommée au bout de 5 jours.

- Demande Chimique en Oxygène (D.C.O.) : Exprimée en mg d'oxygène par litre également ; représente la teneur de l'eau en matière oxydable. Ce paramètre correspond à la quantité d'oxygène qu'il faut fournir pour ces matières par voie chimique.

- Teneur en Azote et en Phosphore : Ce sont des paramètres très importants du fait qu'ils contribuent à l'eutrophisation des points d'eau en cas de rejets excessifs. Ce phénomène se caractérise par une prolifération algale et pendant la nuit par une diminution de l'oxygène dissous, ce qui appauvrit la faune et la flore des eaux superficielles.

- Les eaux usées contiennent aussi des contaminants microbiologiques : Bactéries, virus et parasites (BENYAHYA et al., 1998 ; AITHAMOU et al., 2000). Ces germes pathogènes représentent un grand risque sanitaire et reflètent l'état de santé des populations (VALIRON, 1983). Dans une eau usée, on trouve aussi des micro-organismes dégradateurs de la matière organique, représentés surtout par des bactéries gram négatif telles que *Pseudomonas*, *Flavobacterium* ou *Achromobacter* (MONTUELLE, 1988 ; CURDS, 1993 ; BENYAHYA et al., 1998), en plus d'une grande variété de champignons et de levures.

III- Traitement et réutilisation des eaux usées :

Les recommandations et les dangers de la réutilisation sont habituellement définis selon des normes publiées par des collectivités locales ou des agences nationales et internationales. Le risque est défini comme étant la probabilité de blessure, de maladie ou de mort sous certaines circonstances. Lorsqu'on parle de risque lié à la réutilisation des eaux usées, il est à prendre en considération aussi bien le risque associé à la santé humaine que celui lié à l'environnement (SALGOT & HUERTAS, 2006).

La réutilisation des eaux usées peut s'appliquer à une large variété d'usages, à savoir : l'irrigation agricole, l'irrigation non-agricole, l'utilisation urbaine domestique, l'utilisation urbaine non-domestique, l'usage récréationnel (espaces verts...), l'eau de baignade, le bétail, les activités de loisir et sports liés à l'eau, l'industrie, la recharge de nappes, la recharge des cours et des points d'eau, l'aquaculture, l'utilisation du pouvoir thermoélectrique et même la production de l'eau potable (SALGOT & HUERTAS, 2006).

Tableau 1 : Avantages, inconvénients et risques liés à la réutilisation des eaux usées (SALGOT & HUERTAS, 2006)

Avantages	Inconvénients	Risques
ECONOMIE: <ul style="list-style-type: none"> - Amélioration de l'efficacité économique des investissements en matière d'élimination des eaux usées, de réutilisation en irrigation et autres usages. - Conserver les ressources hydriques - Recharger les nappes 	<p>Les eaux usées sont produites en continu tout au long de l'année, leur réutilisation en irrigation est limitée à la période de croissance des cultures : des dispositions supplémentaires ou des installations de stockage sont nécessaires</p>	<p>Nuisance potentielle sur les eaux naturelles à cause des pathogènes, métaux lourds, azote, matière organique et autres substances chimiques qui pourraient rendre l'eau non utilisable comme dans les conditions initiales</p>
AGRICULTURE : <ul style="list-style-type: none"> - Utilisation des nutriments des eaux usées (Azote et Phosphore). - Réduction de l'utilisation des fertilisants synthétiques. - Amélioration des propriétés fertilisantes du sol. 	<p>Présence de certaines substances dans les eaux usées à des concentrations qui pourraient s'avérer toxiques pour les plantes.</p>	<p>Nuisance potentielle sur la santé humaine par la dispersion de germes pathogènes et de substances chimiques.</p>
TRAITEMENT: <ul style="list-style-type: none"> - Réduction du cout de traitement : traitement par le sol lors de l'irrigation (traitement tertiaire non nécessaire) 	<p>Augmentation des couts de traitement</p>	<p>Impact du traitement sur l'environnement par la production de boues</p>
ENVIRONMENT : <ul style="list-style-type: none"> - Atténuation de l'impact sur le cycle naturel de l'eau - Réduction de l'impact du rejet sur l'environnement (exp. : eutrophisation) 	<p>Certaines substances présentes dans les eaux usées à des concentrations pouvant causer des dommages environnementaux</p>	<p>Nuisance potentielle sur les matrices environnementales par dispersion de pathogènes et de substances chimiques</p>

La réutilisation des eaux usées en agriculture est une pratique qui date depuis des temps très anciens. En Chine et dans quelques pays Asiatiques, les eaux usées ont été utilisées comme agents fertilisants ; elles ont été épandues sur le sol suite à son épuisement. En Europe, les premiers documents sur la réutilisation des eaux usées ont été publiés en 1531 à Buzlan en Allemagne (GERHERD, 1909 cité par RHALLABI, 1990) et en 1650 à Edimbourg en Écosse (STAMBRIDGE, 1976 cité par RHALLABI, 1990). Cette pratique a, ensuite, vu le jour en Australie, en France, en Inde, en Grande Bretagne et aux Etats Unies à la fin du 19^{ème} siècle, et en 1904, au Mexique (OMS, 1989). En effet, avec l'installation des égouts dans les agglomérations, les eaux usées sont devenues une source hydrique et d'engrais naturel (ELHALOUANI, 1995). A travers le monde, les eaux usées sont utilisées dans l'irrigation agricole sous différentes formes : des eaux usées brutes ou épurées par traitement primaire, secondaire ou tertiaire, des eaux usées domestiques, d'élevage ou industrielles. Cette pratique s'explique principalement par le besoin urgent d'accroître la production agricole en réponse au développement démographique, par la raréfaction de l'eau fraîche destinée préférentiellement à la consommation des populations et par le désir de diminuer la consommation des engrains. Les projets de réutilisation des eaux usées en agriculture sont de plus en plus nombreux dans différents pays du monde (Etats Unis, Mexique, Chili, Pérou, Tunisie, Arabie Saoudite) (ELHALOUANI, 1995) et plus récemment en Australie et en Afrique du Sud (SALGOT & HUERTAS, 2006).

Au Maroc, la réutilisation des eaux usées se pratique depuis des décennies dans de nombreuses villes, notamment dans les grands centres urbains tels que Meknès, Fès, Marrakech, Taza et Oujda. Cette pratique est devenue importante du fait de l'aridité du climat dans la majeure partie du territoire national, mais également de l'intérêt qu'elle représente quant à l'apport de fertilisants aux parcelles irriguées. Il est également à signaler que l'utilisation de cette eau en agriculture permettra la protection des ressources hydriques contre la pollution générée par les effluents urbains (ELHALOUANI, 1995 ; PERSONNE et al., 1997 ; HOWARD et al., 2003 ; TAYLOR, 2004 ; OREN et al., 2004 ; ELADDOULI et al., 2009a ; 2009b).

Selon BENCHEKROUN & BOUCHAMA (1991), des 370 Mm³ des eaux usées déversées par l'ensemble du milieu urbain marocain en l'an 1990, seules 43% sont utilisables en agriculture puisque 57% sont rejetées directement dans la mer ; c'est le cas des grandes villes côtières telles que Casablanca, Rabat, Tanger et Agadir.

Les travaux d'ELHALOUANI (1995) sur la réutilisation des eaux usées brutes en agriculture dans la région d'Oujda-Angad ont montré que diverses cultures sont considérées par cette pratique, à savoir, les cultures fourragères, les cultures de céréales, l'arboriculture et les cultures maraîchères.

En collectant les eaux usées et en les éloignant des habitations, les réseaux d'assainissement assurent la protection sanitaire des individus et participent à l'amélioration de la qualité du cadre de vie. Cependant, leur réutilisation en agriculture, sans traitement préalable et sans suivi de la qualité de cette eau, pourrait présenter des risques sanitaires sur la santé humaine, sur le cheptel et sur l'environnement. Il est donc indispensable d'assurer une épuration préalable qui aura pour objectif d'arriver à une qualité d'eau convenable pour l'irrigation des terres agricoles, en respectant les normes établies par l'OMS à cet effet. Le choix du type de filière de traitement sera fonction de la nature de l'effluent à traiter, des conditions climatiques et des normes de rejet à respecter (DELANOÜE & PROULX, 1986), ou, dans le cas de leur réutilisation en agriculture, en fonction des normes de réutilisation. Ces normes doivent cibler la protection de la santé humaine lors de la consommation des produits agricoles irrigués avec les eaux traitées (SALGOT & HUERTAS, 2006).

Le lagunage naturel est un procédé économique et efficace pour le traitement biologique des eaux résiduaires, son efficacité est d'autant plus appréciée dans les petites agglomérations (RUOCHUAN & HEINZ, 1995) et semble être le plus conseillé pour des climats chauds (GLOYNA, 1972 ; SAUZE, 1973 ; VASEL & JUPPIN, 2007). Son efficacité considérable sur l'élimination des germes pathogènes fait du lagunage une technique très adaptée pour des eaux dont la réutilisation en agriculture est envisageable.

Bien que le lagunage naturel soit une technique satisfaisante pour traiter des eaux usées, il peut cependant s'avérer très peu efficace si l'on veuille traiter une eau à pollution inorganique, ou très faiblement dégradable par voie biologique. En réponse à la complexité des effluents industriels, de nouvelles techniques de traitement, chimiques telles que l'ozonation ou les technologies d'oxydation avancées, ou physiques, telles que l'ultrafiltration ou l'osmose inverse, ont vu le jour (ELHACHEMI, 2005). Elles ont l'avantage d'assurer une dégradation complète, sans production de boue et sans ajout de composés chimiques supplémentaires (ELHACHEMI, 2005).

IV- Le lagunage naturel :

Le lagunage s'est développé en tant que technique épuratoire à travers le monde (Etats Unis, Canada, Australie, Suède, Allemagne...) depuis le début du siècle passé. Toutefois, pour la construction des différents bassins, il y a très peu d'études techniques ou de recherche sur ce sujet, et certaines installations se révèlent totalement inopérantes. La géométrie d'un bassin et sa capacité s'improvisaient en fonction de la configuration du terrain disponible (GLOYNA, 1972).

Depuis 1950, des études et des recherches réalisées sur les sites existants, ont abouti à une meilleure compréhension du fonctionnement de ses écosystèmes et à des propositions de dimensionnement plus cohérentes. En parallèle, des améliorations constantes (profondeur mieux adaptée, mise en série de plusieurs bassins, extraction et valorisation des sous-produits) ont permis au lagunage de devenir un procédé d'épuration rustique mais fiable et performant, notamment en matière de qualité bactériologique des eaux.

Si cette technique a fait l'objet de plusieurs études sous différents climats dans divers contrés (MARAIS & SHAW, 1961 ; NEEL et *al.*, 1961 ; GLOYNA, 1972 ; RINGUELET, 1973 ; SAUZE, 1973 ; WALKER & LECLERC, 1973 ; MARA, 1975 ; BERHET, 1979 ; FRITZ et *al.*, 1980 ; BUCKSTEEG, 1983 ; SCHLEYEPEN, 1983 ; SOUMIYA & FUJII, 1984 ; AIZAKI et *al.*, 1986 ; BERNA et *al.*, 1986 ; MARA & PEARSON, 1986 ; SANTOS & OLIVIERA, 1987), au Maroc, la première étude expérimentale a été entamée à Marrakech en 1985 (BOUARAB, 2000).

Le lagunage est généralement classé en trois catégories (SEVIN-REYSSAC et *al.*, 1995) :

- 1) Le lagunage anaérobiose dépourvu presque de phytoplancton (SHILTON et *al.*, 2005) et, par conséquent, de l'oxygène dissous, à cause des fortes charges organiques admises ; la profondeur est relativement élevée (2 à 5 mètres) et le temps de séjour est de 3 à 5 jours. Les mécanismes de traitement dans ce système sont assurés par décantation de la matière organique et sa stabilisation par digestion anaérobiose suite à l'intervention d'abord d'une population mixte de microorganismes qui solubilisent la matière organique complexe (Cellulose, amidon, protéines...) en libérant des composés simples (sucres, acides aminés...) et ensuite d'autres populations bactériennes,

essentiellement les « acidogènes » et les « méthanoliques » qui produisent le biogaz (CH_4 , CO_2 , H_2S ...), les sels nutritifs (NH_4^+ , PO_4^{3-} ...) et les boues.

- 2) Le lagunage facultatif, c'est la catégorie la plus communément utilisée à travers le monde (SHILTON et al., 2005), de 1 à 2 m de profondeur et un temps de séjour de 15 à 30 jours (RACAULT et al., 1997), comporte une zone inférieure anaérobiose et une zone supérieure aérobiose où l'oxygène est fourni essentiellement par l'activité photosynthétique des micro-algues, et permet la croissance des bactéries aérobies qui procurent, à leur tour, entre autres produits, les sels minéraux (SHILTON et al., 2005). Le lagunage facultatif peut être utilisé soit en phase de traitement principal, soit en phase de traitement complémentaire, après une station d'épuration classique, pour améliorer la qualité de l'eau, surtout pour réduire des germes pathogènes.
- 3) Le lagunage aérobiose ou de maturation, de même profondeur que le lagunage facultatif, mais avec des temps de séjour généralement plus longs, permet un traitement des effluents déjà partiellement épurés. Certains auteurs conseillent de plus faibles profondeurs comprises entre 0,8 et 1,3 m (GLOYNA, 1972 ; RACAULT et al., 1997). Ce lagunage est aussi et surtout destiné à améliorer l'abattement des germes pathogènes (SHILTON et al., 2005). On peut, en outre, employer un bassin de maturation pour l'élevage de poissons tels que la carpe, auquel cas on le dénomme bassin à poissons.

Notons que GLOYNA (1972) cite également le lagunage aéré et le lagunage de décantation, définissant le premier comme étant un ou un ensemble de bassins dans lesquels des aérateurs mécaniques fournissent la majorité des besoins en oxygène, et le deuxième comme des bassins d'une profondeur de l'ordre de 2 m, avec un temps de séjour de 3 à 4 jours. Ces derniers jouent le rôle de piège à boues, mais les charges organiques appliquées et le temps de séjour ne permettent pas la mise en place d'un processus de fermentation anaérobiose équilibré. Certains auteurs ajoutent également le lagunage à haut rendement (High Rate Algal Ponds) à cette classification. Cette filière de traitement, proposée par OSWALD dans les années 50 (OSWALD et al., 1953 ; 1957), est composée de bassins à faible profondeur (0,30 à 0,50 m) dans lesquels un courant empêchant la décantation des algues est créé artificiellement par un dispositif d'agitation de type roue à aubes. L'épuration des eaux usées est obtenue grâce à une production algale particulièrement intensive.

Qu'il soit à haut rendement, facultatif ou de maturation, le principe du lagunage est toujours le même, mettant en jeu des mécanismes résultant d'interactions entre les communautés bactériennes, algales et zooplanctoniques (GLOYNA, 1972 ; SAUZE, 1978 ; ANGELLI, 1979). La figure 2 représente ces interactions.

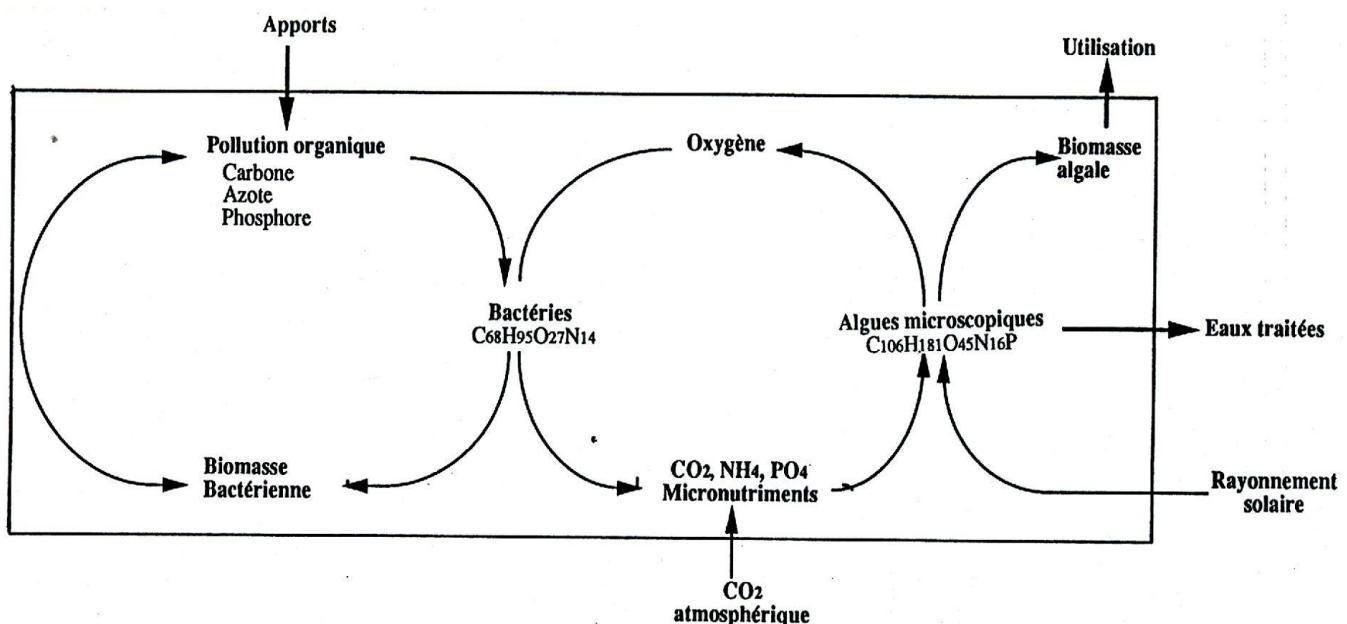


Figure 2 : Epuration des eaux usées par le système algo-bactérian selon Oswald (1977)

Il s'agit, en fait, de faire appel à un milieu où sont recréées toutes les conditions d'autoépuration des rivières, à savoir : la sédimentation des matières en suspension, la dégradation aérobie au sein du liquide et la dégradation anaérobique dans les sédiments qui se sont déposés au fond de la lagune (BONTOUX & PICOT, 1994).

Les bassins de lagunage sont donc colonisés naturellement par une grande variété d'organismes vivants, végétaux et animaux uni ou pluricellulaires. Ces multiples espèces peuvent varier en fonction des effluents traités, des conditions climatiques, de la charge organique et de la profondeur de l'eau. D'autre part, il existe en permanence, dans les différentes lagunes, des phénomènes de dégradation, de compétition, de prédation et de symbiose.

En référence à GLOYNA (1972), l'écosystème d'une lagune se compose de substances abiotiques, d'organismes producteurs, d'organismes consommateurs et d'organismes décomposeurs.

Les organismes producteurs, représentés par les algues, captent l'énergie solaire pour réaliser la photosynthèse. Elles prélèvent ainsi les éléments nutritifs de l'eau (azote et phosphore notamment), et enrichissent le milieu en oxygène dissous. Les organismes décomposeurs (Champignons, levures mais surtout bactéries) utilisent cet oxygène pour l'oxydation de la matière organique de l'eau usée en H_2O , et en CO_2 utilisable par les algues. (CULLINANE & SHELER, 1982 ; BOUARAB, 2000 ; DEKAYIR, 2007). Le zooplancton (qui représente la catégorie des organismes consommateurs dans ce cas) s'installe par la suite et intervient comme un prédateur de phytoplancton et des bactéries ; il conduira donc positivement à la diminution de leur densité, qui est en soi même, une pollution particulaire à éliminer. Son rôle ne s'arrête pas ici, le zooplancton constitue également un filtre biologique efficace dans l'élimination de la matière en suspension (MES) et organique (DBO) (YANG et al., 1980 ; KAWAI et al., 1987 ; KANKAALA, 1988). Ce zooplancton, comme le phytoplancton et les bactéries, se développe spontanément. Cette succession d'organismes s'observe parfaitement quand les bassins de la station d'épuration par lagunage facultatif sont disposés en série.

Le lagunage naturel a connu une stagnation pendant plusieurs années durant lesquelles la technique n'a pas connu beaucoup d'évolution, jusqu'à la dernière décennie où des études ont permis l'amélioration du rendement de ces filières de traitement des eaux usées, telle que l'étude de BDOUR et al., (2009) qui affirment que, durant ces dernières années, des bassins de lagunage plus modernes ont été érigés et mis en opération. Plusieurs études ont également indiqué l'ajout de bassins à graviers ou des filtres à sable comme solution pour l'amélioration des effluents de lagunage (HEALY et al., 2007 ; TORRENS et al., 2009).

V- Le phytoplancton des stations de lagunage:

Les Cyanobactéries et les micro-algues, organismes respectivement pro et eucaryotes, se caractérisent par la présence de pigments chlorophylliens et par un habitat très diversifié (BOUARAB, 2000). On les retrouve dans les lacs, les étangs, les mares, les tourbières, les marais, les ruisseaux et eaux vives, les eaux thermales, les rochers mouillés ou simplement suintants, les cascades ; elles flottent quelquefois en masses avec des bulles gazeuses. Certaines espèces se récoltent aussi sur la terre, les troncs humides et la neige colorée (BOURRELLY, 1972). Pour vivre, elles ont besoin d'eau ou d'humidité, d'air, de lumière et de sels minéraux (BOURRELLY, 1972). Les micro-algues, qui comptent plus de 30000 espèces actuelles, montrent une souplesse d'emploi et d'adaptation rendant possible leur

utilisation pratique dans différents domaines tels que le traitement des eaux usées, la bio-industrie, la fertilisation des sols, l'aquaculture... (BOUARAB, 2000).

Par rapport à beaucoup d'autres organismes, le phytoplancton se répartit de façon plus ou moins homogène dans la partie supérieure de la colonne d'eau. Dépendant de la lumière et des substances nutritives, ces organismes microscopiques vivent dans la zone euphotique, soit la strate supérieure des océans, mers, lacs, réservoirs ou étangs. (FINDLAY & KLING, 1990).

Ils optimisent leurs conditions de vie dans la zone euphotique en recourant à plusieurs mécanismes : contrôle de flottabilité à l'aide de vacuoles gazeuses, migration grâce à un flagelle, augmentation de la surface par rapport au volume comme moyen de résistance et divers autres processus métaboliques. Le phytoplancton vit isolé ou en colonies et sa taille va de moins d'un micromètre à plus de 500 µm pour certaines colonies. Comme toutes les plantes, le phytoplancton est autotrophe, les pigments de chlorophylle qu'il contient lui permettent de fixer l'énergie solaire par photosynthèse, convertissant ainsi le carbone en une forme d'énergie transférable à d'autres parties du réseau alimentaire aquatique. Toutefois, certains groupes de phytoplancton (les dinoflagellés et les cyanobactéries, par exemple) pourront être mixotrophes, voire même hétérotrophes pendant de courtes périodes et utiliser des substances organiques dissoutes, ou encore phagotrophiques et absorber des particules de matière organique (KAWAGUCHI, 1980 ; PEARSON et al., 1987; BASSERES, 1990 ; FINDLAY & KLING, 1990 ; LALIBERTE & DELANOUÉ, 1993 ; POST et al., 1994 ; BOUARAB & DAUTA, 1997).

Le phytoplancton se renouvelle très rapidement (le cycle de vie est de l'ordre de quelques jours) et il est un indicateur sensible des agressions environnementales. Il est affecté par des facteurs physiques, chimiques et biologiques, ce qui en fait un bon indicateur de la qualité de l'eau (FINDLAY & KLING, 1990).

Les populations de phytoplanctons d'eau douce varient avec la saison (HUTCHINSON, 1967) et dépendent de facteurs à la fois chimiques et physiques. Les concentrations de nutriments et leurs proportions constituent des indicateurs fondamentaux de prolifération planctonique. Par exemple, les Cyanobactéries fixatrices d'azote dominent habituellement les systèmes dont le rapport N/P est inférieur à 5/1 (FINDLAY, 1994), alors que les Chlorophytes dominent ceux dont le rapport N/P est plus élevé. Les dinoflagellés

prolifèrent dans les lacs dulcicoles dont le pH et le rapport C/P sont bas. PEARSALL (1932) a avancé que l'abondance du phytoplancton des lacs du Lake District en Angleterre était liée aux concentrations de nutriments. La température, le pH, la lumière, la sédimentation et la turbulence sont autant de facteurs abiotiques qui influencent la croissance algale et cyanobactérienne en lagunage naturel.

Les facteurs biotiques qui peuvent exister au sein d'un bassin de station d'épuration sont la compétition nutritionnelle, interactions intra et interspécifiques, symbiose, broutage et prédation (REYNOLDS, 1984 ; HARPER, 1992 ; BOROWITZKA, 1998). Quant aux facteurs opérationnels ; on cite le temps de séjour, le mélange, le taux de dilution, la charge organique admise et la profondeur des bassins ainsi que la fréquence de la récolte (RHEE, 1978 ; AZOV & SHELEF, 1982 ; DRAKIDES, 1983 ; REYNOLDS, 1984 ; HERPER, 1992 ; BOROWITZKA, 1998).

Dans un système d'épuration par lagunage, les populations phytoplanctoniques sont dominées par les formes caractéristiques des points d'eau eutrophes, voire hypereutrophes. Les plus représentées dans le lagunage appartiennent aux groupes des Cyanobactéries, des Chlorophycées, des Euglénophycées et des Diatomées (NEEL et al., 1961 ; KALISZ, 1973 ; BOKIL & AGRAWAL, 1977 ; R.E.I.A., 1979 ; CHIFAA, 1987 ; OUDRA, 1990 ; MEZRIOUI & OUDRA, 1998 ; BOUARAB, 2000). Ces peuplements varient en fonction du climat, des saisons et de la charge en matière organique et en sels nutritifs. Certains groupes peuvent proliférer rapidement formant des « fleurs d'eau » ou « blooms », en absence de prédation ou de compétition interspécifique (allélopathie).

L'assimilation du phosphore par les algues est essentiellement un phénomène actif, mettant en œuvre des liaisons temporaires entre l'ion PO_4^{3-} et les enzymes de transport au niveau de la membrane cellulaire (FEUILLADE & FEUILLADE, 1972 ; FOGG, 1973 ; NALEWAJKO & LEAN, 1980 ; OUDRA, 1990). Le taux d'assimilation de cet élément augmente avec la température alors qu'il est indépendant de l'intensité lumineuse (GERRI & DELCLAUX, 1980). En outre, cette assimilation fait l'objet d'une compétition algobactérienne (JONES et al., 1987 ; SOMIYA et al., 1988).

Cependant, il est important de signaler que l'élimination du phosphore dans les bassins de lagunage met en œuvre des processus autres que l'assimilation végétale, à savoir, les

procédés chimiques de complexation et de sédimentation (OUDRA, 1990 ; ELHALOUANI et al., 1993).

Quant à l'azote, il est surtout produit par les bactéries, suite à la dégradation de la matière organique azotée, sous forme d'ions ammonium NH_4^+ . L'azote inorganique dissous semble jouer, par sa biodisponibilité, le rôle régulateur de la croissance algale (AXLER et al., 1982). Une partie de l'azote ammoniacal est assimilée par les algues, tandis qu'une autre partie est relarguée en atmosphère suite à l'augmentation du pH, qui, elle-même est le résultat de l'activité photosynthétique des micro-algues (FOLKMAN & WACHS, 1973 ; ELHALOUANI et al., 1993).

L'assimilation de ces composés par les algues est influencée par leurs concentrations dans le milieu (AXLER et al., 1982 ; Mc-CARTHY et al., 1983).

Cependant, l'effluent peut toujours contenir des concentrations considérables d'azote et de phosphore, additionnant à cela les quantités contenues dans les cellules algales. (FOLKMAN & WACHS, 1973).

Pour que l'épuration soit effective, les biomasses algales produites doivent être séparées de l'effluent épuré. OSWALD (1995) considère que l'importance du lagunage au 21^{ème} siècle réside non seulement en le recyclage des déchets et des nutriments, mais également en la production de biomasse pour l'alimentation animale. Ceci peut se faire par récupération des micro-algues, suivant le cas, par microtamisage, filtration directe, séparation par membranes, flottation à air dissous ou décantation accélérée. Mais il serait également possible de les faire ingérer par un crustacé cladocère (*Daphnia magna*) (PROULX & DELANOÜE, 1985a) ou par des poissons résistants à la pollution (Carpe) (HICKLING, 1971 ; GHOSH et al., 1980 ; CATTOPADHYAY et al., 1988) qui, grâce à leur taille plus importante (jusqu'à 8 mm pour le cladocère et plusieurs centimètres pour le poisson), se récoltent plus facilement que les algues (MOUCHET, 1986, BERDAY et al., 2006).

D'un autre côté, la production de *Daphnia magna* est une perspective qui s'avère être intéressante par sa rentabilité ; puisque la productivité est importante et la composition du crustacé est encourageante pour une valorisation (la matière sèche a une teneur de 60% de protéines) (PROULX & DELANOÜE, 1985a ; 1985b).

Quant à la production de poisson, tel que la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) ou la carpe commune (*Cyprinus carpio*), elle fait encore l'objet de plusieurs études

bactériologiques et écotoxicologiques, dans le but de déterminer la possibilité de la consommation de la biomasse produite (BURAS et al., 1985 ; LIANG et al., 1999 ; BERDAY et al., 2005 ; 2006 ; 2012).

Ceci revient à dire que l'une des voies prometteuses pour l'utilisation de la biomasse algale réside en leur intégration à des chaînes trophiques. Ainsi, en partant des rejets liquides et en passant par des invertébrés filtreurs aquatiques, on parvient au niveau des consommateurs supérieurs. Grâce à une telle démarche, la récupération de la biomasse d'algues peut être relevée, et des biomasses animales de haute qualité, facilement récoltées, peuvent être produites (DELANOÜE & PROULX, 1986).

Plusieurs organismes dulçaquicoles, marins ou hypersalins, tels que *Daphnia*, huîtres et autres lamellibranches ou *Artemia salina*, ont été cultivés avec des micro-algues produites sur eaux usées (RYTHER et al., 1972 ; DE PAUW et al., 1980 ; TARIFENSO-SILVA et al., 1982 ; PROULX & DELANOÜE, 1985a ; PROULX & DELANOÜE, 1985b).

DELANOÜE & PROULX (1986) constatent que la biomasse de daphnies pourrait constituer une bonne source alimentaire pour la truite du fait de leur faible teneur en glucides comparée avec les micro-algues. En effet, ce poisson est réputé être un faible utilisateur de glucides (HALVER, 1972). De plus, et à certaines périodes de l'année, les Daphnies constituent 98% des contenus stomachaux de la truite (TAYLOR & GERKING, 1980).

L'utilisation de la Cyanobactéries *Spirulina* pour les fins d'alimentation humaine remonte jusqu'aux Aztèques au Mexique (FARRAR, 1961). Les nations unies considèrent cette algue comme étant la meilleure nourriture du futur (holistikhealth.com, 2011). Ce type de biomasse algale est encore consommé au Tchad (FAUCHER et al., 1979). Plusieurs autres micro-algues, tout particulièrement vertes (*Chlorella*, *Scenedesmus*) ont été étudiées en vue de l'alimentation humaine (MULLER-WECKER & KOFRANYL, 1973). Le groupe Holistik Health est un exemple récent de producteurs de compléments nutritionnels naturels et qui s'intéressent particulièrement à *Spirulina* et à *Chlorella* comme produit primaire (holistikhealth.com, 2011).

Chap. 2 : Etude des performances épuratoires

I- Matériel et méthodes :

1- Présentation de la ville de Figuig:

La ville de Figuig se situe dans le haut Atlas Oriental, qui est constitué d'étroits chainons montagneux parallèles, de direction E-W, encadrant de hautes plaines. L'agriculture oasisenne et l'élevage sont les principales ressources que l'on rencontre dans la région. La forêt est presque inexistante, seuls l'alfa et l'armoise constituent une certaine richesse d'ailleurs peu exploitée (BREIL & COMBE, 1977; ville-figuig.info, 2011).

La localisation de Figuig se caractérise aussi par une situation de carrefour sur plusieurs plans : aux portes du désert, elle est sur la charnière Haut Atlas Oriental-Atlas Saharien, sur les Confins algéro-marocains à proximité immédiate de la frontière.

Les coordonnées Lambert sont : 32°07' Lat. N- 1°14' Long. W – 900 m alt. (BREIL et al., 1977, figuigville.com, 2011) (voir figure 3).

La ville de Figuig est constituée de sept Ksour ou quartiers: El Abidat, Oudaghir, Ouled Slimane, El Maiz, Hammam Tahtani, Hammam Foukani et Zenaga. Alors que les six premiers Ksour sont situés au nord, à une altitude de l'ordre de 900 m et possèdent peu de terre mais disposent de beaucoup d'eau ; le Ksar de Zenaga, le plus important de tous (comptant environ 50% de la population sédentaire de la ville), isolé et situé à 870 m environ au milieu de la palmeraie, se trouve dans la situation inverse (BREIL & COMBE, 1977 ; CID, 2006).

1-1 Cadre géologique :

Figuig est une Oasis de l'extrême sud-est du Maroc, située dans un cirque montagneux du Haut Atlas Oriental. Au NW, la puissante chaîne anticlinale du Jbel Grouz (1192 m à l'WNW de Figuig) se terminant à l'est par Jbel El Haïmeur (1168 m), vers le sud, une succession de monts atteignant environ 1000 m ferment l'horizon ; ce sont, de l'ouest vers l'est : Le Jbel Melias (1128 m), le Jbel Zenaga (1051 m), le Jbel Taghla (1117 m), le Jbel Sidi Youssef (1065 m) et le Jbel Jarmane (1047 m). Vers l'est s'étend une vaste plaine formée par les alluvions de l'oued Zousfana, la plaine de Bagdad (850 à 900 m) dans laquelle se dresse un relief net, le Zrigat-Sidi-Abdelkader (999 m) (BREIL & COMBE, 1977 ; ville-figuig.info, 2011).

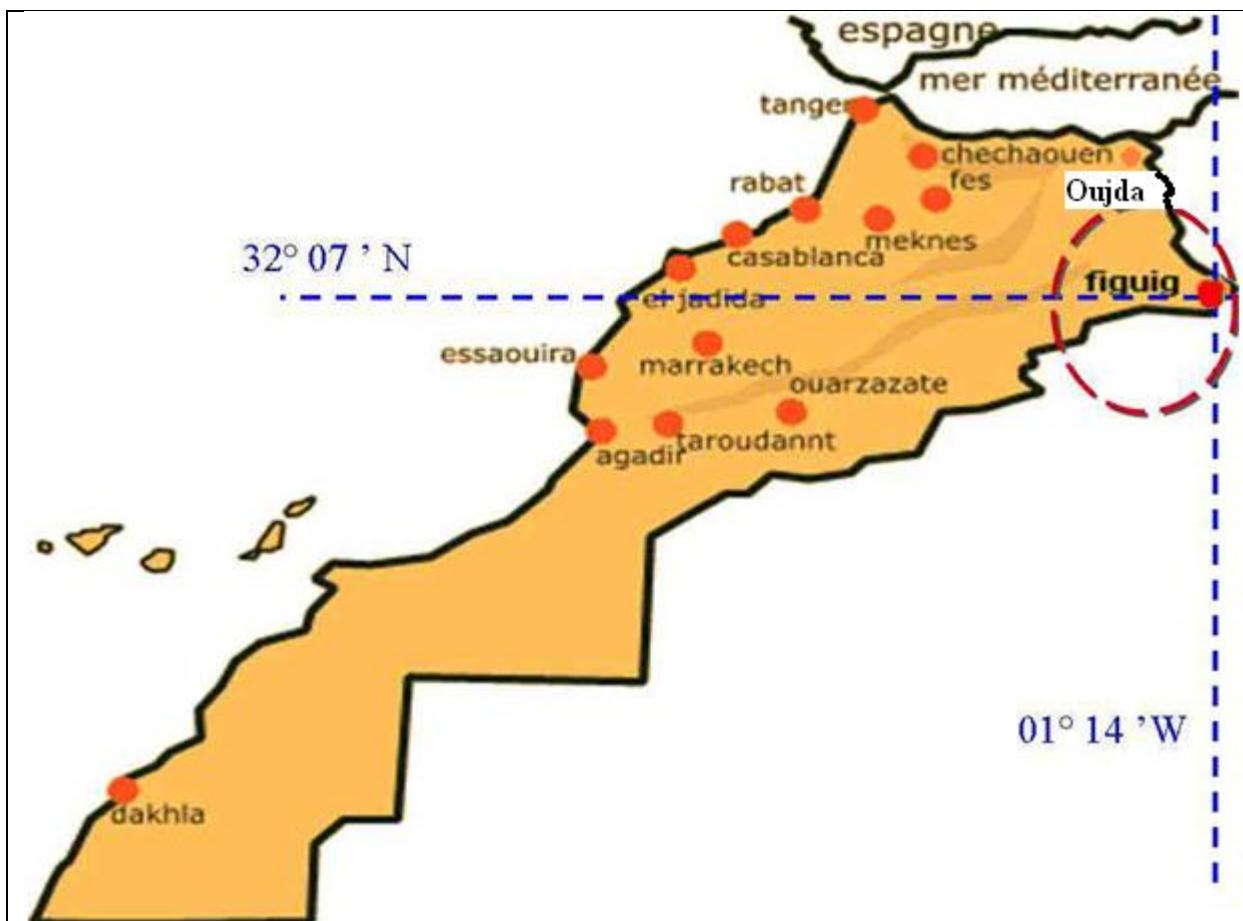


Figure 3 : Situation géographique de la ville de Figuig (ville-figuig.info, 2011)

L'aspect géomorphologique est essentiellement représenté par des formations calcaires jurassiques, séparés par des plaines à remplissage tertiaire et quaternaire. Le centre de Figuig est constitué par des formations quaternaires des cônes de déjection aux pieds des massifs, des travertins formant la corniche séparant la palmeraie de Figuig en deux, ainsi que le soubassement de la palmeraie à l'aval jusqu'aux reliefs, et enfin des limons sur lesquels sont installées les palmeraies plus particulièrement celle de Zenaga (BREIL & COMBE, 1977 ; CID, 2006).

Les accidents tectoniques affectant la région de Figuig, très nombreux, semblent être à l'origine des sources de cette localité. Trois directions principales peuvent être notées : E-W ou ENE-WSW, ESE-WNW et NNW-SSE (BREIL & COMBE, 1977).

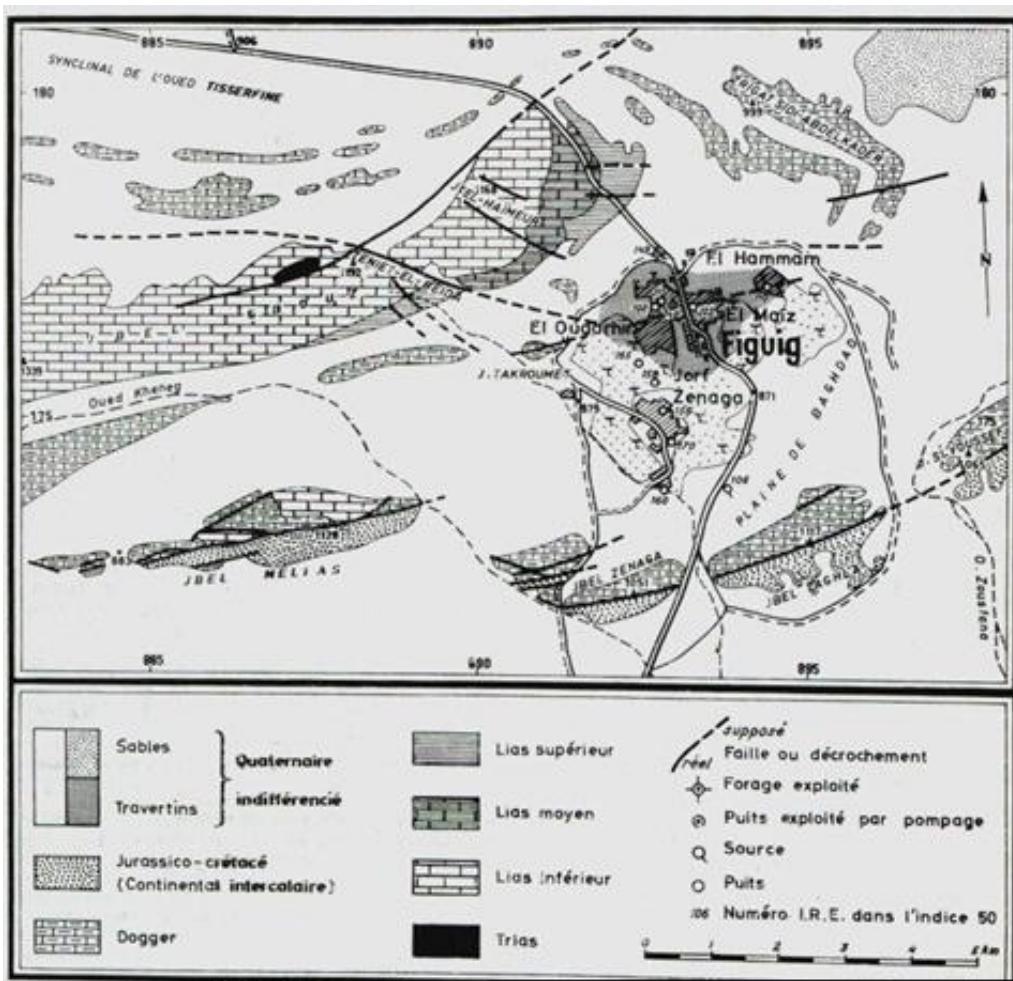


Figure 4 : Carte géologique de la région de Figuig (BREIL & COMBE, 1977)

1-2 Population :

Depuis un siècle environ, la population de l'ensemble de Figuig oscille entre 8000 et 15 000 habitants, alors que l'effectif de la population du Maroc a triplé entre le début du 20^{ème} siècle et 1982. L'accroissement démographique des trois dernières décennies, quoique faible, serait davantage lié à l'afflux d'origine externe qu'à un accroissement naturel. L'émigration contemporaine est responsable de cette quasi-stagnation de l'effectif de la population (CID, 2006). Les fluctuations des effectifs démographiques dans le temps sont représentées dans le tableau 2.

Tableau 2 : Evolution antérieur de la population de la ville de Figuig.

Année	1971	1982	1994	2004
Population	13 648	14 542	14 245	12 577
TAAM (%)	-	0,5	0,4	-1,2
Nombre de ménages	2 673	2566	2 722	2 730

Source : Recensements généraux de la population et de l'habitat.

TAAM : Taux d'accroissement annuel moyen.

L'importance de l'émigration vers l'étranger et à destination du reste du territoire national constitue sans doute l'un des traits saillants de l'évolution démographique du centre de Figuig.

Signalons une spécificité de Figuig ; il compte un peu plus de 12 000 habitants toute l'année et plus de 20 000 durant les mois de Juillet et Août en raison du retour de nombreux originaires résidant soit dans les grandes villes marocaines, soit en Europe ; cet afflux massif est aussi observé durant les fêtes religieuses (CID, 2006).

1-3 Cadre économique :

La principale richesse de Figuig, cause également de ses problèmes, vient de la conjonction de l'eau et de la terre dont la répartition est particulière : en effet, alors que les bonnes terres sont situées en contrebas de l'escarpement dénommé « Jorf » séparant le ksar de Zenaga des six autres ksour, et sont consacrées à la culture du palmier dattier avec des plantes maraîchères comme cultures intercalaires, l'eau provient de sources situées dans ou sous les ksour du haut (BREIL & COMBE, 1977). De plus, un abaissement continu du niveau piézométrique a fait avancer progressivement la palmeraie vers le sud (BREIL & COMBE, 1977).

L'agriculture s'appuie surtout sur des cultures vivrières à rendement fort limité, en raison des techniques de production restées traditionnelles et de la pauvreté des sols. Par ailleurs, la morphologie du parcellaire liée au statut foncier et aux traditions souffre des subdivisions incessantes des terroirs hérités (CID, 2006). En plus du palmier dattier ; les céréales, les fourrages, les légumes et les fruits sont également produits, sans toutefois pouvoir assurer actuellement l'autosuffisance. En effet, mis à part la production des dattes, l'activité agricole est orientée essentiellement vers l'autosubsistance alimentaire de la ville.

Elle se caractérise par des rendements médiocres. L'élevage constitue une des ressources majeures de la région (BREIL & COMBE, 1977 ; CID, 2006).

L'industrie est pratiquement inexistante ; par contre, l'artisanat est remarquablement pratiqué, il est représenté par des produits manufacturés comme les tissages (burnous, couvertures, tapis), la joaillerie, la maroquinerie et la poterie (BREIL & COMBE, 1977 ; CID, 2006).

1-4 Hydrologie et Hydrogéologie :

La palmeraie de Figuig est entourée par les oueds ZOUSFANA à l'Est, KHENG à l'Ouest et LAKBIR au Nord. Le régime d'écoulement de ces oueds est intermittent. Des crues apparaissent généralement entre octobre et avril ; elles sont de courte durée et ont un caractère violent.

Les écoulements des eaux superficielles sont surtout sporadiques mais parfois d'une violence désastreuse. L'oued Zousfana, principal affluent de l'oued Saoura, contourne l'oasis avec son débit faible, irrégulier mais exclusivement pérenne dans ce secteur. Il est bordé de palmeraies discontinues, autrefois exubérantes et travaillées par les ksouriens de Figuig.

Les ressources en eau intensivement exploitées à Figuig sont souterraines par excellence. Elles jaillissent en sources ou encore elles sont forcément drainées en surface par des réseaux de foggaras régulièrement entretenus. Cette exploitation totalise un débit moyen de 200 litres/seconde irriguant les 650 hectares de jardins. Des compléments sont précieusement recherchés par pompage dans les puits (CID, 2006).

Les ressources en eaux souterraines de la palmeraie de Figuig sont tirées des aquifères alluviaux et des aquifères de la nappe des calcaires liasiques. La forte salinité de l'eau des puits en certains points constitue un handicap pour la culture dans les secteurs concernés. Plusieurs agriculteurs se contentent aujourd'hui de la culture du palmier, la seule à supporter un taux élevé de salinité (CID, 2006 ; ville-figuig.info, 2011).

1-5 Cadre climatologique :

Située à une altitude de 900 m, l'oasis de Figuig a un climat de type Saharien. Selon la classification de THORNTONTHWAÏTE, l'oasis de Figuig appartient au climat aride mésothermique sec à influence saharienne (CID, 2006).

Pluviométrie : A Figuig, la pluviométrie moyenne interannuelle est de l'ordre de 128 mm (figure 5) ; le régime interannuel des pluies est caractérisé par une irrégularité très marquée (coefficient de variation = 0,49). Contrairement aux autres régions du Maroc Oriental, le maximum pluviométrique se produit en Octobre alors que le minimum survient en Juillet. Ce paysage de climat habituellement sec (128 mm de précipitations moyennes annuelles) peut être trompeur par la forte irrégularité : il peut varier vers une verdure saisonnière exceptionnelle éclipsant la tendance générale vers une désertification accentuée. Il est tombé 213 mm de pluie de Septembre 1974 à Août 1975, tandis que ça n'avait pas dépassé les 27 mm de Septembre 2002 à Août 2003.

Notons que les pluies d'orage peuvent être violentes et causer des crues très rapides et dévastatrices engendrant des dégâts importants.

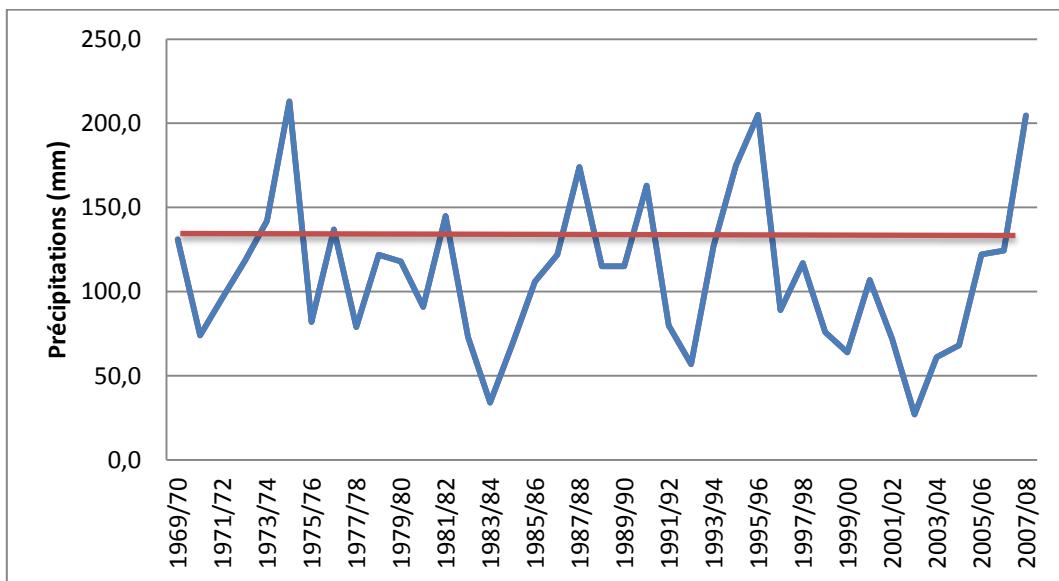


Figure 5 : variation inter-annuelle de la pluviométrie à Figuig de 1969 à 2008.

Températures : Les températures connues sur une période de 30 ans (figure 6) appartiennent au climat saharien : Froides en hiver (Décembre : moyenne des minima = 3,8 °C) et chaudes en été (Juillet et Août : moyenne des maxima : 41,3 °C).

Les températures extrêmes absolues sont 49 °C et 4 °C.

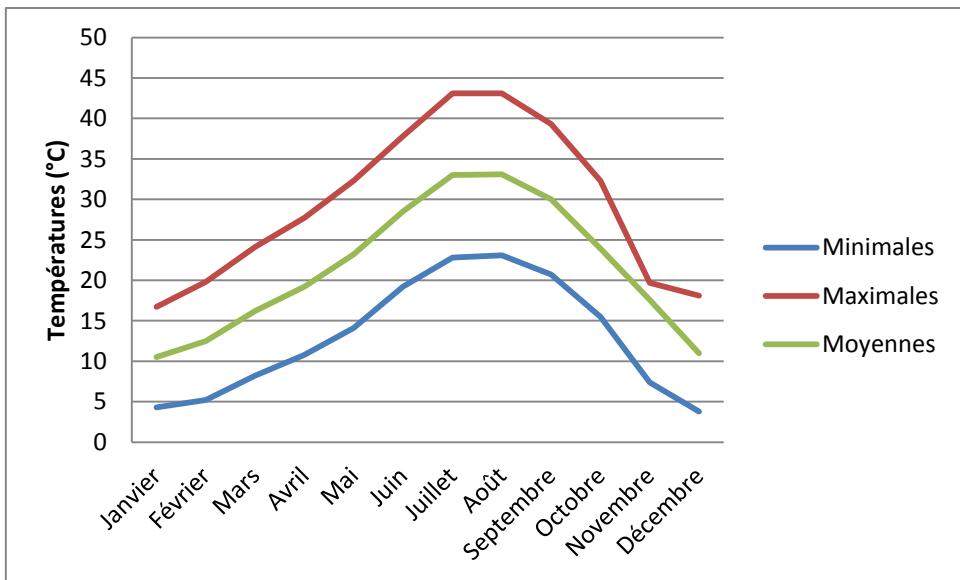


Figure 6: Moyennes des températures minimales, maximales et moyennes à Figuig (calculées sur 30 ans) (BREIL & COMBE, 1977)

Les vents : De par le type de sa localisation, le centre de Figuig jouit d'une situation bénéfique. Elle est entourée d'une couronne de montagnes qui l'abritent des grands vents sableux du sud. Les vents suivent des directions assez variables.

Les vents dont la direction varie avec les saisons sont secs et parfois violents, entraînant une évaporation importante. Au printemps, les vents dominants sont Nord-Est, Nord ou Nord Ouest. En été, le matin, les vents sont Est, le soir ils sont Ouest. En automne, les vents dominants sont Ouest ou Nord-Ouest (CID, 2006).

L'évapotranspiration : Les températures élevées, la faiblesse de l'hygrométrie et la forte insolation augmentent l'évaporation et l'évapotranspiration et aggravent le déficit hydrique. L'évapotranspiration calculée par la méthode de BLANNE & CRIDDLE est d'environ 1580 mm/an (CID, 2006).

2- Description de la station de traitement des eaux usées:

La station d'épuration des eaux usées étudiée est composée de 4 bassins disposés en série (voir figures 7 et 8), et dont l'ordre, les dimensions et les temps de séjour sont représentés dans le tableau 3 ci-dessous :

Tableau 3 : Caractéristiques de la station d'épuration des eaux usées Hammam-Foukani.

Bassin	Volume (m ³)	Superficie (m ²)	Profondeur (m)	Temps de séjour (jours)
Facultatif1	812	650	1,25	19
Facultatif2	812	650	1,25	19
Maturation1	244	315	1	6
Maturation2	180	120	1,5	4

Le passage de l'eau d'un bassin à l'autre se fait par simple gravité, sans aucune demande en énergie. Seuls quelques travaux de jardinage sont demandés pour la maintenance de la station afin de la débarrasser des plantes et roseaux qui peuvent s'installer sur les bordures des bassins.

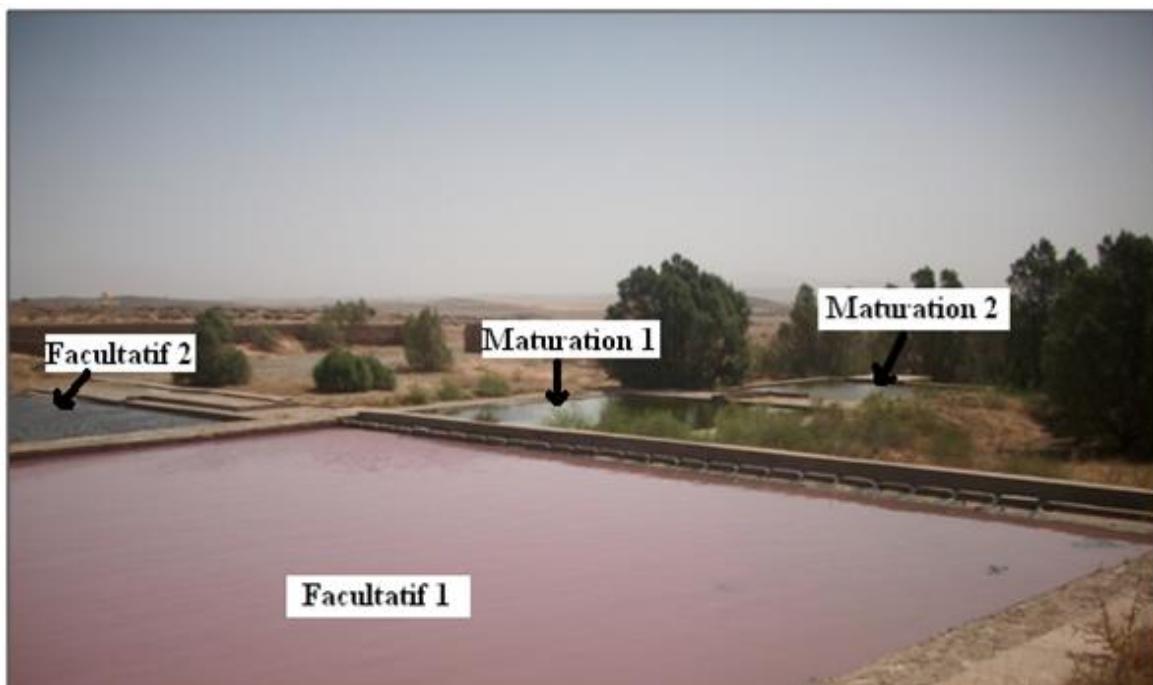


Figure 7 : Vue sur les bassins de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.
(Photographie de O. EL HACHEMI/juin 2010)

3- Echantillonnage :

L'échantillonnage s'est fait saisonnièrement depuis Novembre 2008 à Juillet 2009, puis mensuellement de Novembre 2009 à Octobre 2010. Il se faisait au niveau de l'entrée de la station, et à la sortie de chaque bassin. Les points de prélèvement sont représentés dans la figure 8.

L'échantillonnage se faisait toujours pendant la même période de la journée (le midi solaire) et à la surface de l'eau.

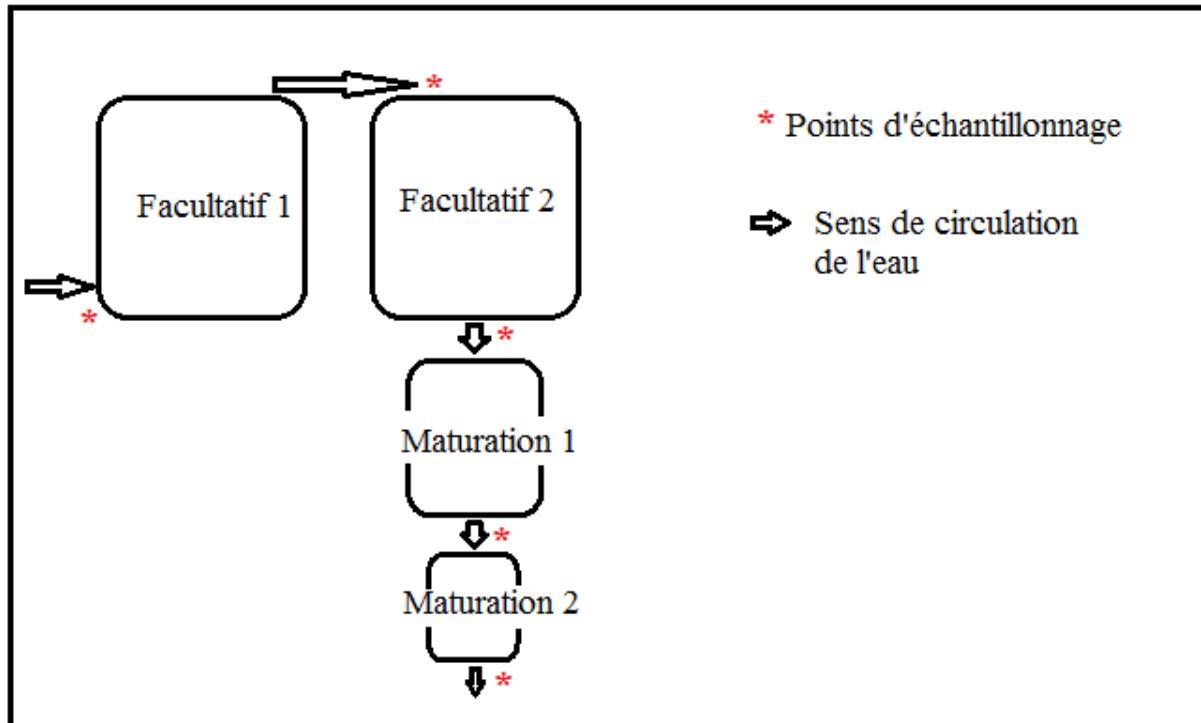


Figure 8 : Schéma de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani et points de prélèvement.

4- Etude physico-chimique :

4-1 pH :

Le pH a été mesuré in-situ, à l'entrée de la station et à la sortie de chaque bassin, à l'aide d'un pH-mètre *Crison®*

4-2 Conductivité et salinité :

La conductivité et la salinité ont été mesurées in-situ, à l'aide de deux conductimètres de type *EcoScan Eutech* et *Crison®* ; en cas de lacune, les valeurs de salinité se calculaient à partir des valeurs de conductivité, selon l'équation : $1000 \mu\text{s}/\text{cm} = 640 \text{ mg/L}$ de sel (FAO, 1985).

4-3 Oxygène dissous :

L'oxygène dissous a été mesuré à l'aide d'un Oxy-mètre de type *Crison®*.

4-4 Température :

Dans notre suivi, la température de l'eau a été mesurée à l'aide d'un thermomètre *EcoScan Temp 5 Eutech*.

4-5 MES :

Les matières en suspension sont déterminées selon la norme AFNOR T90-105. Après filtration d'une prise d'essai sur des filtres de verres GF/C préalablement séchés et pesés, ces filtres sont par la suite placés à l'étuve à 105°C pendant 2 heures et sont repesés. La matière en suspension est la différence de poids des filtres après et avant filtration, rapportée au volume filtré.

4-6 Turbidité :

La turbidité est mesurée in-situ, à l'entrée de la station et à la sortie de chaque bassin, ou au laboratoire à l'aide d'un turbidimètre *TN-100 Eutech*.

4-7 DBO₅ :

La demande biochimique en oxygène (DBO) est définie comme étant la quantité d'oxygène consommée lors de la dégradation de la matière organique. Elle se mesure en général à l'obscurité, à 20°C et pendant 5 jours; c'est ce qu'on appelle DBO₅.

Les mesures de DBO₅ se sont faites au laboratoire, selon la méthode manométrique à l'aide d'un appareillage de type *Velp-Scientifica®*

Un volume de 150 mL de l'échantillon à analyser est placé dans un flacon relié à un manomètre à mercure. Le CO₂ formé par la respiration des bactéries est fixé par des pastilles de KOH placées dans le bouchon du flacon. Seule la variation de l'oxygène consommé lors de la dégradation de la matière organique est prise en compte. Cette consommation est traduite par une dépression mesurée par le manomètre, et convertie directement en mg d'oxygène par litre (RODIER et al., 1986).

4-8 Azote et Phosphates :

L'ammonium, les nitrates et les orthophosphates ont été mesurés selon le Standard Methods (APHA, 2005). Les analyses ont été effectuées sur la période d'étude, à raison de deux campagnes par saison.

5 - Etude microbiologique et parasitologique:

L'étude microbiologique s'est faite par dénombrement des coliformes fécaux selon le Standard Methods (APHA, 2005).

Après une dilution des échantillons allant de 10 à 10⁵ fois, ils sont filtrés sur des filtres Millipore stériles à porosité de 0,45 µm et dont le diamètre est de 47 mm. Le filtre est mis sur un milieu de culture préparé à base de *Difco m FC Broth Base* (dont la composition est représentée en annexe), puis incubés à une température de 44,5°C pendant 24h. Les

coliformes fécaux sont reconnaissables par leur coloration bleue. Deux à trois plaques sont préparées pour chaque échantillon, avec des dilutions différentes. Le comptage se fait de préférence sur une plaque qui comprend entre 20 et 60 colonies.

L'étude parasitologique, quant à elle, s'est faite par dénombrement des œufs d'helminthes dans l'eau selon le Standard Methods (APHA, 2005) et dans les boues selon BOUHOUM & SCHWARTZBROD (1989).

II- Résultats et discussion :

1- Etude physico-chimique :

1-1 pH :

La mesure du pH des eaux usées donne une indication sur l'alcalinité ou l'acidité de ces eaux. Il est important pour la croissance des micro-organismes qui ont généralement un pH optimal variant de 6,5 à 7,5. Des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent directement la viabilité et la croissance des micro-organismes (MARA, 1980 ; WHO, 1987). Le pH est donc l'un des paramètres les plus importants de la qualité de l'eau. Il doit être étroitement surveillé au cours de toutes opérations de traitement (RODIER, 1996).

Les valeurs de pH enregistrées dans l'eau de la station Hammam-Foukani sont comprises entre 7,2 et 9,2 ; variant en fonction des bassins et de la saison.

La figure 9 présente les variations des valeurs du pH dans la station.

Les eaux usées brutes ont un pH qui oscille entre 7,2 et 7,9. Les plus faibles valeurs ont été observées en fin d'automne et en hiver, tandis que les valeurs maximales sont attribuées à la période estivale.

Lors de son passage dans les bassins de lagunage, l'eau usée a tendance à acquérir un pH plus alcalin. À la sortie de la station, les valeurs de pH varient de 7,3 à 9. Cette augmentation est beaucoup plus marquée en été et en début d'automne.

Ce facteur est considéré comme indicateur de plusieurs activités biochimiques, dont la photosynthèse et la biodégradation de la matière organique (EDELIN, 1980 ; BAMBARA, 1985).

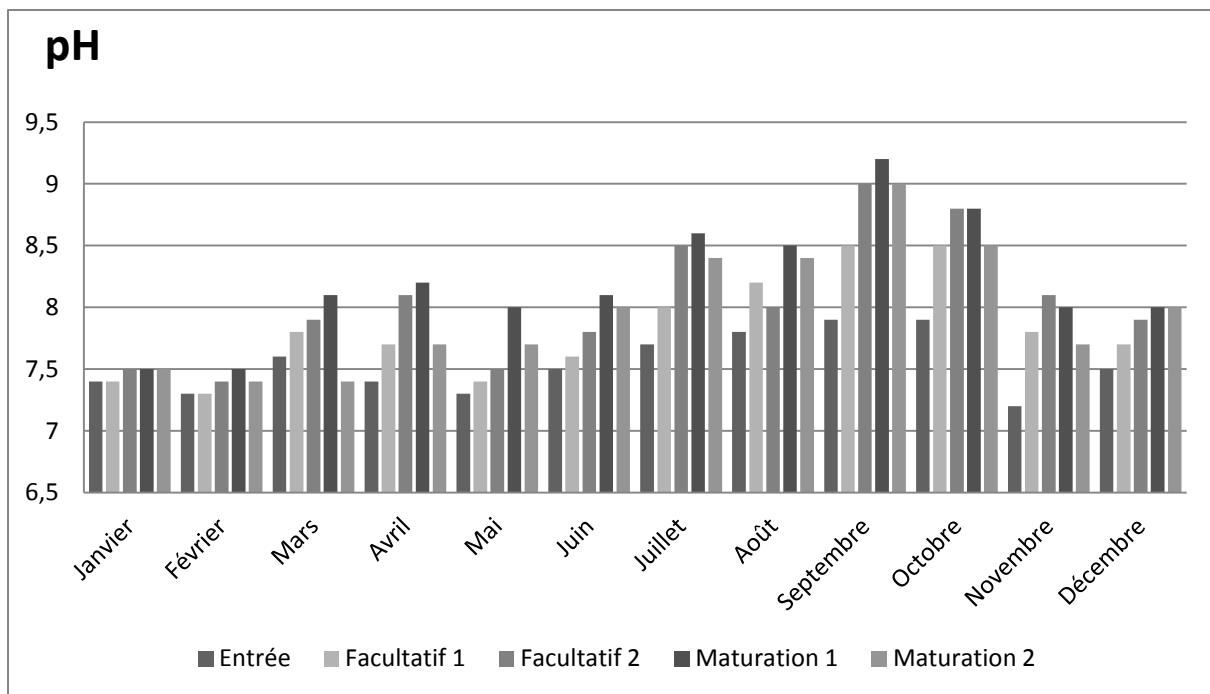


Figure 9: Variations spatio-temporelles des valeurs de pH au niveau de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

Les écarts entre les valeurs de pH à l'entrée et à la sortie de station sont plus nets pendant la période allant de Mai à Octobre, autrement dit, pendant la période où les températures sont élevées et l'éclairement important ; alors que, de Novembre à Avril, cet écart est atténué, ne dépassant pas une unité pH.

À l'entrée de la station, le pH des eaux est proche de la neutralité, avec parfois, une légère tendance à l'alcalinisation. Ceci est attribué à la contenance des eaux souterraines (utilisées pour la production de l'eau potable) en ions bicarbonate (TORRENS et al., 2010)

Lors du passage de l'eau usée dans les bassins de lagunage, il y a un développement de bactéries dégradantes de la matière organique et de micro-algues. Ces dernières, par le biais de la photosynthèse, consomment le CO₂ dissous dans l'eau aboutissant à une alcalinisation, selon l'équation (1) (BOUARAB, 2000 ; ELHACHEMI et al., 2012) :



Plus le développement phytoplanctonique est important, plus les valeurs de pH ont tendance à augmenter. Ainsi, en période estivale, connue par une forte prolifération phytoplanctonique (Voir Chapitre 3), le pH atteint des valeurs maximales (9,2 comme maximum enregistré au niveau du bassin de maturation 1 pendant le mois de Septembre). En

hiver par contre, lorsque les micro-algues sont peu abondantes, le pH des eaux reste proche de la neutralité dans les différents bassins de la station d'épuration. Pendant les périodes printanière et automnale, caractérisées par un développement moyen du phytoplancton, on observe des valeurs de pH intermédiaires, de l'ordre de 8.

Si dans le premier bassin, les valeurs de pH sont généralement inférieures à celles des bassins suivants, c'est, d'une part, dû à l'effet d'inhibition que les conditions d'anaérobiose, établies en certains points de ce bassin, pourraient avoir sur l'activité photosynthétique (VANDERPOST & TOREIN, 1974) et, d'autre part, à la fermentation bactérienne importante à ce niveau, et qui tend à acidifier le milieu (FINANCE, 1985).

Plusieurs auteurs (DAVOUST, 1985 ; CHIFAA, 1987 ; OUDRA, 1990 ; RHALLABI, 1990 ; BOUARAB, 2000 ; FQIH BERRADA et *al.*, 2000) relient les variations de pH dans les bassins de stabilisation des eaux usées aux activités biologiques et biochimiques, notamment la photosynthèse.

1-2 Conductivité :

La conductivité électrique d'une eau est un indicateur direct de sa salinité. C'est un facteur vital à suivre lorsqu'on est intéressé par une réutilisation des eaux usées en agriculture (SHILTON et *al.*, 2005). Dans notre étude, la conductivité électrique des eaux de consommation, et donc des eaux usées, est essentiellement le résultat de la présence du chlorure de sodium et de bicarbonate de calcium comme rapporté par TORRENS et *al.*, (2010 ; 2012).

La conductivité électrique des eaux usées brutes est comprise entre 2300 et 3400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à l'exception d'une valeur minimale de 1720 $\mu\text{S}/\text{cm}$ qui a été mesurée en Mars 2010.

La conductivité électrique des eaux à traiter tend à augmenter lors de son passage dans les bassins de la station. Cette augmentation est plus marquée en période chaude, à partir du mois d'Avril.

On distingue au niveau de la figure 10 une période de conductivité moyenne élevée et qui correspond à la saison chaude allant du mois d'Avril jusqu'au mois d'Août. La conductivité moyenne en cette période avoisine les 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La période froide affiche des valeurs de conductivité légèrement plus basses, aux alentours de 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

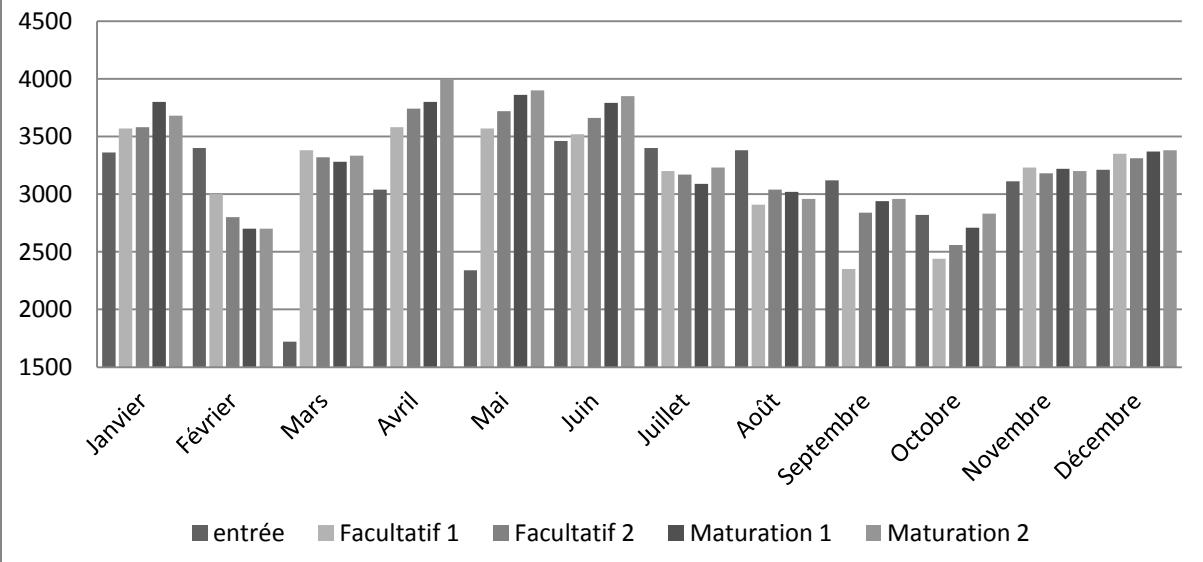


Figure 10: Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique au niveau de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

La variation des valeurs de conductivité électrique des eaux est essentiellement contrôlée par l'évaporation de l'eau dans les bassins. Etant dans un climat saharien aride, les températures estivales sont très élevées, une importante évaporation en résulte, d'où l'augmentation des valeurs de conductivité électrique observée et qui est plus marquée en période estivale et printanière.

Le traitement des eaux usées par lagunage naturel ne permet pas de diminuer la salinité de l'eau. La conductivité électrique ne peut donc pas observer de diminution notable lors du traitement. Une haute évaporation peut cependant aboutir à son augmentation comme l'explique SHILTON *et al.* (2005) et comme on vient de le mentionner.

Les résultats obtenus dans cette étude sont similaires à ceux de BAHLAOUI (2000) qui note également de fortes conductivités électriques pendant la période chaude qui va de Juin à Octobre et des valeurs plus faibles pendant la période qui va de Novembre à Mai, et qui est caractérisée par des températures plus basses. Il note également un gradient de conductivité croissant depuis l'amont vers l'aval.

1-3 Oxygène dissous :

La concentration en oxygène dissous d'une eau est fonction de plusieurs facteurs, à savoir ; la température, la pression atmosphérique et la salinité (RHALLABI, 1990), ou alors

de l'intensité de l'activité photosynthétique. En effet, l'oxygène dissous provient soit de l'atmosphère par diffusion, soit de la photosynthèse des organismes autotrophes, essentiellement les algues. Il est consommé lors de la respiration des animaux et végétaux présents dans l'eau, de la décomposition des matières organiques par les micro-organismes aérobies et de l'oxydation de certaines substances chimiques (WHO, 1987).

Les eaux usées brutes sont caractérisées par des valeurs très faibles en oxygène dissous, allant de 0,1 à 1 mg/L. Lors de son passage dans les bassins de lagunage, l'eau s'enrichie en oxygène. Les plus fortes valeurs ont été enregistrées au niveau du bassin de maturation 1 (Figure 11).

Les meilleures oxygénations ont été observées en période estivale, avec un maximum de 21 mg/L mesuré au mois de Juillet, dans le bassin de maturation 1. En hiver, la teneur en oxygène dissous dans les bassins de lagunage est beaucoup moins importante. Au mois de février par exemple, un maximum de 3 mg/L a été mesuré au niveau du 2^{ème} bassin facultatif. Le passage de l'eau au niveau du 4^{ème} bassin est généralement accompagné d'une légère diminution de la teneur en oxygène dissous.

À la sortie de la station, l'eau traitée a des concentrations en oxygène dissous comprises entre 1,2 et 12 mg/L.

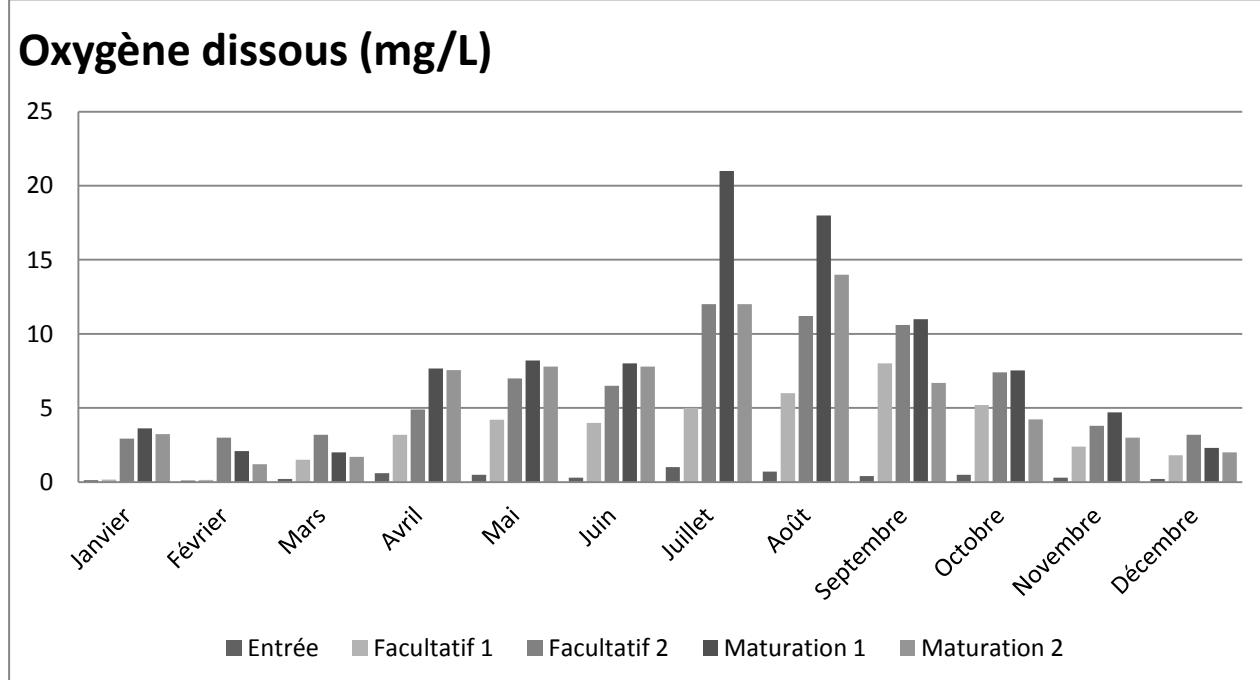


Figure 11 : Variations spatio-temporelles des concentrations en oxygène dissous au niveau de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

Mis-à-part l'entrée de la station et le premier bassin, caractérisés par des conditions d'anaérobiose, les bassins de lagunage présentent généralement des pourcentages élevés de saturation en oxygène dissous, avec une moyenne de 111% (10,12 mg/L).

Des pics excédant 200% (jusqu'à 21 mg/L) ont été observés en été, coïncidant avec le maximum de la prolifération algale (exprimée en concentration de chlorophylle totale dans le 3^{ème} chapitre). Des résultats similaires ont été obtenus par OUDRA (1990), BOUARAB (2000) et BIANCHI et *al.* (2003).

Les eaux d'alimentation de l'installation de lagunage, étant des eaux usées domestiques brutes n'ayant subi aucun prétraitement, sont caractérisées par une forte concentration en matière organique non stabilisée. De plus, à ce niveau de la station, il n'y a aucun apport notable d'oxygène par photosynthèse (le réseau d'égout du ksar Hammam-Foukani étant complètement fermé), le seul moyen possible de dissolution de l'oxygène dans ces eaux est la diffusion depuis l'atmosphère. Ceci explique les faibles teneurs en oxygène dissous observées à l'entrée de la station.

Au niveau du premier bassin (Facultatif 1), il y a d'abord diffusion atmosphérique, mais également un début de développement de micro-algues et donc, une contribution à l'oxygénation par photosynthèse. Ceci explique les teneurs moyennes en oxygène de 5 mg/L et qui peuvent, en été, approcher la saturation (8 mg/L). Cependant, il est à signaler que, vu les fortes charges admises en certaines périodes de l'année, il arrive de constater une certaine anaérobiose à ce niveau de la station. Ceci est plus marqué en période hivernal où le développement phytoplanctonique est minimal et où on a enregistré une teneur en oxygène dissous de 0,16 mg/L à la sortie du premier bassin. Ceci s'accompagne du phénomène d'eau rouge suite au développement en abondance des thiobactéries (OUDRA, 1990).

À partir du 2^{ème} bassin, l'eau devient remarquablement oxygénée grâce, essentiellement, à l'activité photosynthétique du phytoplancton installé. Effectivement, à ce stade, l'eau a résidé une période suffisamment longue (plus de 20 jours) pour permettre un intense développement phytoplanctonique. A ce niveau également, les plus fortes valeurs ont été mesurées en période estivale.

Ces résultats sont confirmés par ceux obtenus par OUDRA (1990) qui enregistre des saturations allant jusqu'à 350% pendant la période de poussée phytoplanctonique

correspondant au printemps et au début de l'été. En hiver, il note des saturations en oxygène inférieures à 25%.

Sur toute l'année, une légère à moyenne diminution du taux d'oxygénation est observée au niveau du 4^{ème} bassin. Ce phénomène est dû à deux facteurs ; le premier, directe, est la profondeur du bassin qui passe d'un mètre (3^{ème} bassin) à 1,5 mètres (4^{ème} bassin). Le deuxième facteur, indirect, est lié au développement du maillon zooplanctonique qui, par prédation, agit négativement sur la densité phytoplanctonique, et donc sur l'oxygénation des eaux. De nombreux travaux ont montré le rôle significatif du zooplankton dans la régulation des densités de populations phytoplanctoniques (CAPBLANCQ et al., 1988 ; LE COHU et al., 1991 ; FRANCISCO & REY, 1994 ; DERRAZ et al., 2003).

Dans ses études portées sur des bassins de stabilisation en région aride (Marrakech, Maroc), OUDRA (1990) s'est également intéressé au profil vertical des teneurs en oxygène et a résumé ses résultats par l'existence d'une période de stratification thermique (printemps et été) où la distribution verticale de l'oxygène dissous varie de la sursaturation en couches superficielles à moins de 30% dans le fond, et une période de brassage (automne et hiver) caractérisée par une distribution verticale d'oxygène presque homogène depuis la surface de l'eau jusqu'au fond des bassins.

1-4 Températures :

La température est un facteur abiotique important. Sa mesure est nécessaire, étant donné le rôle qu'elle joue dans la solubilité des gaz, dans la dissociation des sels dissous et dans la détermination du pH (WHO, 1987). La température agit également comme facteur physiologique sur le métabolisme et la croissance de la plupart des organismes vivant dans l'eau, notamment ceux microscopiques (WHO, 1987) et est, de ce fait, directement liée à la vitesse de dégradation de la matière organique (MARA et al., 1979).

Les températures de l'eau sont étroitement dépendantes de la température de l'air. Étant donné que les échantillons ont été prélevés au même moment de la journée, correspondant à la période d'ensoleillement maximal, les écarts de températures n'ont pas été très étendus.

Les températures de l'eau variaient de 16 à 34 °C, avec une tendance à augmenter en période estivale et à diminuer en hiver, depuis l'amont vers l'aval de la station. En effet, les températures avoisinant les 20 °C à l'entrée de la station, se retrouvent avec des températures

de 17 °C à la sortie en période hivernale. En été par contre, les températures d'entrée sont généralement de 30 °C ; à la sortie, elles peuvent atteindre les 34 °C (voir tableau 1 en annexe et figure 12).

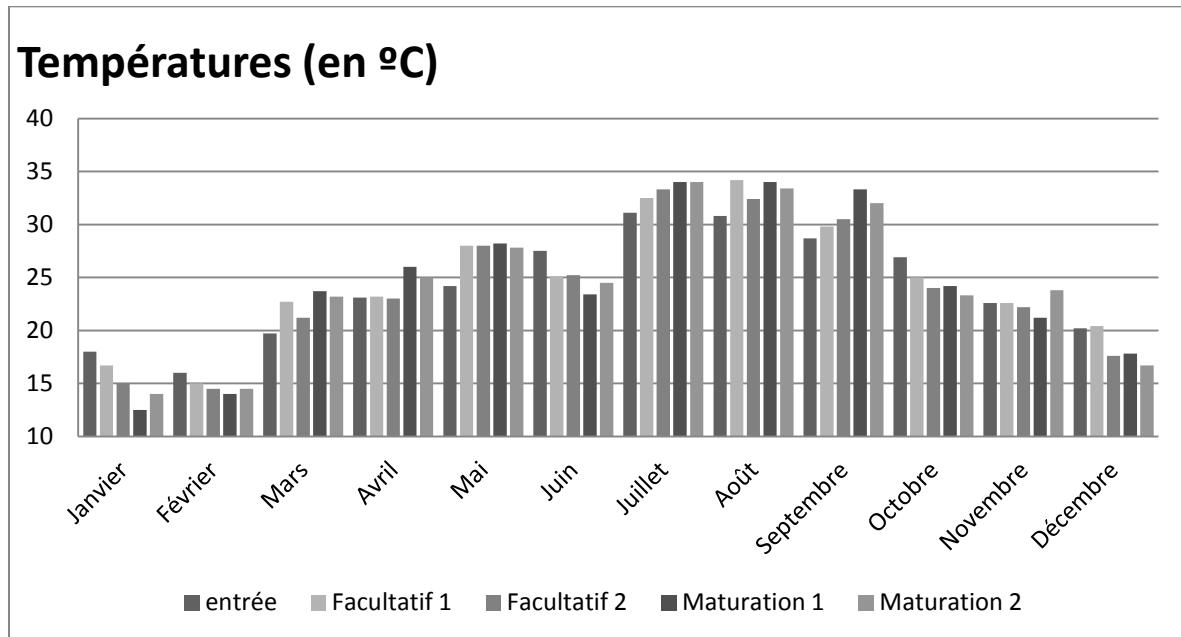


Figure 12 : Variations spatio-temporelles des températures de l'eau au niveau de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

Les fluctuations thermiques de l'eau varient selon la saison, atteignant des valeurs minimales en hiver (17 °C à midi et beaucoup plus faibles en début de matinée) et maximales en été (34 °C à midi pouvant être plus élevées en moitié de l'après-midi).

Il est important de noter que, comme pour l'oxygène dissous, les températures peuvent présenter une variation selon le profil vertical des couches d'eau des bassins. La période de stratification thermique est généralement attribuée à la période chaude (OUDRA, 1990 ; COHU et al., 1994). Cette période correspondrait, dans notre étude, à celle allant du mois de Mai jusqu'au mois d'Octobre.

Il est également à préciser que, dans un écosystème aquatique, la fluctuation thermique a un impact sur le développement, la dominance et la répétition des populations algales, et ce par sa grande influence sur le taux de photosynthèse, la circulation des masses d'eau, et aussi, le processus d'assimilation et de recyclage des nutriments (RHEE & GOTHMAN, 1981). En conséquence, les variations thermiques saisonnières ont toujours une influence significative sur la performance épuratrice des bassins de stabilisation (SHELEF & AZOV, 1987).

1-5 Matières en suspension (MES) :

Les eaux usées brutes ont une charge en MES très variable, avec une proportion de 1 à 10. Le minimum a été mesuré au mois d'Octobre, avec 95 mg/L, et le maximum au mois de Janvier où on dépasse 1 g/L (figure 13).

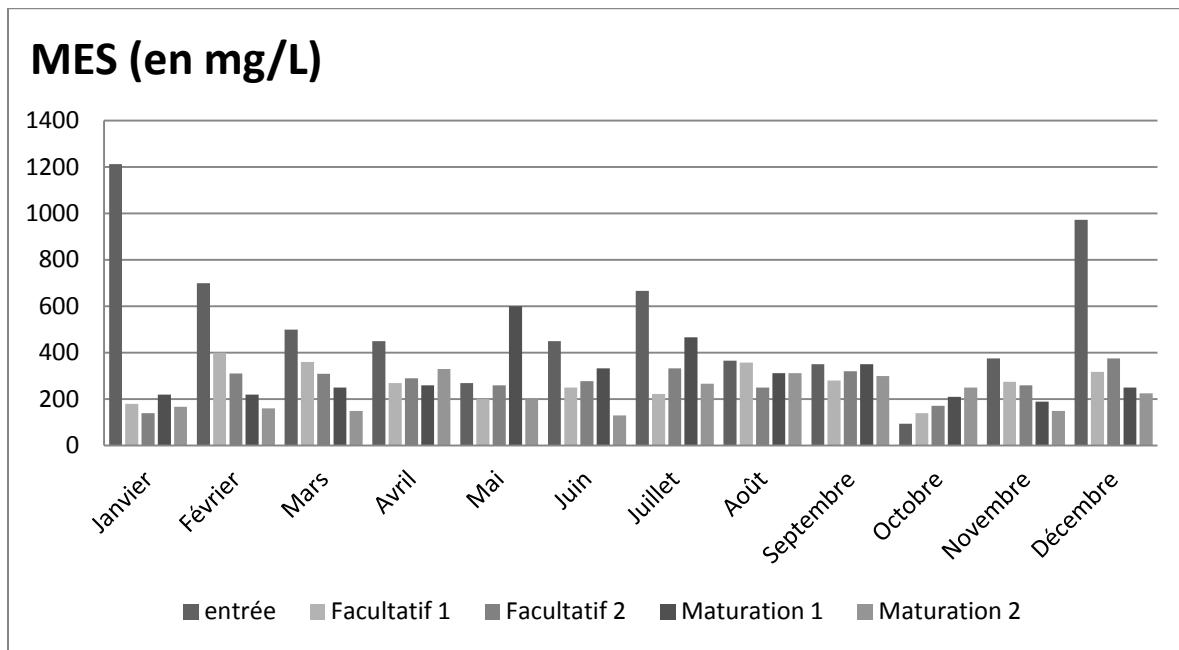


Figure 13 : Variations spatio-temporelles des MES au niveau de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

La station de Hammam-Foukani assure un bon abattement des MES. Près de 50% en sont éliminées en moyenne au niveau du premier bassin. L'abattement total a atteint une efficacité maximale de 84% enregistrée en hiver. Cependant, l'évolution des MES dans la station ne va pas toujours dans le sens de l'élimination. La courbe d'évolution des MES dans la station présente souvent des pics, indiquant une production de celles-ci. Ce phénomène est plus marqué en période chaude s'étendant de la fin du printemps jusqu'au début d'automne.

Les plus faibles teneurs en MES enregistrées (95 mg/L) dans les eaux usées brutes correspondent à la période de pluviométrie maximale en Octobre, étant donné que le réseau de collecte des eaux usées est mixte, recevant à la fois les eaux usées et les eaux pluviales. En période de pluie, les eaux d'alimentation de la station de lagunage se retrouvent diluées par les eaux pluviales ; d'où la faible teneur en MES enregistrée ce mois-ci.

Les plus fortes teneurs en MES mesurées sont attribuées au mois de Janvier. Cela pourrait s'expliquer par une consommation minimale d'eau en cette période de froid dans les

foyers, ce qui se traduit par le rejet, dans les égouts, d'eaux usées concentrées, chargées en MES.

Comme dans les résultats obtenus par BOUARAB (2000) sur la station pilote de traitement des eaux usées par lagunage de la ville d'Ouarzazate, nous constatons que la plus grande partie des MES des eaux usées du Ksar Hammam-Foukani sont éliminées au niveau du premier bassin. A partir du 2^{ème} bassin, l'abattement en MES devient beaucoup plus timide, voire, par période, négatif (production de MES).

SCHNEITER et al. (1983), MARIN (1987) et HAMMOU et al. (1995) rapportent que l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) et des MES s'opère principalement dans les bassins de tête.

Ces résultats s'expliquent par : a) Une importante décantation des MES au niveau du premier bassin, b) Une restitution des MES sous une autre forme (organique vivante) au niveau des 3 bassins suivants qui fait que, à ce niveau-là, le rendement total d'élimination des MES de la station ne dépasse guère les 20% en moyenne. Ceci a été également confirmé par OUAZZANI (1987), OUDRA (1990) et BOUARAB (1988 ; 2000).

1-6 Turbidité :

La turbidité d'une eau est due à la présence de matières en suspension finement divisées. L'appréciation de l'abondance de ces matières mesure le degré de turbidité. Dans une station de traitement des eaux usées, celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement aura été efficace. Les mesures de turbidité ont donc un grand intérêt dans le contrôle des eaux (SHUVAL et al., 1986)

La variation de la turbidité des eaux suit étroitement celle des MES. Le minimum est également observé au mois d'Octobre avec une valeur de 85,4 NTU et qui est expliquée par les précipitations enregistrées en cette période. Les valeurs maximales avoisinent les 550 NTU. Elles sont généralement observées au niveau du 3^{ème} bassin (Maturation 1) en période estivale. Ces valeurs résultent de l'importante prolifération algale.

1-7 Demande Biochimique en Oxygène (DBO) :

Comme il a été indiqué dans la partie Matériel et Méthodes de ce chapitre ; la DBO a été mesurée pendant 5 jours. La charge organique est exprimée, dans notre étude, en termes de DBO₅.

La charge organique que reçoit la station est, en moyenne, de l'ordre de 380 mg/L. Reportée au débit journalier moyen de 41 m³/j, la charge journalière atteint 15,6 kg de DBO₅.

La station de Hammam-Foukani assure une élimination satisfaisante de la matière organique, atteignant une efficacité moyenne de plus de 60% et maximale de 93% observée en automne. Cependant, le caractère saisonnier très variable du fonctionnement du lagunage fait que, pendant la période d'été, l'abattement en DBO₅ ne dépasse pas les 35%. En cette période, l'effluent traité contient jusqu'à 300 mg/L de DBO₅.

La figure 14 représente l'évolution de la DBO₅ dans l'espace (au niveau des différents bassins de la station) et dans le temps.

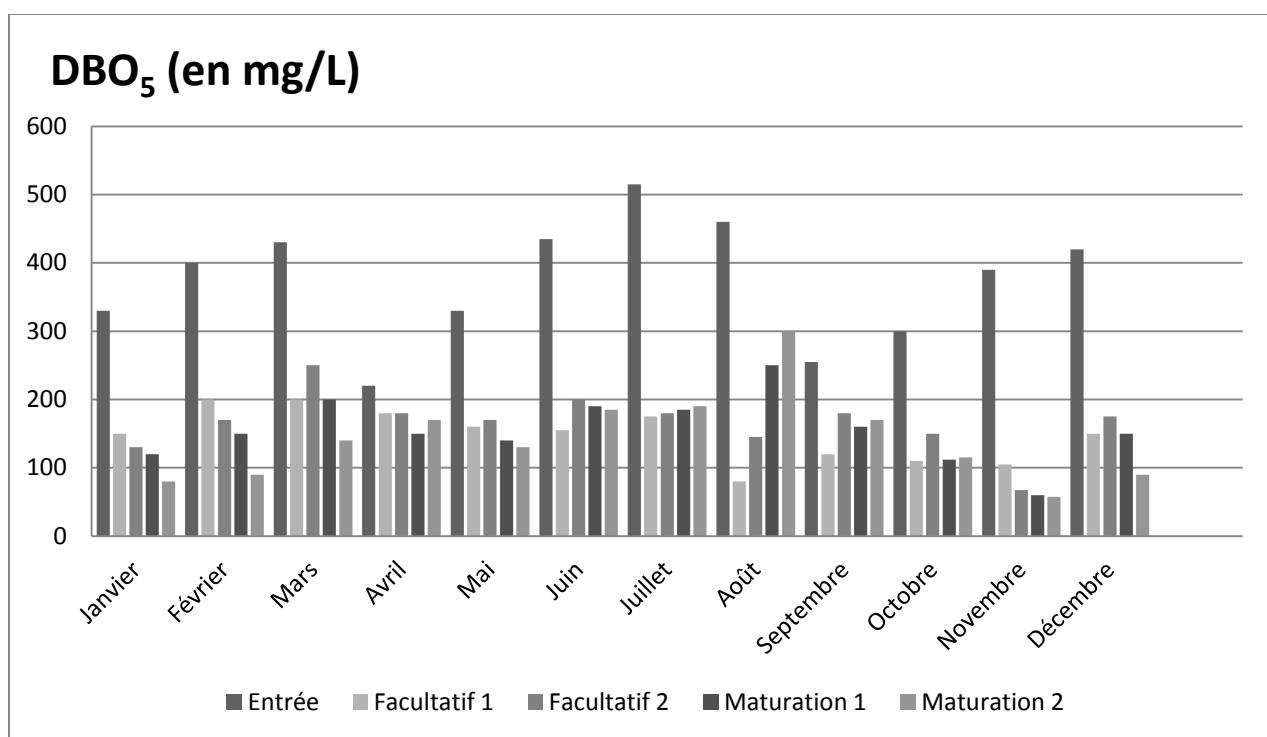


Figure 14 : Variations spatio-temporelles de la DBO₅ au niveau de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

Le premier bassin (Facultatif 1) assure plus de 56% d'abattement moyen de DBO₅, ceci revient à dire que 95% de l'élimination de la matière organique se fait au niveau du premier bassin.

Le rendement en DBO₅ de la station de lagunage de Hammam-Foukani rappelle celui des MES ; il est bon à excellent lorsque la production de biomasse est faible, c'est-à-dire en période de températures basses et de faible ensoleillement. Ce rendement devient faible en période estivale durant laquelle se produisent d'importantes poussées phytoplanctoniques.

Il est à souligner, ici aussi, que le système de lagunage n'assure pas une élimination complète de la matière organique, mais la transformation d'une grande partie de celle-ci de matière organique dissoute à matière organique particulaire sous forme de biomasse algale, bactérienne et zooplanctonique. Le phénomène est plus observé en été.

Etant donné que la DBO₅ a été mesurée sur des échantillons non-filtrés, on conclut que les valeurs élevées, observées en été, sont dues à l'importante prolifération des algues en cette période de l'année ; en effet, des mesures de chlorophylle et des dénombrements de cellules algales parallèles montrent des valeurs maximales en cette période. Ceci est principalement dû à des facteurs abiotiques tels que l'augmentation de la température et de l'ensoleillement (ELHACHEMI et al., 2012).

Dans ce contexte, ABIS & MARA (2004), ont mesuré la DBO₅ sans et après filtration afin d'exclure la DBO₅ due aux algues, et ont conclu que, sans filtration, l'abattement de la DBO₅ est faible en été à cause de l'augmentation de la biomasse algale. Sur l'échantillon filtré l'abattement de la DBO₅ est similaire en été et en hiver.

OUDRA (1990) signale également l'énorme production microplanctonique dans le système de lagunage de Marrakech comme principal facteur responsable de la charge élevée en matière organique (DBO₅ et DCO) de l'effluent final.

Le taux d'abattement moyen annuel en DBO₅ enregistré dans notre étude, et qui est de 60%, reste proche de celui obtenu dans d'autres travaux similaires (MENESES, et al., 2005). Il est à noter que RHALLABI (1990) a obtenu un meilleur abattement de la matière organique en été.

1-8 Azote et phosphates :

La variation spatiale des sels nutritifs (NO_3^- , NH_4^+ et PO_4^{3-}) ainsi que leurs abattements totaux sont donnés en moyenne dans le tableau 4.

Tableau 4 : variation des teneurs en sels nutritifs dans la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

	Entrée	Facultatif 1	Facultatif 2	Maturation 1	Maturation 2	Abattement total
NO_3^- (mg/L)	-	-	-	-	-	-
NH_4^+ (mg/L)	42	29	23	17	17	57 %
PO_4^{3-} (mg/L)	11	7	6	5	4	60%

Les nitrates n'ont pas été détectées, leur concentration est donc inférieure à 0,5 mg/L. Ceci est en concordance avec les résultats de OUAZZANI (1987) et de BOUARAB (1988) qui ont signalé que les concentrations des nitrites et des nitrates dans les stations de traitement des eaux usées par lagunage restent insignifiantes. Ça confirme également l'avis d'OUDRA (1990) qui signale que le suivi des concentrations en ammonium seul suffit pour tracer l'évolution de l'azote dans une station de lagunage.

La concentration moyenne de l'azote ammoniacal dans les eaux usées brutes est de 42 mg/L mais peut aller jusqu'à 80 mg/L. Ces valeurs sont élevées, mais sont en concordance avec les autres paramètres et signalent la charge élevée des eaux usées brutes.

L'abattement moyen de l'ammonium au niveau de la station de Hammam-Foukani (57%) reste très proche de celui de la station de Mèze-Loupin (BAHLAOUI, 2000) qui est de 55% et celui de la station pilote d'Ouarzazate (BOUARAB, 2000) qui est de 52%.

Les concentrations en orthophosphates oscillent entre 4 et 11 mg/L. Ces valeurs sont inférieures à celles observées habituellement dans des eaux usées. OUDRA (1990) détecte des concentrations comprises entre 4 et 20 mg/L au niveau des bassins de stabilisation de Marrakech, et BOUARAB (2000) observe des teneurs comprises entre 10 et 22 mg/L dans les bassins de la station pilote d'Ouarzazate.

Les faibles teneurs en phosphates dans les eaux usées de Figuig reviennent au faible usage de produits de lessives dans les foyers. La lessive se fait généralement au niveau des lavoirs à l'extérieur des foyers, ces eaux ne débouchent pas à la station de Hammam-Foukani.

1-9 Débit :

Les débits journaliers mesurés à la sortie de la station sont représentés en moyenne mensuelle au niveau de la figure 15.

Comme il a été mentionné avant, le volume d'eau consommé, et donc celui d'eau usée produit, est faible. Le débit moyen est de $41 \text{ m}^3/\text{j}$, reporté à la population du ksar Hammam-Foukani, qui est de 1200 hab, le débit moyen journalier par habitant est de 34 L/hab.j.

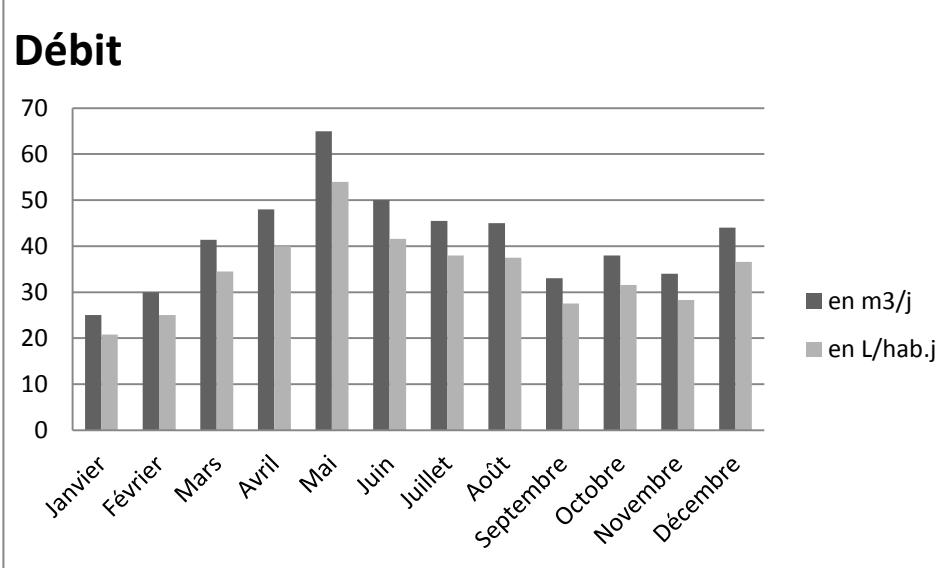


Figure 15 : Variation annuelle du débit journalier moyen à la sortie de la station Hammam-Foukani.

Le plus faible débit enregistré correspond au mois de Janvier, il est de l'ordre de $25\text{m}^3/\text{j}$, tandis que la plus forte valeur a été de $65\text{ m}^3/\text{j}$, mesurée au mois de Mai.

On note, généralement, que le débit est faible en période froide et tend à augmenter lorsque la saison devient plus chaude. Ceci est dû à une faible consommation de l'eau potable dans les foyers pendant l'hiver. Celle-ci connaît une nette augmentation au printemps et en été.

Les variations de débit indiquent donc deux points essentiels :

- i- La production d'eau usée par la population du ksar Hammam-Foukani est faible, elle est en moyenne de 34 L/hab.j, si on compare cette production à celle des grandes agglomérations, telle que la ville d'Oujda.
- ii- La production d'eau usée est plus importante en période printanière et estivale, signe d'une grande consommation d'eau potable en cette période de l'année. En hiver, alors que la consommation en eau est faible, le débit de sortie de la station de traitement des eaux usées est à sa valeur minimale.

2 - Etude bactériologique et parasitologique:

2-1 Etude bactériologique :

L'évolution spatio-temporelle de l'abondance des coliformes fécaux (CF) au niveau de la station de traitement des eaux usées est représentée dans le tableau 5 ci-dessous.

Le choix des CF (ou coliformes thermotolérants) pour l'étude du suivi bactériologique dans notre étude repose sur plusieurs avantages : la vitesse de croissance (temps d'incubation de 24h) ; la sécurité de manipulation (non pathogènes) mais aussi l'importante corrélation entre l'évolution temporelle des CF et des bactéries témoins de contamination fécale (BAH LAOUI, 2000).

Cependant, il est bon de signaler que la seule recherche des bactéries témoins de contamination fécale en vue d'évaluation des performances épuratrices sanitaires d'une filière de traitement des eaux usées est discutable (BORREGO et *al.*, 1983 ; 1987 ; 1990 ; LIJKLEMA et *al.*, 1987). En effet, la sensibilité ou la résistance des bactéries témoins de contamination fécale soumises aux phénomènes d'épuration en bassins de lagunage n'est, peut-être, pas comparable à celle des bactéries pathogènes rencontrées dans les eaux usées urbaines (LECLERC, 1981).

L'abattement des coliformes fécaux, depuis l'entrée jusqu'à la sortie de la station, est en moyenne de 3,07 Ulog ; avec une meilleure élimination en été (4,7 Ulog d'abattement obtenu au mois de Juillet) (voir tableau 5 et figure 16). La plus faible performance en qualité microbiologique a été observée en hiver avec 1,4 Ulog d'élimination au mois de Mars. Nos résultats sont en accord avec ceux de RHALLABI (1990) et BAH LAOUI et *al.*, (1997) qui ont constaté une périodicité annuelle de l'efficacité de l'élimination des coliformes fécaux dans un chenal algal à haut rendement, avec un abattement maximal en été et minimal en hiver.

L'élimination des coliformes fécaux dans le lagunage de Hammam-Foukani est due à la combinaison de plusieurs conditions qui leur sont défavorables et qui sont plus accentuées en été :

- La température du milieu a une action directe sur la survie des micro-organismes (MARA D., 1980), la vitesse d'élimination des bactéries augmenterait, selon PEARSON et *al.*, (1987) et OLUKANNI & DUCOSTE (2011), avec la température par augmentation de leur activité métabolique.

Tableau 5 : Variation temporelle de la densité des coliformes fécaux (en Ulog/100mL) dans chaque bassin de la station Hammam-Foukani.

	Entrée	Facultatif 1	Facultatif 2	Maturation 1	Maturation 2
Janvier	7,2	6,4	6,2	5,4	5,2
Février	6,7	6,5	4,7	4,2	5
Mars	6,4	6,37	5,5	5,2	5
Avril	6,8	6,2	5	4,4	4,4
Mai	7,4	6,6	5,5	5,2	4,8
Juin	7,4	6,2	5,4	4,8	4,2
Juillet	8,4	7,9	5,2	4,1	3,7
Août	8,5	7,3	5,2	4,2	3,9
Septembre	8,1	6,4	5,4	5	4,6
Octobre	7,7	6,5	5,6	5,1	4,6
Novembre	7,5	7,2	5,4	5,3	4,5
Décembre	7,3	7	6,3	5,5	5

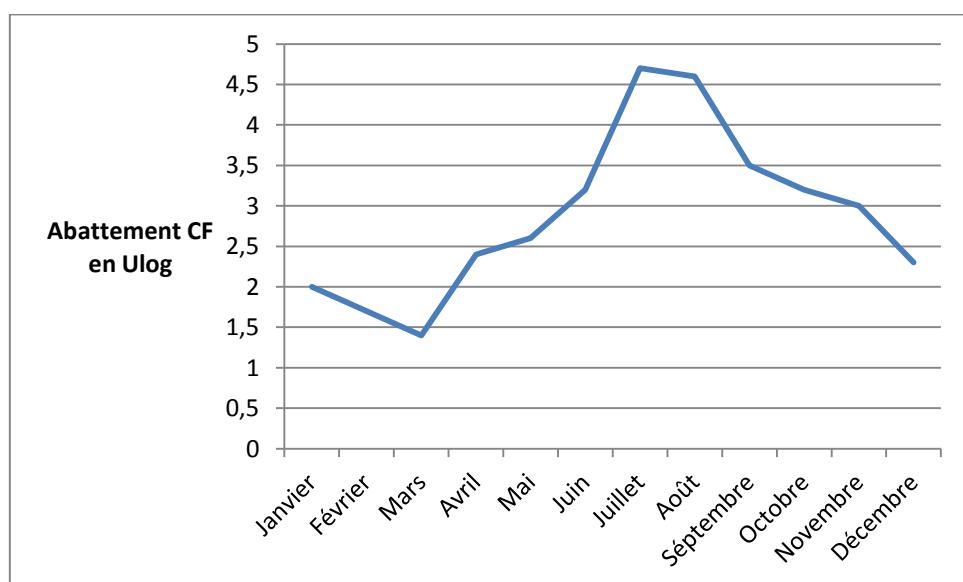


Figure 16: Variation de l'abattement des CF (en Ulog) lors du traitement des eaux usées dans la station Hammam-Foukani.

- Le rayonnement UV peut avoir une action directe sur l'élimination des germes indicateurs par leur action photochimique, induisant des dommages dans le matériel génétique des cellules, et empêchant ainsi leur reproduction. (PEARSON *et al.*, 1987 ; POLPRASERT *et al.*, 1983 ; FUJIOKA *et al.*, 1981 ; KAPUSCINSKI & MICHELL, 1981 ; FUJIOKA & NARIKAWA, 1982 ; BENNEFONT *et al.*, 1990 ; ANONYME, 1996 ; ELHACHEMI, 2005 et OLUKANNI & DUCOSTE, 2011).
- Le facteur oxygène dissous pourrait revêtir également une importance quant à l'effet sur la viabilité des bactéries dans l'eau (PEARSON *et al.*, 1987 ; OLUKANNI & DUCOSTE, 2011). La teneur en oxygène dissous dans une station de lagunage dépasse souvent la saturation, et atteint ses valeurs maximales en été.
- De plus, l'importante prolifération algale en cette période de l'année (été) y contribue, et ce, par deux processus différents, à savoir : l'augmentation du pH par consommation du CO₂ dissous dans l'eau (PEARSON *et al.*, 1987 ; JAMES, 1987 ; OLUKANNI & DUCOSTE, 2011) et la sécrétion de certaines substances bactéricides (AUBERT et AUBER, 1986). En effet, PEARSON *et al.*, (1987) et JAMES (1987) rapportent que des valeurs de pH voisines de 9 favorisent la disparition des coliformes fécaux.

La profondeur du bassin ainsi que le temps de séjour sont également deux importants paramètres contrôlant l'élimination des coliformes fécaux. En effet, les meilleurs abattements de germes bactériens sont souvent observés à la sortie du 2^{ème} bassin facultatif. Ceci est expliqué, en plus de l'importante prolifération algale à ce niveau de la station, par la faible profondeur du bassin (1,25 m) et le long temps de séjour, qui est d'une moyenne de 19 jours dans notre cas. En hiver, l'élimination des coliformes fécaux se fait surtout au niveau du premier bassin (dont le temps de séjour et la profondeur sont les mêmes que ceux du 2^{ème} bassin) et s'accompagne d'une forte élimination de la matière organique. RHALLABI (1990) note également une intime relation entre l'élimination de la matière organique et celle des populations bactériennes.

2-2 Etude parasitologique :

A l'entrée de la station, l'étude parasitologique a révélé l'existence d'œufs d'helminthes avec une concentration de l'ordre de 35 œufs/L. À la sortie, l'eau traitée ne contient plus d'œufs. La station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani assure donc une élimination totale des œufs d'helminthes. Ces résultats correspondent à ceux rencontrés dans la littérature (EL HALOUANI, 1991 ; 1995 ; DSOULLI, 2001). En effet, les œufs d'helminthes, caractérisés par une importante densité, sont éliminés généralement au niveau du premier bassin par simple décantation.

L'analyse parasitologique sur les boues révèle l'existence de 0,57 œufs/g de matière sèche (MS) pour les couches superficielles. Par contre, l'échantillon de boue prélevé plus profondément représente une teneur supérieure à 1 oeuf d'helminthes/g MS. Il s'agit surtout d'œufs de *Trichuris* (TORRENS et al., 2012).

Il est à conclure, à partir de ces résultats parasitologiques, qu'il est possible de réutiliser l'eau traitée sans risque lié aux helminthes. Par contre, la réutilisation des boues comme fertilisant des sols ne serait pas autorisée vu que le guide OMS pour la réutilisation des boues d'eaux usées en agriculture (WHO, 2006) recommande une concentration inférieure à 1oeuf/g MS.

Il est cependant possible d'éliminer les œufs d'helminthes des boues par étalement et exposition de celles-ci au soleil pendant plusieurs jours (TORRENS et al., 2010).

CONCLUSION :

Le fonctionnement de la station de traitement des eaux usées du ksar Hammam-Foukani est très variable sur l'année ; on distingue deux périodes.

- i- Une période froide (Novembre à Avril) : où la station reçoit des eaux usées chargées en matière organique et moyennement chargées en bactéries (CF). Cette période est caractérisée par un bon abattement en termes de DBO₅ et de MES, tandis que la désinfection des eaux reste faible ; les eaux étant troubles et le rayonnement étant faible, les rayons UV ne parviennent pas à pénétrer en profondeur dans la masse d'eau, ce qui se traduit par une élimination médiocre de la charge bactérienne. L'oxygène dissous ainsi que les valeurs pH restent réduits du fait de la faible prolifération phytoplanctonique.
- ii- Une période chaude (Mai à Octobre) : durant laquelle la station reçoit une eau usée légèrement diluée vis-à-vis de la charge organique, par rapport à la période froide,

mais qui est très chargée en germes bactériens. Cette période est caractérisée par une importante prolifération phytoplanctonique, ce qui modifie significativement le fonctionnement de la station ; d'une part, les abattements de la DBO₅ et des MES se retrouvent affaissés suite à la production massive du microplancton (le phytoplancton en particulier), d'autre part, on note une bonne élimination des coliformes fécaux suite au fort ensoleillement, aux taux élevés d'oxygène dissous et de pH et à la prolifération du phytoplancton.

Il est à conclure que le maillon phytoplanctonique joue un rôle primordial dans le fonctionnement d'une filière de lagunage pour le traitement des eaux usées ; la variation de sa densité et de sa composition a un effet direct sur les performances épuratrices vis-à-vis de la charge organique et microbiologique. Il est également à l'origine de variations de certaines caractéristiques chimiques de l'eau, telles que la teneur en oxygène dissous ou les valeurs de pH. Une étude approfondie du volet phytoplanctonique d'une station de traitement des eaux usées par lagunage naturel se révèle donc d'un intérêt majeur.

Chap. 3 : Etude phytoplanctonique

I – INTRODUCTION :

Le phytoplancton est une catégorie de microorganismes unicellulaires chlorophylliens et libres, vivant dans les écosystèmes dulçaquicoles et marins ; mais aussi dans les roches mouillées, le sol, les troncs humides et la neige colorée (BOURRELLY, 1972).

La classification du phytoplancton se base sur des caractères d'ordre biochimique, cytologique, morphologique ainsi que sur les différences de structure et de mode de reproduction. On en compte, dans la catégorie des procaryotes la famille des Cyanobactéries; et chez les eucaryotes les cinq familles des Rhodophytes, Chrysophytes, Phéophytes, Pyrophytes et Chlorophytes (BOURRELLY, 1972).

1 - Aperçu sur la systématique des algues:

1- 1 - Cyanobactéries:

Le terme de Cyanobactéries signifie textuellement « bactéries bleues » ; il fait référence aux couleurs bleu-vert que présentent souvent ces organismes. Les Cyanobactéries ont été appelées — et sont parfois encore appelées — « algues bleues » ou Cyanophycées. Elles comptent environ 3000 espèces dont 1300 sont dulçaquicoles (ROUSTEAU, 2006). Deux classes en sont distinguées : Les Coccogonophycidées, groupant les formes solitaires ou coloniales, parfois filamentueuses, mais sans hormogonie et se multipliant uniquement par spores unicellulaires, et les Hormogonophycidées pour les formes filamentueuses possédant des trichomes souvent engainés et se multipliant par hormogonies pluricellulaires. Les pigments ne sont pas portés sur des plastes, comme le cas des autres embranchements, mais sont diffus, dispersés dans le cytoplasme, donnant ainsi une coloration homogène aux cellules. Quant aux réserves, elles sont constituées par un corps voisin du glycogène et qui prend une teinte acajou avec la solution iodo-iodurée. Elles prolifèrent lorsque quatre conditions sont réunies : Absence de vent, eau de température supérieure à 15°C, basique et riche en éléments nutritifs (BOURRELLY, 1972; ROUSTEAU, 2006).

1 - 2 - Rhodophytes:

Communément appelées algues rouges et représentées par l'unique classe des Rhodophycées, elles sont souvent filamentueuses ; largement distribuées dans les mers et se réduisent, en eau douce, à quelques genres (BOURRELLY, 1972). Sur environ 600 genres connus, seuls 29 se rencontrent dans les eaux douces avec, approximativement, 180 espèces (BOURRELLY, 1970).

La distinction avec les Cyanophycées sera souvent difficile à faire, car les pigments sont les mêmes: A côté de la chlorophylle a et d, on retrouve des pigments bleu et rouge : Phycoérythrine et Phycocyanine accompagnés de Xanthophylles et de Caroténoïdes. Cependant, et à la différence des Cyanobactéries, ces pigments seront portés par un ou plusieurs plastes. Les réserves sont constituées par de l'amidon floridéen ou rhodamylon qui est une amylopectine proche du glycogène prenant une teinte acajou avec la solution iodo-iodurée (BOURRELLY, 1970; 1972).

1- 3 - Les Chrysophytes:

Les Chrysophycées sont caractérisées par des chromatophores bruns, jaunes ou vert-jaunâtre. Ces algues ne possèdent jamais d'amidon, mais un polysaccharide ne se colorant pas à la solution iodo-iodurée. On en distingue 3 classes: les Chrysophytes, les Xanthophycées et les Bacillariophycées ou Diatomées (BOURRELLY, 1972).

4 - Les Phéophytes:

Dites aussi « Algues brunes », comprennent environ 1000 espèces, sont souvent marines et ne sont représentées en eau douce que par quelques genres fort rares. Elles sont alors fixées aux pierres en formant des touffes de filaments. Aucune d'elles n'est unicellulaire. Elles ont des plastes bruns, sans amidon. Les réserves sont formées par un polysaccharide très voisin de celui des Chrysophytes (BOURRELLY, 1972).

1- 5 - Les Pyrophytes:

Elles ont des plastes bruns, moins souvent rouges ou bleu-vert et mettent de l'amidon en réserve. Mais cet amidon n'est pas contenu dans des plastes ; il est extra-plastidial (BOURRELLY, 1970).

On les divise en Dinophycées (ou Péridiens), Cryptophycées, Euglénophycées et Chloromonadophycées.

1- 6 - Les Chlorophytes:

Les Chlorophytes ont des plastes d'un beau vert franc et mettant de l'amidon en réserve. Cet amidon est logé dans les plastes (amidon intraplastidial). Il se colore en bleu-noirâtre, et souvent même, en noir par la solution iodo-iodurée. Les cellules nageuses possèdent habituellement deux fouets de même taille, rarement quatre ou plus. Cet embranchement comporte quatre classes : Les Euchlorophycées, les Ulothricophycées, les Zygomorphycées et les Charophycées (BOURRELLY, 1972).

2 - Distribution et facteurs d'influence:

La distribution spécifique des algues provient du fait qu'elles présentent des différences à plusieurs niveaux : exigences en nutriments, taux d'assimilation des nutriments, taux de croissance, températures optimale, etc. (DEKAYIR, 2007). Ainsi, les variations de la composition des populations algales dans des bassins de stabilisation dépendent des changements climatiques, notamment la durée d'ensoleillement et la température, de la charge en substances minérales et organiques et du temps de rétention de la masse d'eau dans les bassins (VAN DER POST & TOERIEN, 1974 ; PATIL et *al.*, 1975 ; SHILLINGLAW & PIETRESE, 1977 ; STEINER, 1982 ; 1985 ; ERGASHEV & TAJIEV, 1986 ; OUDRA, 1990). De nombreux travaux montrent que la préation et la toxicité de certaines substances s'ajoutent aux conditions climatiques et nutritionnelles pour influencer les peuplements algues des bassins de stabilisation. Ces deux facteurs sont souvent responsables d'un déclin marqué des populations algales, ce qui perturbe le déroulement normal de l'autoépuration (RASCHKE, 1970 ; OSWALD et *al.*, 1973 ; DENOYELLE, 1976 ; SHILLINGLAW & PIETRESE, 1977 ; VERITY & VILLAREAL, 1986 ; PEARSON et *al.*, 1987 ; KANKAALA, 1988).

3 - Rôle des algues dans le traitement des eaux usées:

Les algues jouent des rôles clés dans le traitement biologique des eaux usées par lagunage

- i. Elles opèrent comme pourvoyeur d'oxygène par le biais du processus photosynthétique. Ainsi, elles favorisent l'oxydation de la matière organique en s'associant sous forme symbiotique aux bactéries (HUMENIK & HANNA, 1971). Elles peuvent même contribuer directement à l'élimination de certains dérivés organiques (ABELIOVICH & WEISMAN, 1978; PEARSON et *al.*, 1987).
- ii. Elles assurent l'élimination, en partie, des sels nutritifs excédentaires dans les eaux résiduaires (KALISZ, 1973b; POULIOT & DELANOÜE, 1985; ERGASHEV & TAJIEV, 1986)
- iii. Elles agissent comme bioabsorbants contribuant à l'élimination des métaux lourds et autres produits toxiques véhiculés par ces eaux (BEKER, 1983).
- iv. Par leur activité biologique, elles influencent négativement les conditions de vie de certaines bactéries pathogènes, conduisant ainsi à leur réduction en nombre et même leur disparition (PARHAD & RAO, 1974; PEARSON et *al.*, 1987).

II – MATERIEL ET METHODES :

Les prélèvements se sont effectués, pour l'étude phytoplanctonique, au niveau des mêmes points -entrée de la station et sortie de chaque bassin- et avec les mêmes fréquences que pour l'étude physico-chimique et bactériologique. Nous rappelons ici que c'est le paramètre phytoplanctonique qui a permis le choix du midi solaire comme heure de prélèvement, comme l'a suggéré OUDRA (1987 ; 1990).

Une partie de l'échantillon frais servira au dosage de la chlorophylle, l'autre partie sera fixée au formol 37% de façon à obtenir une solution de concentration finale 8% ; l'échantillon fixé servira à l'analyse microscopique et au dénombrement cellulaire.

1 - Etude qualitative :

Elle s'est faite par analyse microscopique à l'aide de microscopes Olympus, Leica et Zeiss. La détermination taxonomique s'est faite à l'aide des clés de détermination (FOTT, 1969 ; BOURELLY, 1970 ; 1972 ; PESTALOZZI et al., 1983 ; JOHN et al., 2001) et avec la collaboration des professeurs OUDRA Brahim de l'Université Cadi Ayyad (Marrakech – Maroc) et HERNANDEZ Mariona de l'Université de Barcelone (Espagne).

2 -Etude quantitative :

Il existe de nombreuses méthodes d'estimation de la biomasse phytoplanctonique, tels que le dénombrement cellulaire, l'estimation du biovolume ou encore le dosage de la teneur en certains constituants cellulaires de la matière vivante (carbone, azote, chlorophylle...).

Dans cette étude, la biomasse phytoplanctonique a été suivie par dosage de pigments chlorophylliens, selon la méthode spectrophotométrique d'absorption moléculaire (RODIER, 1996) et par comptage sur hématimètre (Cellule de Malassez) et à l'aide d'un compteur de particules Coulter Multisizer II.

2-1- Dosage des pigments chlorophylliens :

Il s'agit de la détermination de la teneur en chlorophylle a, b et c (chlorophylle totale) par unité de volume d'eau, permettant d'estimer la biomasse végétale et de suivre partiellement le développement des algues. C'est l'une des méthodes préconisées par de nombreux auteurs pour l'estimation du stock végétal (OUDRA, 1987 ; 1990).

La méthode spectrophotométrique a été initialement décrite par RICHARDS & THOMPSON (1952). Elle est classiquement utilisée tant en milieu marin qu'en eau douce (SCOR-UNESCO, 1966 ; STRICKLAND & PARSONS, 1968). Le protocole global est considéré comme normalisé, mais certains points sont encore discutés, en particulier l'usage d'autres solvants alcooliques (méthanol, éthanol...), les procédures d'extraction et d'acidification ainsi que l'usage de carbonate de magnésium ($MgCO_3$) (HOLM-HANSEN et RIEMANN, 1978 ; NUSH, 1980 ; MARKER et al., 1980 ; KHALANSKI & NEAU, 1981 ; MARKER & JINKSAILLY, 1982 ; OUDRA, 1987).

La méthodologie de dosage consiste en la filtration d'un volume d'eau de 10 à 50 mL, selon la charge algale estimée, sur filtre Whatman GF/C en fibre de verre de porosité moyenne de 1,2 µm et de diamètre 4,7 mm, et qui sera par la suite broyé et immergé dans l'acétone 90%, gardé à l'obscurité et à 4 °C pendant au moins 12 h. Après centrifugation (4000 tr/min pendant 5 minutes), l'extrait acétonique (Surnageant) passera par une lecture de densité optique à 630, 647, 664 et 750 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible.

Les teneurs en chlorophylle a, b et c sont obtenues à partir des équations suivantes :

$$\text{Chlorophylle a (en } \mu\text{g/L)} = (11,85 E_1 - 1,54 E_2 - 0,08 E_3) \times V/(l \times V_g)$$

$$\text{Chlorophylle b (en } \mu\text{g/L)} = (21,03 E_2 - 5,43 E_1 - 2,66 E_3) \times V/(l \times V_g)$$

$$\text{Chlorophylle c (en } \mu\text{g/L)} = (24,52 E_3 - 1,67 E_1 - 7,6 E_2) \times V/(l \times V_g)$$

Avec : V = volume d'acétone (mL).

l = longueur du trajet optique de la cuve (cm).

V_g = Volume d'eau filtrée (L).

E₁, E₂ et E₃ étant les mesures de densités optiques à 664, 647 et 630 nm respectivement après correction (c'est-à-dire après soustraction de la densité optique mesurée à 750 nm).

2-2- Dénombrement par cellule de Malassez :

Le principe du comptage par cellule de Malassez est de déterminer le nombre de cellules contenues dans un volume précis de l'échantillon. Communément utilisée pour le comptage des globules rouges et des globules blancs, la cellule de Malassez est également appelée « Hématimètre » et peut être utilisée pour le dénombrement du phytoplancton lorsque la concentration cellulaire est importante et lorsque les cellules ne sont pas de grande taille, tel le cas pour les eaux usées et les milieux hypereutrophes.

La cellule de Malassez possède un quadrillage spécifique comportant 100 rectangles, dont 25 sont divisés en 20 petits carrés afin de faciliter le comptage (voir figure 17).

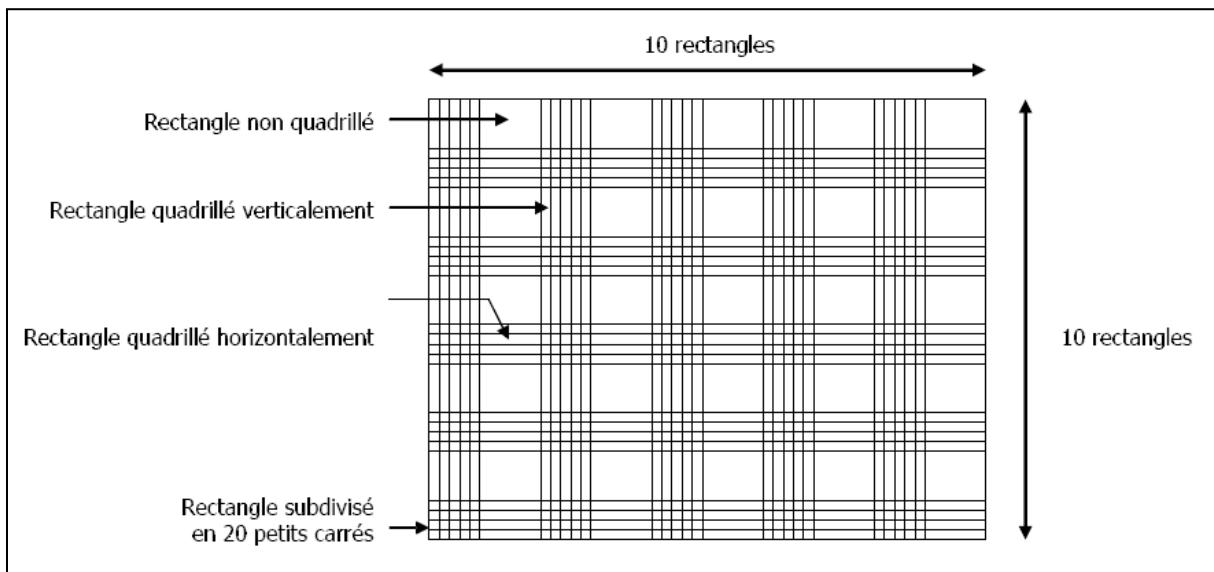


Figure 17 : Schéma représentant le détail du quadrillage d'une cellule de Malassez.

Le volume correspondant au quadrillage total est de 1 mm³, chaque rectangle correspond donc à un volume de 0,01 mm³.

Le nombre de cellules par unité de volume est donné par la formule :

$$N = n/V \quad (\text{ou } N = (n/V) \times f \text{ en cas de dilution})$$

Avec : n = Nombre de cellules comptées

V = Volume de comptage

F = Facteur de dilution

2-3- Coulter Multisizer II :

Le dénombrement de particules avec le Coulter Multisizer II (figure 18) est une technique qui permet à la fois de donner le nombre et d'estimer le volume et la surface des particules dont le diamètre est compris entre 2 et 60 µm, et ce en se basant sur le principe de Coulter (Electrical Sensing Zone Method) (ROBERT, 1987 ; beckmancoulter.com, 2011).

L'organe détecteur est un tube de verre rempli d'électrolyte, muni d'un orifice et pourvu de deux électrodes, l'une est interne et l'autre externe, entre lesquelles passe un courant continu. Une différence de potentiel connu est établie entre les deux électrodes. Chaque particule qui passe à travers l'orifice déplace, dans le tube, un volume d'eau égal à son propre volume, faisant ainsi varier la différence de potentiel. Les différences de potentiel (ddp) sont enregistrées et captées par le compteur électronique.

PS : Les particules sont assimilées à des sphères.



Figure 18 : Appareillage Coulter Multisizer II utilisé (Photographie de O. EL HACHEMI).

Le compteur de particules Coulter Multisizer II procure le nombre de particules, le volume et la surface par rapport à leur diamètre sur un intervalle de 2 à 60% du diamètre de l'orifice ($2\mu\text{m}$ à $60\mu\text{m}$ dans le cas de l'instrument utilisé). La réponse du compteur ne dépend pas de la couleur, la forme ou l'indice de réfraction des particules (beckmancoulter.com, 2011).

L'analyse a été faite au centre scientifique et technologique de Barcelone (Parc Científic de Barcelona) (Espagne) sous l'encadrement de M. COMAS Jaume ; responsable du laboratoire de cytométrie à l'Université de Barcelone.

3- Cytomètre en flux:

Le cytomètre en flux utilisé est de type GalliosTm (Beckman Coulter®) (figure 19). La suspension cellulaire à analyser doit être de concentration comprise entre 5.10^4 et 10^7 cell/mL.

Cette analyse a également été faite au centre scientifique et technologique de Barcelone (Parc Científic de Barcelona) (Espagne) sous l'encadrement de M. COMAS Jaume; responsable du laboratoire de cytométrie à l'Université de Barcelone.



Figure 19: Cytomètre en flux Gallios utilisé (Photographie de O. EL HACHEMI).

4- Essais de filtration :

La filtration de l'effluent final de la station s'est faite sur des filtres à sable verticaux contenus dans des colonnes en PVC (Chlorure de polyvinyle), avec une superficie de $4,48 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2$ et une profondeur de 0,2 m. La composition des matériaux est donnée en annexe (Tableaux 4). Leurs courbes granulométriques sont représentées dans la planche 1 en annexe.

F1 : Sable fin (matériau local)

F2 : Gravier fin (matériau local)

F3 : Sable moyen (de construction)

F4 : Sable grossier (de construction)

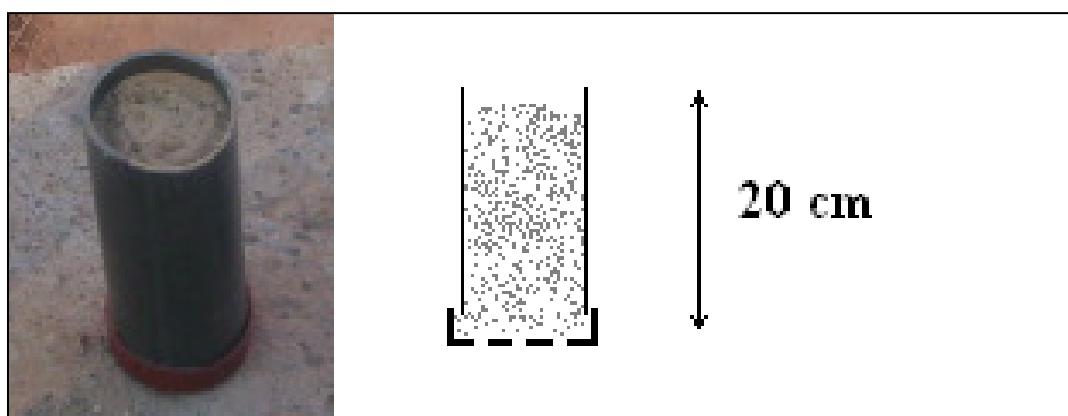


Figure 20 : Image et schéma du filtre à sable utilisé (Photographie de O. EL HACHEMI).

5- Auto-flocculation :

La simulation du phénomène de l'autoflocculation des micro-algues s'est faite par des jar-tests en variant trois paramètres : Le pH, la concentration en ions calcium (Ca^{2+}) et celle

en ions orthophosphate (PO_4^{3-}). L'idée est de faire floculer les cellules phytoplanctoniques par adsorption sur un précipité de phosphate de calcium chargé positivement.

Les valeurs pH ont été ajustées par ajout de solution basique NaOH (2,5 N) ou acide H_2SO_4 (4 N). L'apport en ions calcium s'est fait par ajout d'un volume déterminé de solution CaCl_2 (8 g/L). Celui en ions orthophosphate par ajout de solution K_2HPO_4 (1 g/L). Les concentrations requises doivent être de 0,1 à 0,2 mM en PO_4^{3-} (17 à 35 mg/L de K_2HPO_4), et de 1 à 4 mM en Ca^{2+} (100 à 400 mg/L de CaCl_2).

L'essai sur jar-tests consiste à placer, sur un banc d'agitation à palettes rotatives et à vitesse réglable, une série de 6 bêchers (jars) remplis de milieu à traiter (effluent de la filière de lagunage dans notre cas), et d'y introduire les réactifs suivant un ordre précis (DEKAYIR, 2007).

La coagulation s'est faite à vitesse rapide (130 tr/mn) pendant 3 minutes, et la flocculation à vitesse lente (30 tr/mn) et pendant 20 minutes. On laisse décanter les flocs formés pendant une heure et on mesure la densité optique du surnageant à 695 nm pour déterminer l'efficacité, en pourcentage, de la flocculation effectuée.



Figure 21: Photographie des essais de jar-test réalisés sur l'effluent final de la station Hammam-Foukani (Photographie de O. EL HACHEMI).

III – ETUDE DE LA DYNAMIQUE DU PHYTOPLANCTON :

1 – Etude qualitative :

Les groupements phytoplanctoniques répertoriés dans les bassins de lagunage de Hammam-Foukani présentent les mêmes caractéristiques que ceux des milieux fortement eutrophes, à savoir : Une biomasse élevée et une faible densité spécifique.

Pendant la période d'étude qui va de Novembre 2008 à Décembre 2010, 20 espèces ont été inventoriées. Elles appartiennent aux groupements phytoplanctoniques classiquement identifiées dans les stations de traitement des eaux usées par lagunage : Les Cyanobactéries, les Chlorophycées, les Euglenophycées et les Bacillariophycées (Diatomées). Les taxons régulièrement rencontrés sont représentés en genres dans le tableau 6 ci-dessous.

Les genres de Cyanobactéries les plus représentés ont été *Pseudoanabaena* et *Synechocystis*, suivi de *Synechococcus* et *Oscillatoria*. Les Chlorophycées ont souvent été représentées par *Chlamydomonas* et *Chlorella*, tandis que le genre *Euglena* a été le seul représentatif du groupe des Euglenophycées. Occasionnellement, certaines Diatomées, telles que *Nitzschia* et *Navicula*, ont été rencontrées (ELHACHEMI et al., 2009).

La figure 22 a été obtenue à partir du tableau 6, en attribuant des valeurs numériques de 0 à 4 (0= absent, 4= dominant). Elle permet de classer les taxons selon leur présence dans la station sur l'année. Le genre *Pseudoanabaena* arrive en tête, avec une occurrence de 75%, suivi de *Synechocystis* et d'*Euglena*.

Tableau 6 : Taxons phytoplanctoniques répertoriés dans la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

Genres	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Jun	Jul	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Cyanobactéries												
<i>Synechocystis</i>	+++	+++	++	++	+	++	++	+	+	+	++	++
<i>Synechococcus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	++
<i>Pseudoanabaena</i>	++	+++	+	++	+	++	++	++	++	++	+++	++
<i>Oscillatoria</i>	-	+	-	-	+	++	++	++	+	+++	-	-
<i>Chroococcus</i>	+	+	+/-	+	+/-	+	+	+	+	+	+	+
Chlorophycées												
<i>Chlamydomonas</i>	++	++	++	+	+	+	+/-	+/-	-	-	++	++
<i>Chlorella</i>	-	+/-	+/-	-	++	++	+++	+++	+++	++	+/-	-
<i>Micractinium</i>	-	-	-	+	-	++	-	-	-	-	++	-
<i>Golenkinia</i>				+		+/-		-	-	-		
<i>Ankystrodesmus</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	-
Euglenophycées												
<i>Euglena</i>	+	+	++	+	+	+	++	+	++	++	++	++
Diatomées												
<i>Nitzschia</i>	-	-	-	+	-	++	+	+	+	-	+	+
<i>Navicula</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-
<i>Cocconeis</i>	-	-	-	-	-	+/-	-	-	+	-	+	-
- Absent				+/- Occasionnel				+ Présent				
++ Abondant				+++ Dominat ou Co-dominant								

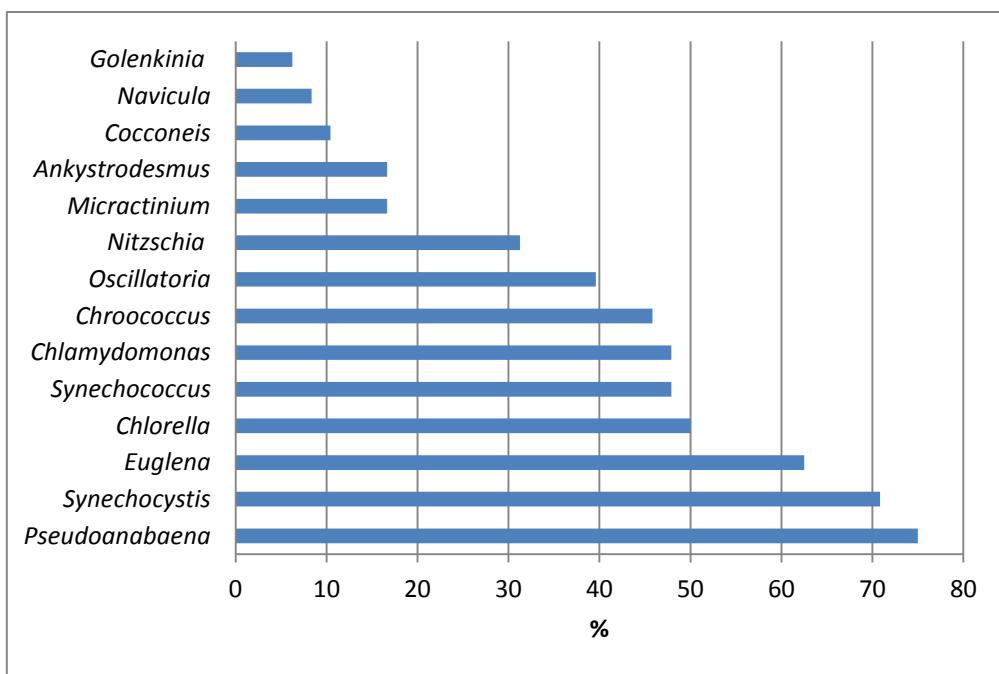


Figure 22: Occurrence des taxons phytoplanctoniques recensés dans la station Hammam-Foukani.

Le tableau 6 ainsi que la figure 22 montrent que certains genres phytoplanctoniques de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani présentent plus d'intérêt que d'autres, soit par leur présence toute l'année, soit par leur dominance ou co-dominance à une période de l'année.

Le genre *Synechocystis*, par exemple, est présent toute l'année avec des densités importantes. De plus, il est dominant en Janvier et co-dominant en Février avec le genre *Pseudoanabaena*. Ce dernier est également présent toute l'année, avec des densités importantes en été et en automne ; représentant une majorité en Novembre. Un autre genre, caractéristique des eaux eutrophes, a colonisé les eaux de lagunage durant toute la période d'étude. Il s'agit d'*Euglena*, représenté par deux espèces. Il est probable qu'il s'agisse d'*Euglena clavata* et *Euglena variabilis*. *Euglena anabaena* a également été observée, mais de façon occasionnelle (voir planche 2 en annexe).

Le genre *Chlorella* présente la particularité d'une prolifération importante en période chaude (de Mai à Octobre), plus accentuée pendant les mois de Juillet, Août et Septembre où il représente la majorité.

Chlamydomonas, également représenté par deux espèces (*Chlamydomonas sp1* plus grosse à deux flagelles et *Chlamydomonas sp2*, plus petite à un seul flagelle ; voir planche 2 en annexe), est présent aussi toute l'année, à l'exception près des mois d'Août et Septembre. Son abondance est très faible en Juillet.

Les Diatomées ont été, le plus souvent, représentées par le genre *Nitzschia*. Ce groupement particulier a été surtout observé en aval de station.

OUDRA (1990) a également noté que certaines espèces algales sont présentes de façon presque permanente, citant l'exemple d'*Euglena* ; mais aussi celui de *Chlorella* qui, dans notre étude, n'a été présent qu'en période chaude, avec une occurrence de 50%. Ce même auteur a noté, en parallèle, que d'autres espèces apparaissent de façon éphémère. Il en cite *Micractinium pusillum* et *Coelastrum sp.* A la station de Hammam-Foukani, le genre *Micractinium*, tout comme *Ankystrodesmus*, présente une faible occurrence de 16,67%.

Plus de détails sur l'évolution de ces taxons seront donnés ci-dessous en étude quantitative.

2– Etude quantitative :

2-1- Teneurs en chlorophylle :

Les teneurs en chlorophylle totale sont très variables dans le temps et dans l'espace. La variation dans l'espace suit deux profils d'évolution : Le premier observé lors des fortes poussées phytoplanctoniques (Juillet, Aout et Septembre) est caractérisé par une évolution in crescendo depuis l'amont jusqu'à l'aval de la station. Le deuxième est signalé par un maximum de concentration en chlorophylle observé au niveau du 2^{ème} ou du 3^{ème} bassin, suivi d'une diminution, moyenne à forte au niveau du 4^{ème} bassin.

La figure 23 représente l'évolution spatio-temporelle de la concentration en chlorophylle totale dans la station de Hammam-Foukani.

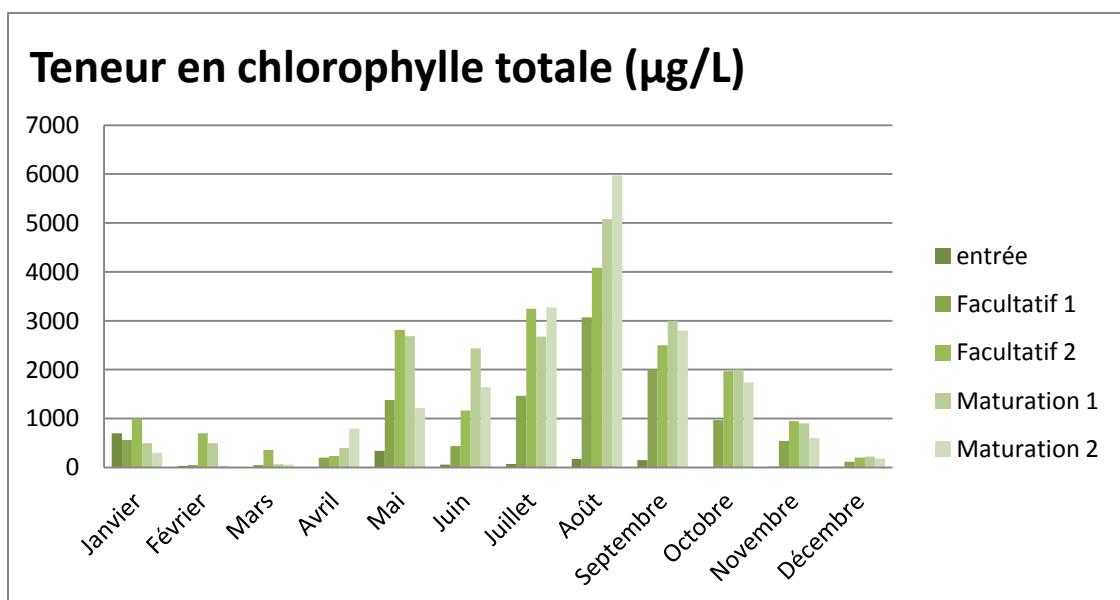


Figure 23 : Variation spatio-temporelle des teneurs en chlorophylle totale au niveau de la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

A l'entrée de la station, la teneur en chlorophylle totale est faible à nulle, une concentration maximale de 700 µg/L a été mesurée au mois de Janvier, mais elle reste généralement comprise entre 0 et 50 µg/L en ce point de prélèvement.

La chlorophylle dosée à l'entrée de la station proviendrait soit du déchet vert provenant des cuisines, soit du début de la prolifération de certaines espèces phytoplanctoniques à caractère hétérotrophe (PEARSON *et al.*, 1987 ; PIQUEMAL, 1990 ; LALIBERTE & DELANOÜE, 1993 ; POST *et al.*, 1994 ; BOUARAB & DAUTA, 1997).

A la sortie de la station, la concentration en pigments photosynthétiques est très variable selon la saison, allant de 38 µg/L mesurée en Février, à près de 6000 µg/L pour le mois d'Août.

La période allant de Mai à Octobre est celle caractérisée par de fortes teneurs en chlorophylle dépassant les 1000 µg/L.

Ces valeurs témoignent d'une prolifération algale et cyanobactérienne considérable ; étant donné que les bassins du système sont de type facultatif et de maturation, ils représentent un milieu favorable au développement du phytoplancton.

L'évolution temporaire montre un pic de concentration en été, plus marqué pendant le mois d'Août, avec une teneur moyenne en chlorophylle totale de 4550 µg/L tous bassins confondus. Elle diminue significativement en hiver et en début de printemps. Le minimum de concentration en chlorophylle enregistré correspond au mois de Mars où elle varie entre 2 et 300 µg/L.

Plusieurs auteurs ont également observé une nette augmentation de la chlorophylle à partir du printemps pour chuter ensuite en hiver (CHIFAA, 1987 ; OUDRA, 1990 ; BOUARAB, 2000).

Selon DELANOUÉ *et al.* (1986) et DELANOUÉ & DEPAUW (1988), la lumière, la température, le pH et la disponibilité des nutriments sont les principaux facteurs qui influencent la croissance et la productivité algale. Etant donné que les nutriments sont abondants dans les eaux usées de la filière étudiée ; le pH, la température de l'eau ainsi que l'intensité des radiations lumineuses restent les facteurs principaux contrôlant la prolifération algale. Ces facteurs varient saisonnièrement. Ainsi, tenant compte du grand nombre d'heures d'ensoleillement et des températures élevées en fin de printemps et tout au long de la période estivale, cette période a été caractérisée par un maximum de prolifération phytoplanctonique (CHIFAA, 1987 ; OUDRA, 1990 ; BOUARAB, 2000 ; DEKAYIR, 2007). L'influence de ces facteurs (énergie lumineuse disponible et température) a largement été décrite et modélisée

par de nombreux auteurs (JONES, 1977; HARRIS, 1978; DAUTA et al., 1982; REYNOLDS, 1984).

En plus des facteurs climatiques, la densité et la composition du phytoplancton dépend remarquablement du peuplement zooplanctonique (BOUARAB, 2000), lui-même influençable par les paramètres climatiques cités, étant le plus actif en été et en automne, tels que les rotifères, les copépodes et les cladocères (BERTHET, 1979 ; TIFNOUTI & POURRIOT, 1989 ; WIRGLEY & TOREIN, 1990). D'après ELLIS (1983), ces groupements zooplanctoniques ingèrent aussi bien les algues de petite taille (*Chlorella*) que celles de grande taille (*Micractinium*, *Euglena*).

La chute de teneur en chlorophylle au niveau du dernier bassin pourrait également être due à la sédimentation des cellules phytoplanctoniques. Ce bassin, plus profond (1,5 m) favorise ce phénomène de sédimentation. BOUARAB (2000) a émis la même théorie par rapport à la légère diminution de Chlorophylle a observée au niveau du dernier bassin du système de stabilisation pilote de Ouarzazate.

2-2- Dénombrement par cellule de Malassez :

Le dénombrement par cellule de Malassez nous permet à la fois de déterminer le nombre total des cellules phytoplanctoniques et les densités relatives correspondant à chaque groupe d'algues.

Les figures 24 à 28 représentent l'évolution spatio-temporelle de certains taxons considérés à intérêt particulier, au niveau de la station d'épuration.

Des résultats plus globaux du dénombrement des cellules phytoplanctoniques par cellule de Malassez sont donnés en annexe dans le tableau 2.

Pseudoanabaena et *Synechocystis* sont les Cyanobactéries les plus représentées au niveau des bassins de la station Hammam-Foukani. Présentes au niveau de tous les bassins et tout au long de l'année, elles sont généralement plus abondantes en amont de la station, atteignant plus de 8.10^6 $\mu\text{m}/\text{mL}$ pour *Pseudoanabaena* et près de 5.10^6 cell/mL pour *Synechocystis*. Elles diminuent, ensuite, de densité vers l'aval.

D'autres auteurs indiquent l'abondance des Cyanobactéries parmi le phytoplancton qui peuple les eaux usées, telles que *Microcystis aeruginosa*, *Planctothrix mougeotii* et *Pseudoanabaena mucicola* ou encore *Synechocystis* et *Synechococcus* (OUFDOU et al., 1998 ; SOMMER, 1999).

a. *Pseudoanabaena* :

Les courbes d'évolution de la densité du genre *Pseudoanabaena* laissent voir un développement maximal à l'entrée de station en période d'été, tandis qu'en automne et en hiver, ce taxon connaît une meilleure prolifération vers la sortie du bassin facultatif 1 (figure 24).

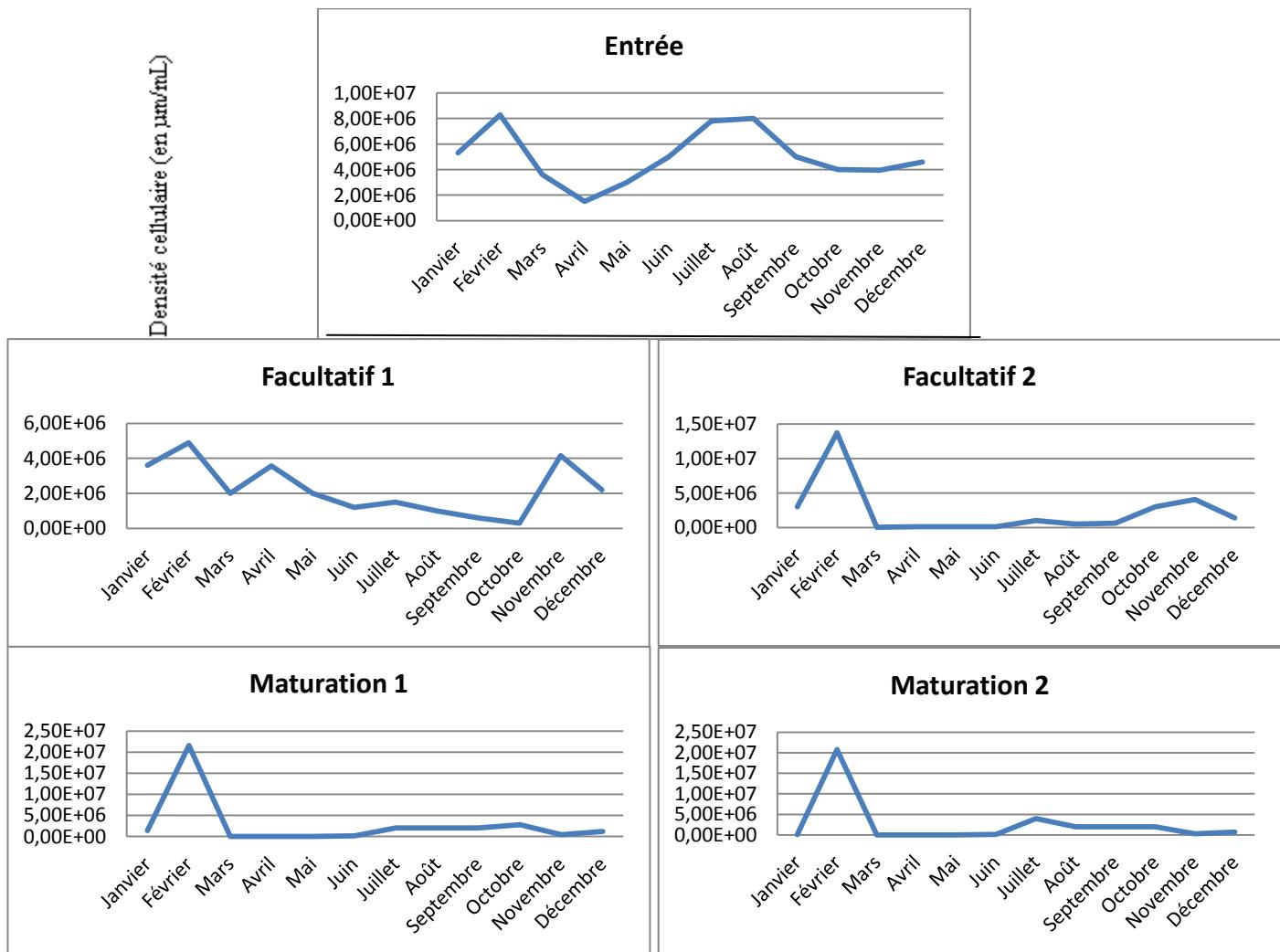


Figure 24 : Evolution spatio-temporelle de la densité de *Pseudoanabaena* dans la station Hammam-Foukani.

b. *Synechocystis* :

Pour ce qui est de *Synechocystis*, deux pics sont observés en hiver et en été, intercalés par des périodes de régression au printemps et en automne.

La plus forte densité observée pour ce genre a été de 3.10^7 cell/mL, et ce à la sortie du premier bassin facultatif pendant le mois de Juillet.

L'importante prolifération de ce genre dans les premiers bassins de la station confirme les résultats obtenus par RIEU (1978) où il signale que *Synechocystis* constitue 95% des cellules phytoplanctoniques présentes dans le premier bassin de lagunage de Réalmont (France). Il indique que c'est une Cyanobactéries caractéristique des eaux hyper-eutrophes et qu'elle subit une régression dès que la qualité de l'eau s'améliore.

Plusieurs travaux antérieurs soulignent, comme le cas de notre présente étude, l'apparition régulière toute l'année, du genre *Synechocystis*. Cette apparition est indiquée être plus marquée en période estivale. (RIEU, 1978 ; LINKOLN & HILL, 1980 ; CARON et al., 1985 ; KALF & WATSON, 1986 ; CHIFAA, 1987 ; OUDRA, 1987 ; 1990 ; BOUARAB, 2000).

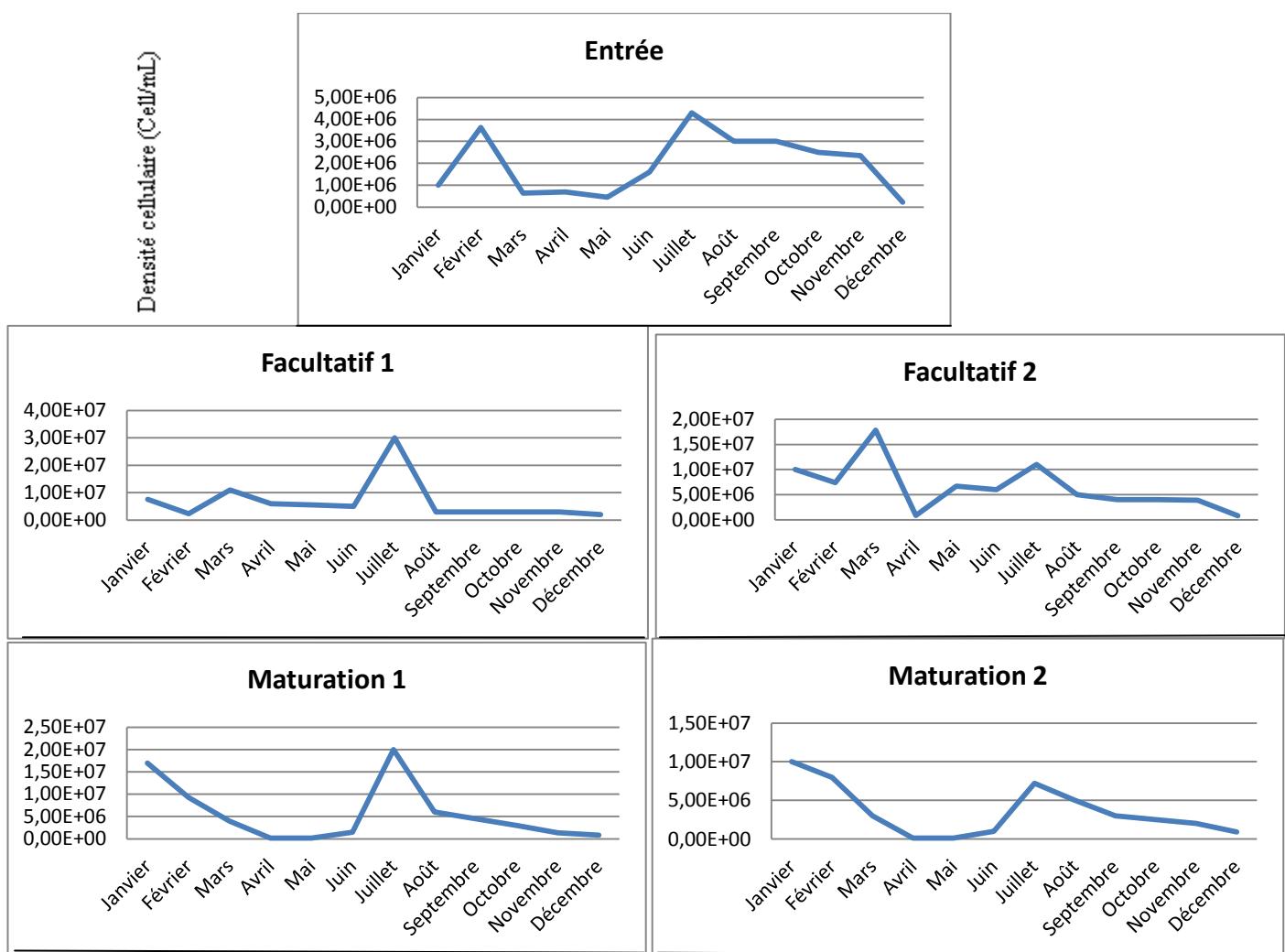


Figure 25 : Evolution spatio-temporelle de la densité de *Synechocystis* dans la station de traitement des eaux usées de Hammam-Foukani.

c. *Chlamydomonas* :

Chlamydomonas a connu une forte prolifération en fin d'automne et en hiver. En période printanière, ce taxon apparaît en amont de station avant de régresser rapidement à partir du 2^{ème} bassin. Il connaît, généralement, un faible développement en été. Cette régression estivale est probablement due au développement important de *Chlorella*.

La plus forte densité de *Chlamydomonas* est observée en Février au niveau du deuxième bassin facultatif, elle a atteint la valeur de $1,2 \cdot 10^6$ cell/mL (figure 26).

BOUARAB (2000) note également la régression, et jusqu'à une disparition de *Chlamydomonas* en aval de la station; il relie ce fait à l'amélioration de la qualité de l'eau. Ceci est plus marqué au printemps et en été où *Micractinium* vient remplacer *Chlamydomonas*.

Dans les travaux d'OUDRA (1990), *Chlamydomonas* est présente toute l'année, sauf en période d'été où elle est remplacée par *Coelastrum*, *Micractinium* et *Chlorella*.

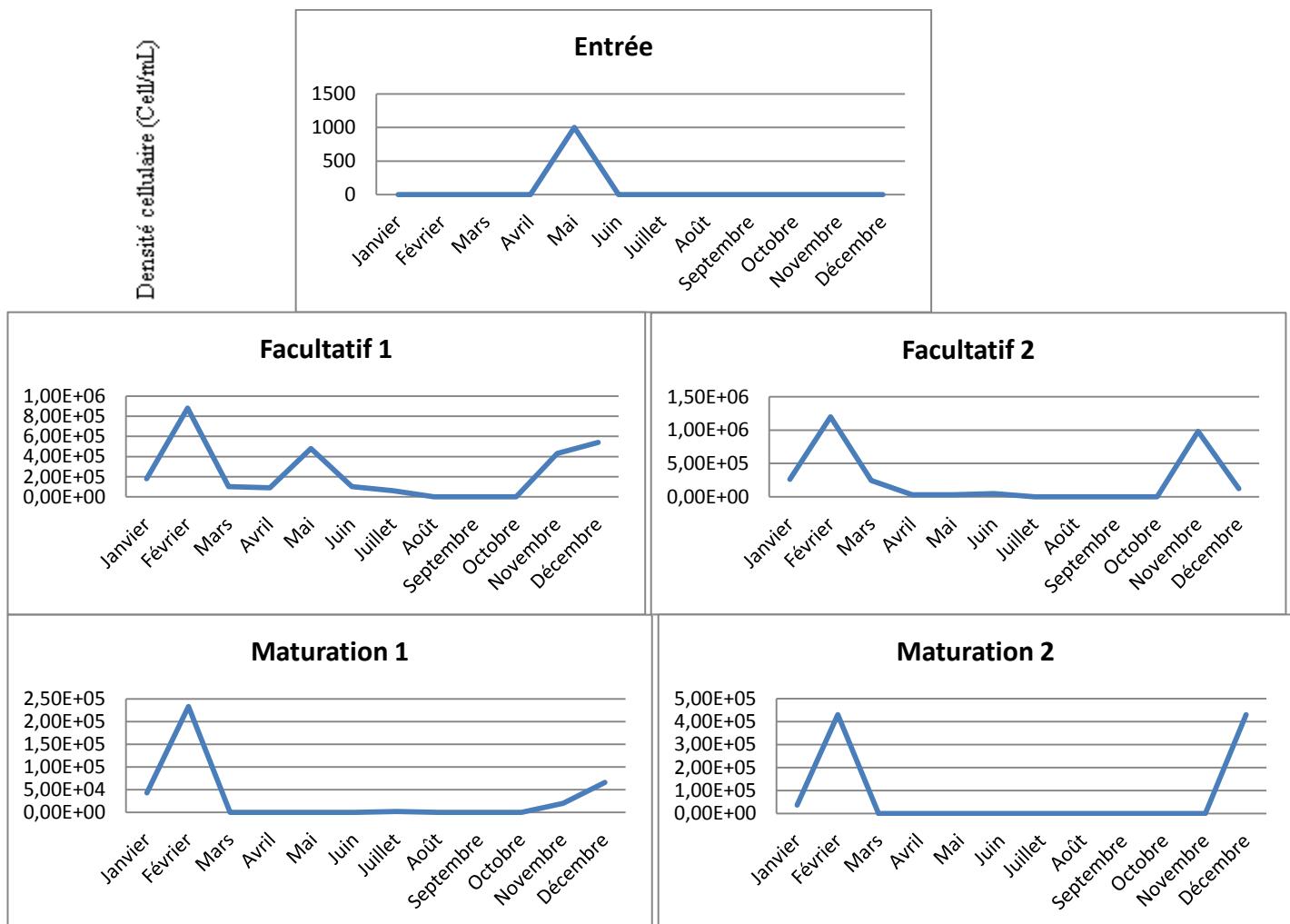


Figure 26 : Evolution spatio-temporelle de la densité des *Chlamydomonas* dans la station Hammam-Foukani.

d. *Chlorella* :

Chlorella connaît un bloom exceptionnel en été, où elle représente la composante phytoplanctonique principale. Sa densité atteint, alors, près de 3.10^7 cell/mL. Ce maximum est enregistré au niveau du bassin de maturation 1. Ce genre subit un déclin significatif à partir du mois d'Octobre où on note des densités comprises entre 5.10^4 et 3.10^5 cell/mL, puis disparaît complètement à partir du mois de Novembre (figure 27).

BOUARAB (2000) attribue l'apparition de ce genre à la période chaude allant du printemps à l'été, mais ne signale que des abondances faibles à moyennes. La plus importante densité qu'il a enregistrée a été de $2.5.10^6$ cell/mL.

OUDRA (1990) signale par contre une présence de chlorelles plus étendue sur l'année, seule la période printanière est caractérisée par l'absence de ce genre dans les bassins de stabilisation de Marrakech. En hiver, les densités de *Chlorella* y sont faibles.

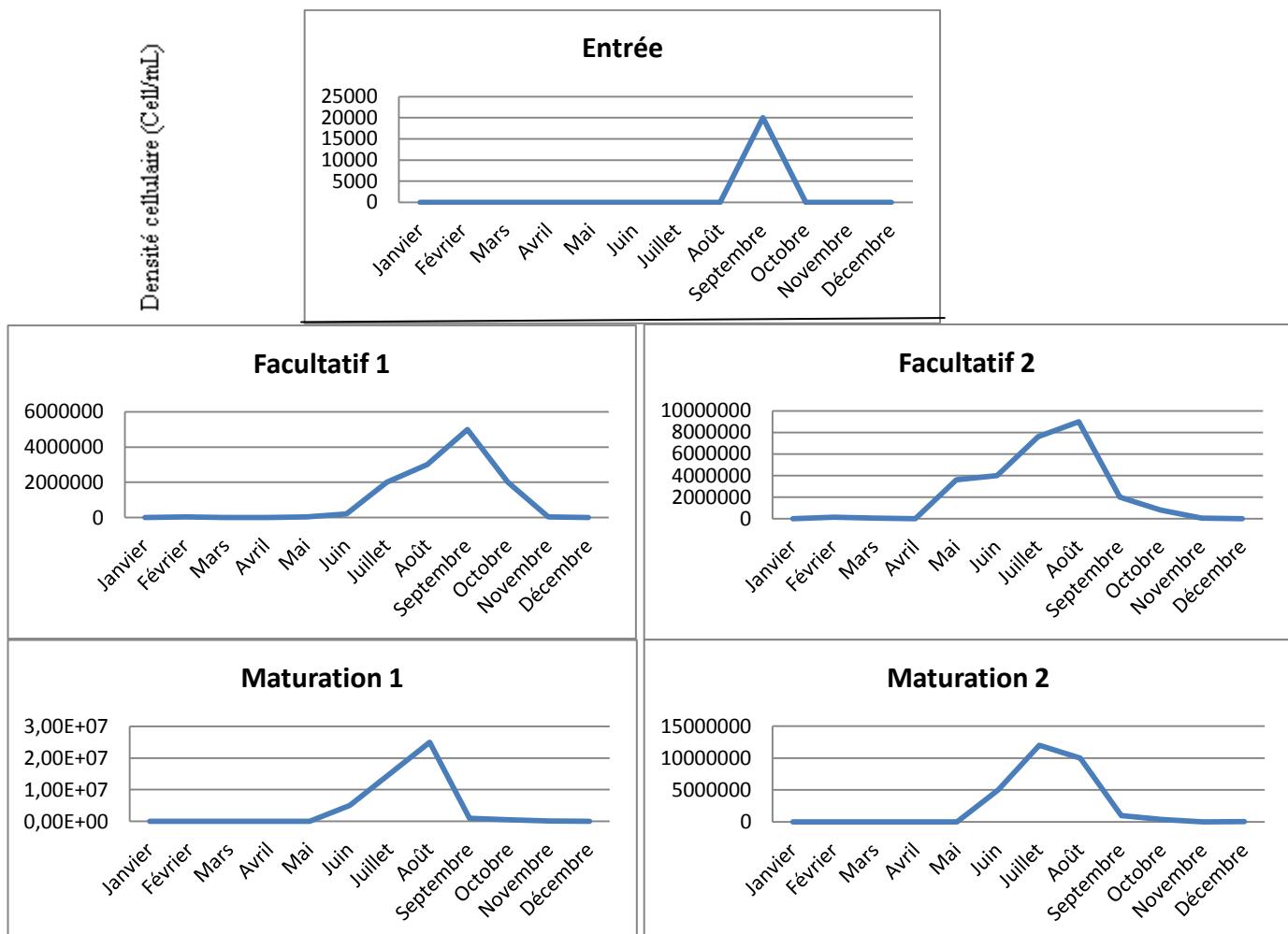


Figure 27 : Evolution spatio-temporelle de la densité des *Chlorella* dans la station Hammam-Foukani.

e. *Euglena* : Ce taxon est absent à l'entrée de la station.

Comme il a été mentionné précédemment, *Euglena* est une algue habituellement rencontrée dans les filières de traitement des eaux usées par lagunage. Dans notre étude, elle a été répertoriée toute l'année. Les courbes d'évolution (figure 28) montrent que la prolifération de ce taxon a été maximale en été au niveau du premier bassin (Facultatif 1), atteignant jusqu'à $8,3 \cdot 10^4$ cell/mL, tandis que dans les autres bassins, le maximum a été observé en fin d'hiver-début de printemps, puis en automne. La densité maximale enregistrée de ce genre a été de l'ordre de $1,2 \cdot 10^5$ cell/mL pendant le mois de Novembre et au niveau du deuxième bassin facultatif.

OUDRA (1990) et BOUARAB (2000) ont également mentionné la présence permanente des euglènes dans les systèmes de stabilisation. BOUARAB (2000) signale que les densités sont généralement inférieures à 10^4 cell/mL, et que les plus fortes sont observées au mois d'Avril.

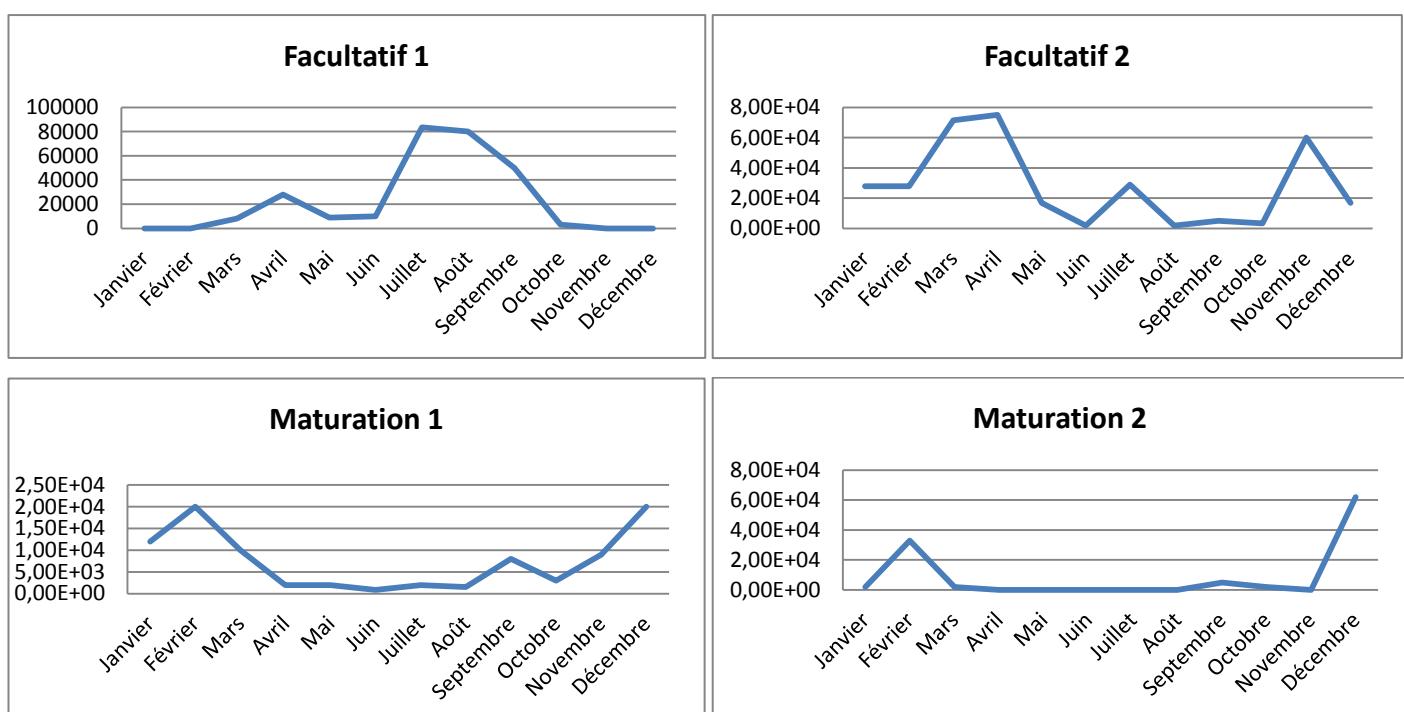


Figure 28 : Evolution spatio-temporelle de la densité des *Euglena* dans la station Hammam-Foukani

3– Apport de la cytométrie en flux (CMF):

La cytométrie en flux a été utilisée pour la première fois en 1934 par MOLDOVAN pour le dénombrement des cellules. A partir de 1965, la technique s'est améliorée pour permettre l'étude des constituants cellulaires en même temps que leur comptage (KAMENTSKY et al., 1965).

3 – 1 - Coulter Multisizer II :

Avant de commencer l'analyse avec le compteur Multisizer, il est nécessaire d'effectuer une observation microscopique de l'échantillon afin de s'assurer que les particules sont essentiellement des cellules algales, et pour en déterminer les groupes taxonomiques.

Les résultats obtenus par le compteur de particule représentent la biomasse algale en nombre (figure 29) et en biovolume (figure 30). Ces résultats sont donnés en chiffres dans le tableau 3 en annexe, avec le rapport biovolume/nombre de cellules. Ce rapport nous renseignera sur le volume moyen individuel des cellules algales dominantes ; celui-ci étant d'autant plus important que le rapport augmente.

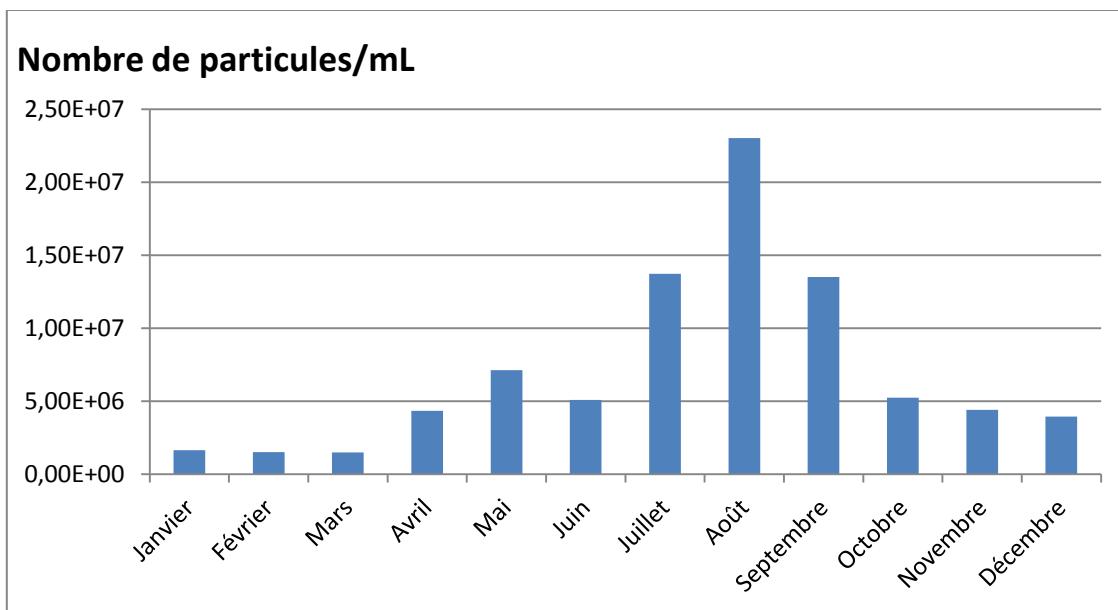


Figure 29: Variation annuelle du nombre de particules dans l'effluent traité de la station de Hammam-Foukani.

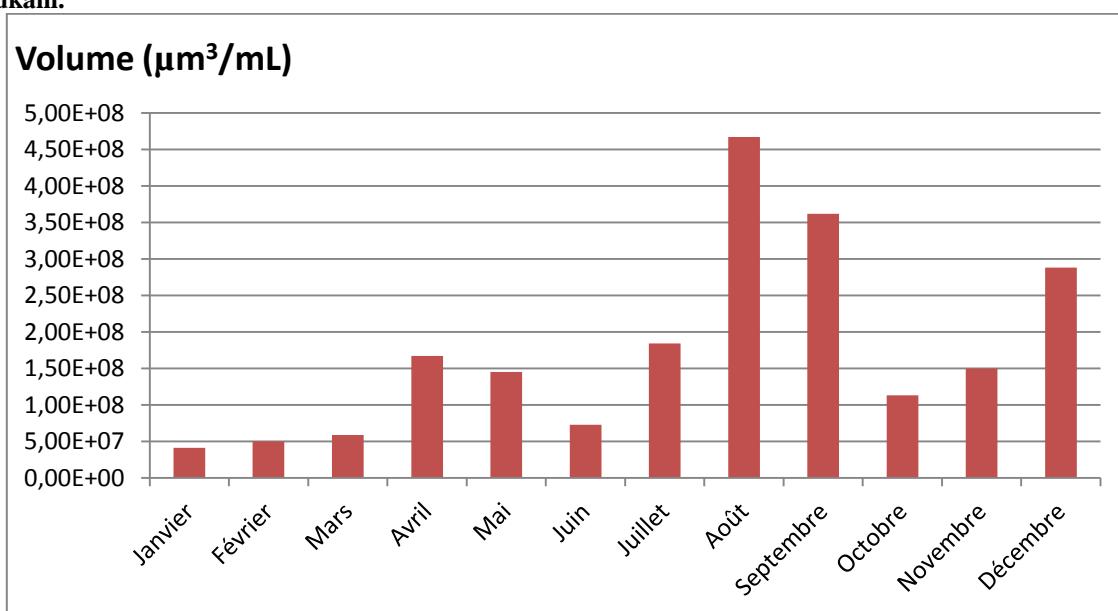


Figure 30: Variation annuelle du biovolume dans l'effluent traité de la station de Hammam-Foukani.

Le nombre de particules, considéré comme densité cellulaire dans notre cas, suit la même évolution que celle observée pour la concentration en chlorophylle. Cette corrélation se voit nettement dans la figure 31. Le coefficient de corrélation est de 0,95. Les valeurs maximales reviennent à la période estivale, avec un pic au mois d'Août ($2,3 \cdot 10^7$ cell/mL), tandis que le minimum est attribué à la période hivernale ($1,5 \cdot 10^6$ cell/mL). Des valeurs intermédiaires sont enregistrées en automne et au printemps.

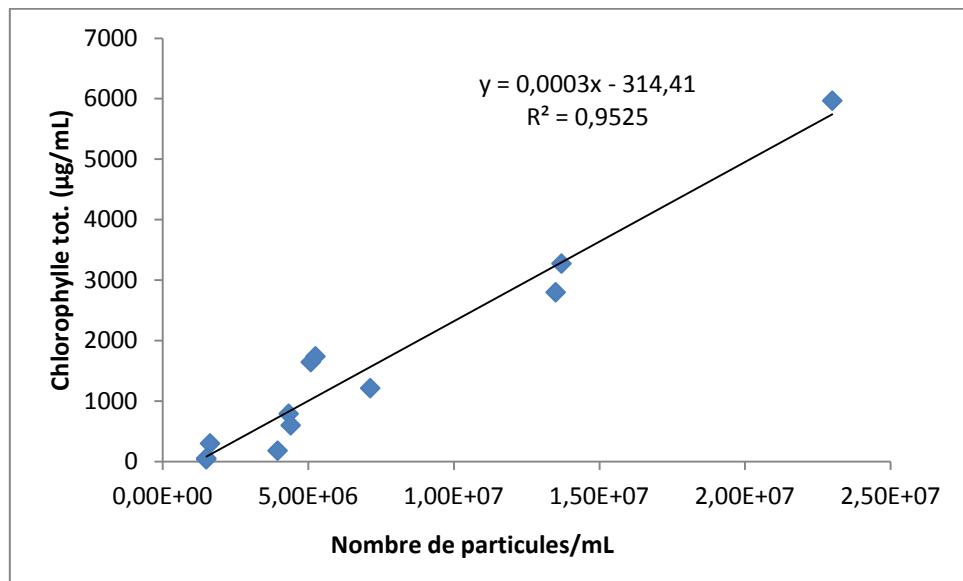


Figure 31 : Courbe de corrélation (nombre de particules/chlorophylle totale)

Comme pour la densité cellulaire, le maximum, en termes de biovolume, est observé en été ($2,67 \cdot 10^8 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ pour le mois d'Août), et le minimum en hiver ($4,13 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ pour le mois de Janvier). Cependant, certaines incohérences sont observées en quelques périodes de l'année. Les deux paramètres nombre de particules (nombre de cellules) et biovolume ne sont pas parfaitement corrélés. En effet, le mois de décembre présente la 3^{ème} plus importante valeur en termes de biovolume, tandis qu'il représente l'une des plus faibles densités cellulaires. Ceci revient au fait qu'en cette période, les bassins sont surtout peuplés par *Chlamydomonas* et *Euglena* qui ont des biovolumes importants. Effectivement, le rapport Volume/Nombre en cette période a été le plus élevé avec une valeur de l'ordre de 7,3. Le plus faible rapport est celui observé au mois de Juillet (1,34) où les peuplements phytoplanctoniques ont été représentés par des espèces petites de taille (*Synechocystis*, *Chlorella*).

Séparément, l'analyse de chaque échantillon donne le nombre de particules (ou de cellules) ou le biovolume en fonction du diamètre de celles-ci sous forme de courbe.

A l'entrée de la station, les eaux usées brutes sont caractérisées par une courbe spécifique plus ou moins constante sur toute l'année, avec un nombre de particules décroissant en fonction du diamètre (plus le diamètre augmente, plus le nombre de particules compté diminue). Elle représente la composition des eaux usées en matière particulaire diversifiée (organique, minérale, bactéries...). Les échantillons de l'entrée de station sont indiqués par le chiffre 1 sur les graphes (JAN1, OCT1 ...). La figure 32 montre les courbes de nombre de particules en fonction du diamètre des mois de Janvier, Août et Octobre. La figure 33 représente les mêmes échantillons en volume.

Bien que les courbes de chacune des figures 32 et 33, ci-dessus, gardent le même profile (nombre de particules décroissant avec l'augmentation de leur diamètre), elles changent de pas d'une période de l'année à une autre. L'échantillon du mois d'Août présente une faible teneur en particules tandis qu'au mois de Janvier, l'eau est très chargées en matière particulaire. Ceci confirme le résultat du chapitre III qui montre que les eaux usées sont plus chargées en MES en période hivernale.

La comparaison des deux figures 32 et 33 montre l'importance de passer par les deux représentations (nombre de particules et volume) pour une meilleure acquisition de l'information par l'appareillage Coulter Multisizer II. Les courbes données en volume (figure 33) représentent des pics à la droite du graphe, non visible sur les courbes de la figure 32 représentant le nombre de particules. Ceci revient à dire qu'un faible nombre des particules dont le volume est élevé peut affecter la distribution de la courbe donnée en volume.

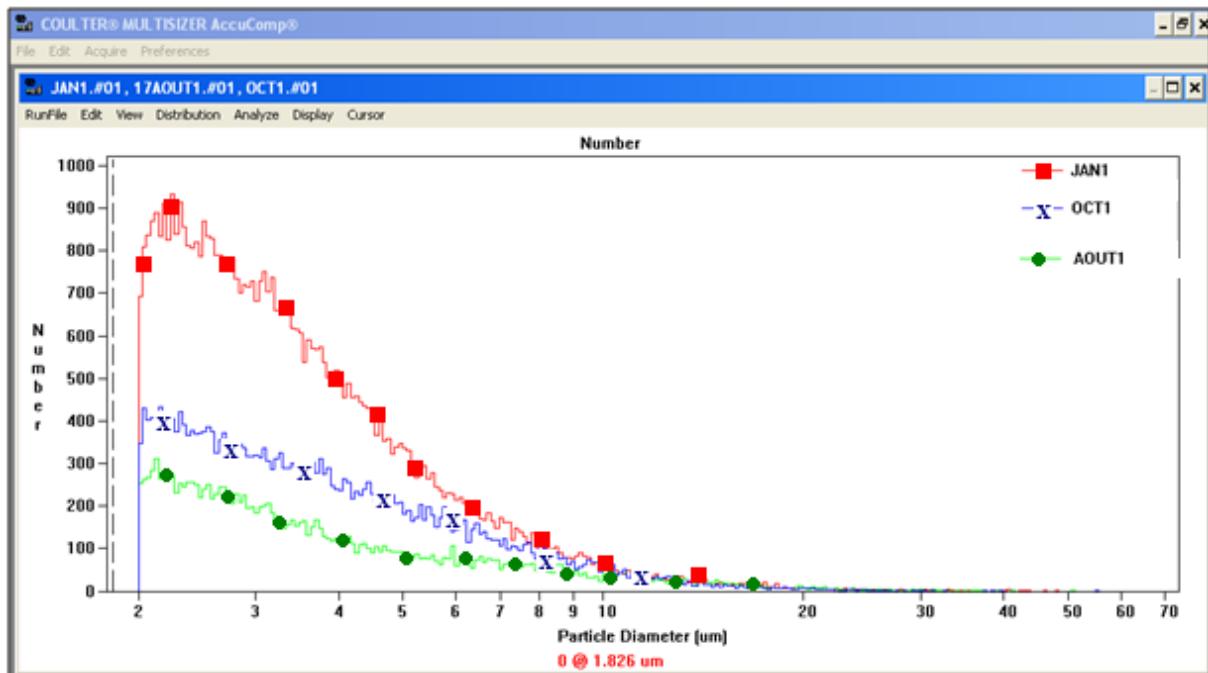


Figure 32 : Courbes représentant le nombre de particules en fonction du diamètre des échantillons de l'eau usée brute aux mois de Janvier, Août et Octobre.

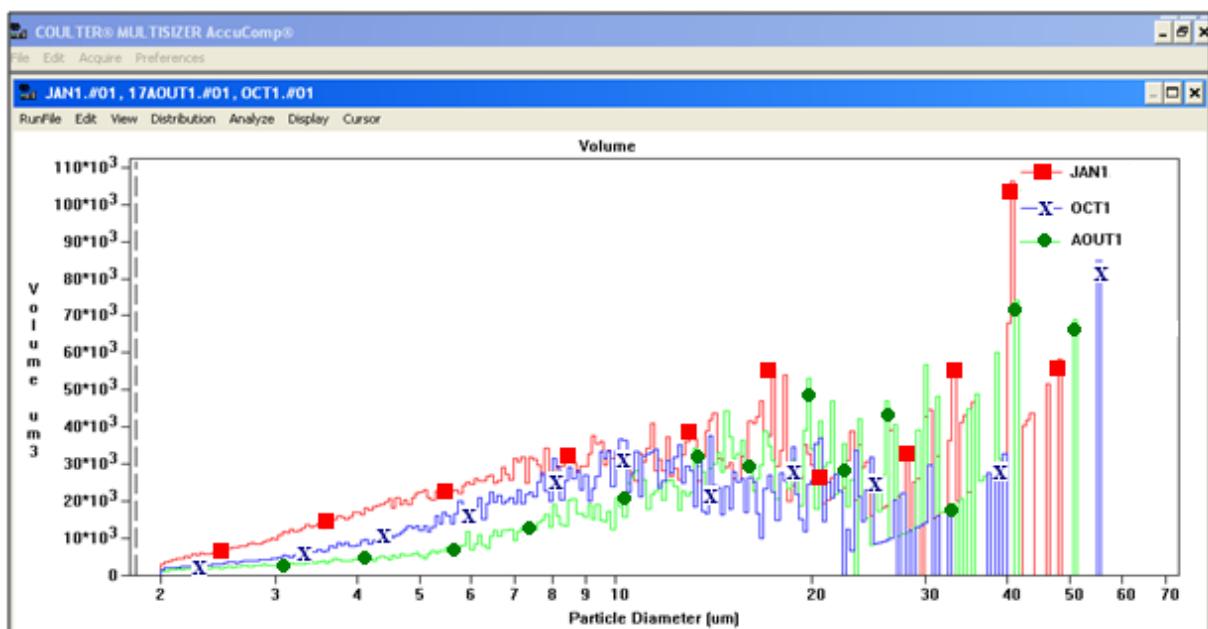


Figure 33 : Courbes représentant le volume des particules en fonction du diamètre des échantillons de l'eau usée brute aux mois de Janvier, Août et Octobre.

Les courbes des échantillons des bassins de lagunage ont un aspect différent à celui des eaux usées brutes. Elles représentent généralement un ou plusieurs pics qui indiquent une population ou un groupe de populations d'algues à un diamètre ou à un intervalle de diamètre

déterminé. Avec une observation au microscope, il est possible d'identifier l'algue ou le groupe d'algues responsable de chaque pic.

Pour éviter l'encombrement et la répétition, nous représentons ici, seuls les échantillons des mois d'Août (figures 34 et 35) et de Décembre (figures 36 et 37).

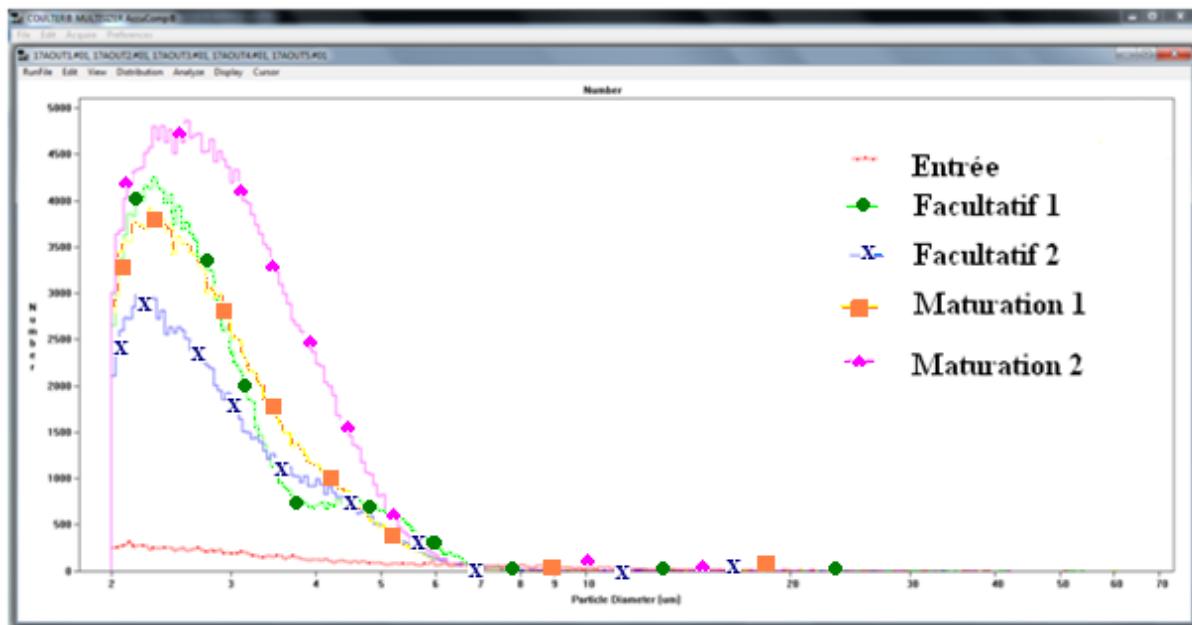


Figure 34 : Le nombre de particules en fonction du diamètre dans les différents bassins de la station Hammam-Foukani au mois d'Août.

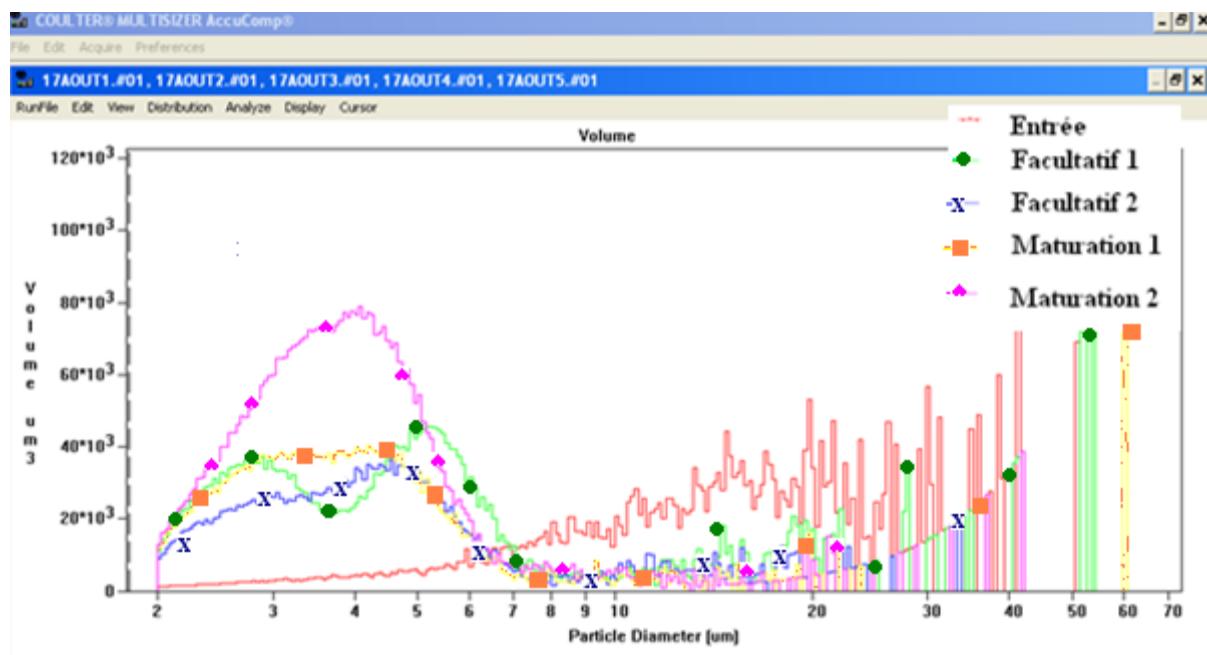


Figure 35 : Le biovolume en fonction du diamètre dans les différents bassins de la station Hammam-Foukani au mois d'Août.

Deux pics sont observés au mois d'Août. Le plus saillant, situé entre 2 et 5 µm de diamètre, correspond à *Chlorella* ; le principal taxon observé dans les bassins de lagunage en cette période. Le deuxième pic est situé entre 4 et 7 µm de diamètre. Il est observé surtout au niveau du premier bassin (la courbe verte), puis s'atténue jusqu'à disparition dans les bassins qui le succèdent. Ce pic correspond à la prolifération de *Chlamydomonas* qui a été peu importante en cette période de l'année, comme il a été mentionné auparavant.

En plus des pics spécifiques de *Chlorella* et de *Chlamydomonas*, ces courbes montrent l'ampleur de la production du phytoplancton en période estivale. Les particules (cellules) dénombrées au niveau des différents bassins de la filière sont nettement au-delà de ce que reçoit la station en amont (particules dénombrées à l'entrée de la station). Par soustraction de cette dernière, on pourra estimer le nombre de particules (ou de cellules) produites au niveau de la station. Les courbes de volumes nous informent que les particules produites sont généralement de plus petite taille que celles reçues à l'amont de la station, dans les eaux usées brutes.

Les courbes correspondant au mois de Décembre présentent trois pics (figures 36 et 37). Le premier situé à une marge de diamètre comprise entre 2 et 4 µm, mais qui n'a pas une allure Gaussienne, il ne correspond donc pas à un seul taxon mais à plusieurs. D'après l'analyse microscopique de ces échantillons, ce pic correspondrait à plusieurs espèces de Cyanobactéries (*Synechocystis*, *Synechococcus*, de petits fragments de *Pseudoanabaena* ...).

Le deuxième pic, entre 5 et 12 µm de diamètre, est observé surtout à la sortie du premier bassin (échantillon DEC2) et correspond, vraisemblablement, au genre *Chlamydomonas*. Quant au 3^{ème} pic, situé à des diamètres compris entre 12 et 20 µm, et plus accentué à la sortie du dernier bassin (échantillon DEC5) est le résultat de la prolifération du genre *Euglena*. Celui-ci, bien que peu visible sur le premier graphe (figure 36) est très signifiant en termes de biovolume (figure 37), du fait de l'importante taille des cellules.

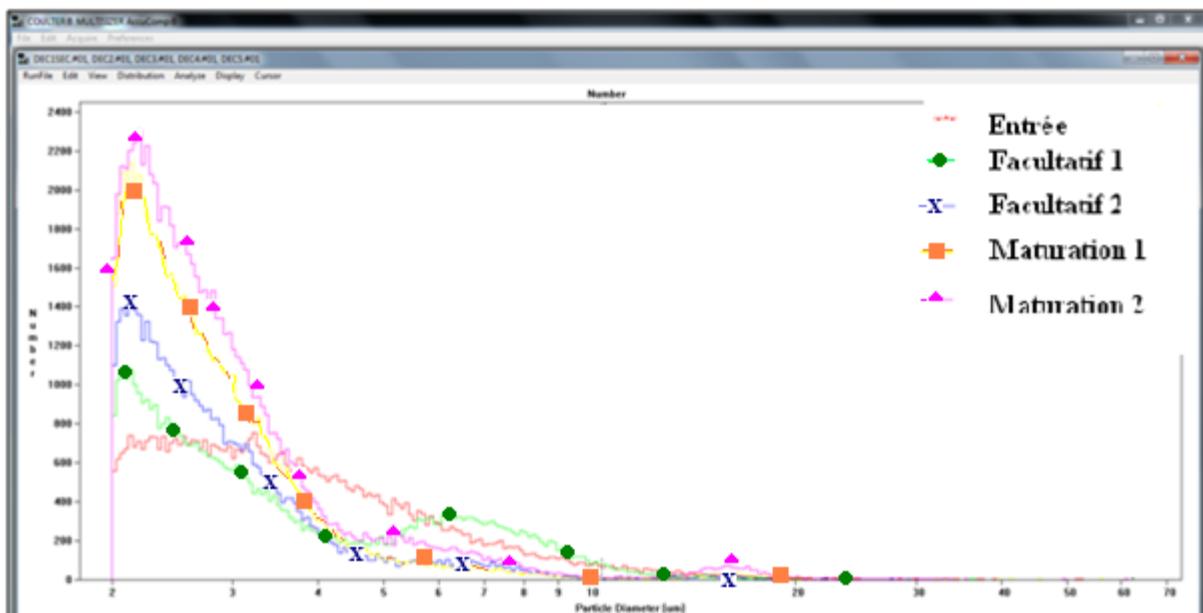


Figure 36 : Le nombre de particules en fonction du diamètre dans les différents bassins de la station Hammam-Foukani au mois de Décembre.

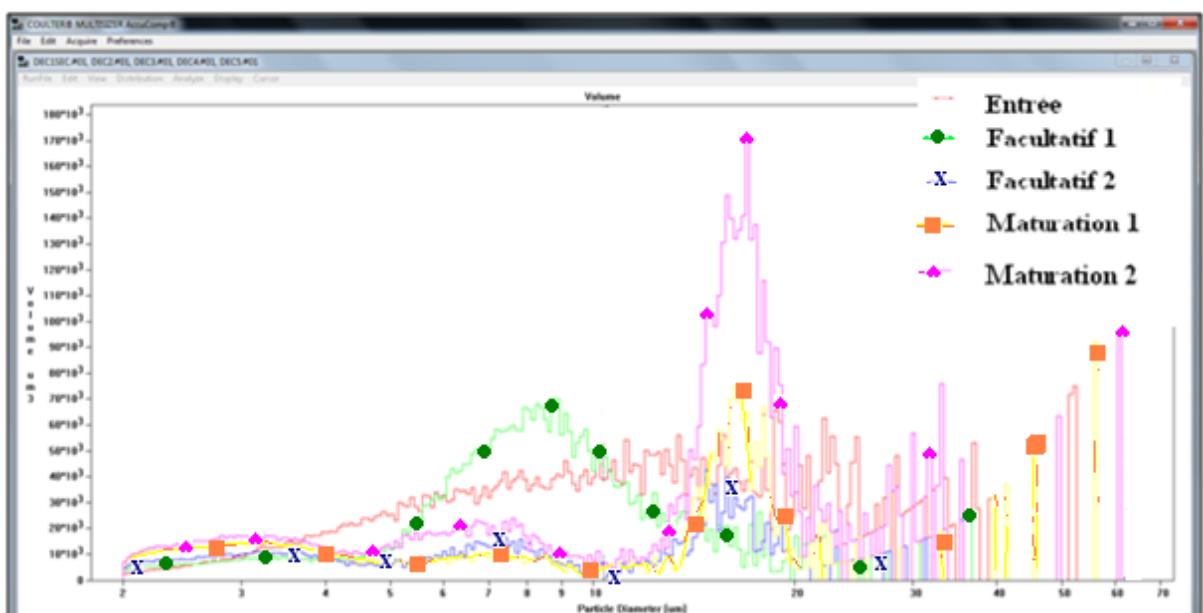


Figure 37 : Le biovolume en fonction du diamètre dans les différents bassins de la station Hammam-Foukani au mois de Décembre.

Les courbes montrent également que la prolifération phytoplanctonique a été peu importante en cette période.

Une importante corrélation a été démontré entre les résultats obtenus par les méthodes classiques de la quantification du phytoplancton et ceux réalisés grâce au compteur de

particules Coulter Multisizer II. De plus, cette technique permet une analyse plus poussée des peuplements phytoplanctoniques d'un écosystème, et ce, par les avantages suivants :

- i- La possibilité d'analyse en nombre ou en volume de particules par volume d'échantillon.
- ii- Une distribution selon le diamètre des particules, permettant ainsi l'attribution de chaque groupement selon le diamètre (la taille) correspondant(e).
- iii- La possibilité d'isoler et de déterminer le nombre (ou le volume) d'un groupement de particules à intervalle de diamètre bien déterminé.
- iv- La possibilité de fournir quelques données statistique de l'analyse.

3 – 2- Cytométrie en flux :

Le principe est de faire défiler les cellules dans un fin capillaire où elles seront détectées par un capteur photoélectrique. Des signaux électriques ou optiques sont mesurés et dont l'intensité est corrélée avec des propriétés cellulaires ; après interception de la lumière incidente, les cellules émettent un certain nombre de signaux sélectionnés en fonction de l'étude à mener (METEZEAU et *al.*, 1988).

- La lumière diffusée : Son intensité peut être corrélée avec la taille (SHARPLESS et *al.*, 1975), la morphologie (BENSON et *al.*, 1984), les structures intra-cellulaires (LOKEN et *al.*, 1976) et même le rapport nucléo-cytoplasmique (Mac DONALDS & ZAECH, 1982, THOMPSON et *al.*, 1985),
- La lumière absorbée : évolue surtout proportionnellement au diamètre de la cellule, supposée sphérique (KAMENTSKY & MELAMED, 1967) et à l'indice d'absorption des constituants cellulaires,

La fluorescence émise : C'est le paramètre le plus étudié en cytométrie en flux. La fluorescence peut être émise spontanément (YEUTSCH et *al.*, 1983 ; BROWN, 1984) mais elle est, le plus souvent, conférée à la cellule par divers procédés. Selon la propriété cellulaire que l'on veut étudier, on utilise des fluorochromes de caractéristiques différentes (METEZEAU et *al.*, 1988).

Les cellules sont mises en suspension et soumises à une surpression qui les fait progresser et s'injecter au centre d'une veine liquide d'entrainement. Les cellules sont interceptées par un faisceau lumineux (généralement un laser). Elles émettent alors des signaux optiques guidés par des miroirs ou des filtres dichroïques vers des photomultiplicateurs (figure 38).

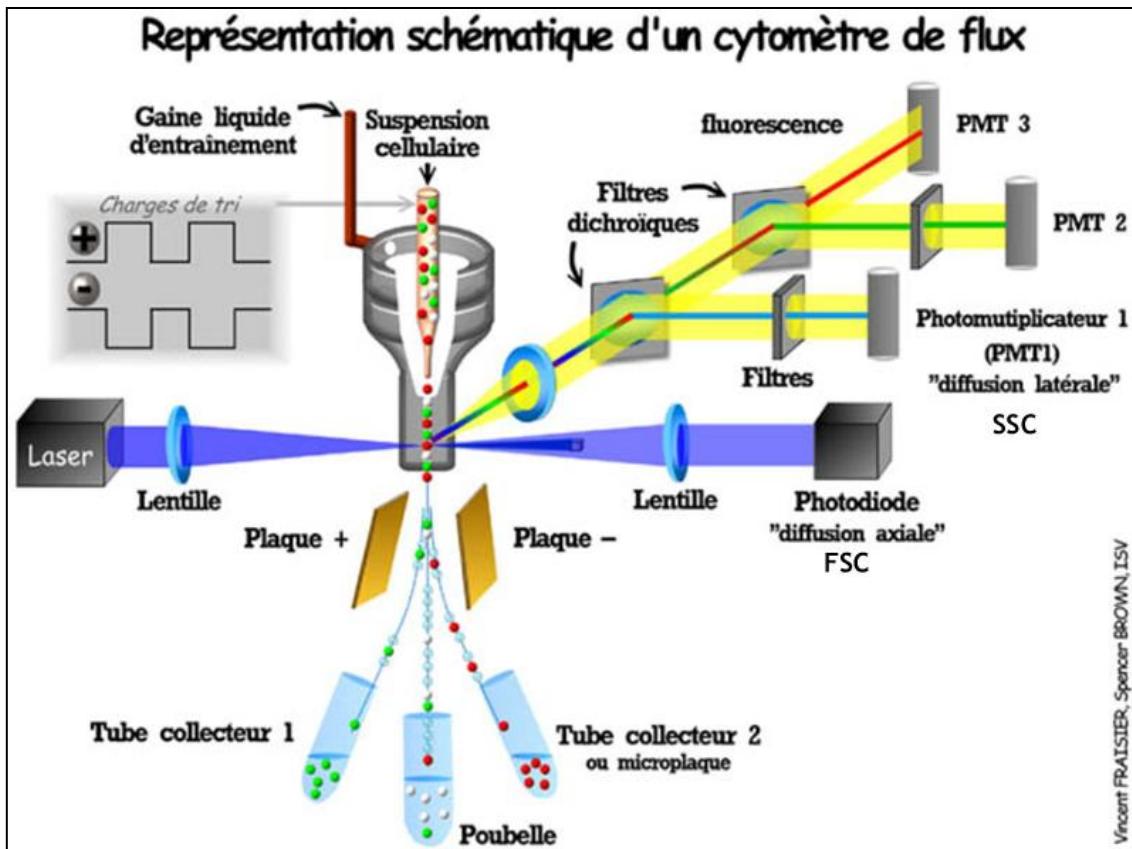


Figure 38 : Représentation schématique du fonctionnement d'un cytomètre en flux (ens-lyon.fr, 2012).

Pour séparer physiquement les cellules, la veine liquide conductrice est fractionnée en gouttelettes qui seront chargées négativement (sous-population 1 à isoler) ou positivement (sous-population 2) puis déviées de leur trajectoire en passant dans un tube électrique et recueillies dans un réceptacle différent (tube collecteur 1 ou 2).

Les résultats d'analyse apparaissent sous forme d'histogramme monoparamétrique, ou sous forme de cytogramme biparamétrique. Chaque cellule est représentée par un point. (METEZEAU et al., 1988).

La cytométrie en flux permet de détecter des cellules de taille comprise entre 1 et 15 μm , mais il est possible de prendre en compte des cellules de taille inférieure ou supérieure (METEZEAU et al., 1988).

Pour mieux visualiser les résultats, on a choisi une échelle logarithmique.

Le premier graphe (FS) représente la diffusion axiale de la lumière par les cellules ou particules (forward angle light scatter) ; celle-ci est proportionnelle à la taille des cellules/particules.

Le deuxième graphe (SS) est ce qu'on appelle diffusion latérale de la lumière (Side angle light scatter), et elle est proportionnelle à la forme et la complexité des cellules.

Les 4 autres graphes (FL2, FL3, FL4 et FL5) représentent la fluorescence émise par les cellules. Sachant que, dans notre analyse, nous n'avons utilisé aucun fluorochrome, celle-ci sera le résultat de la fluorescence naturelle de la chlorophylle des cellules phytoplanctoniques, ou de tout autre pigment capable d'émettre de la fluorescence, tel que la phycoérythrine.

Dans cette étude, on donne l'exemple des échantillons (à l'entrée et à la sortie de la station) du mois de Juin, représentés sous formes d'histogrammes (Figure 39) ou cytogrammes (Figure 40).

a- Etude cytométrique sur l'effluent de l'entrée de la station :

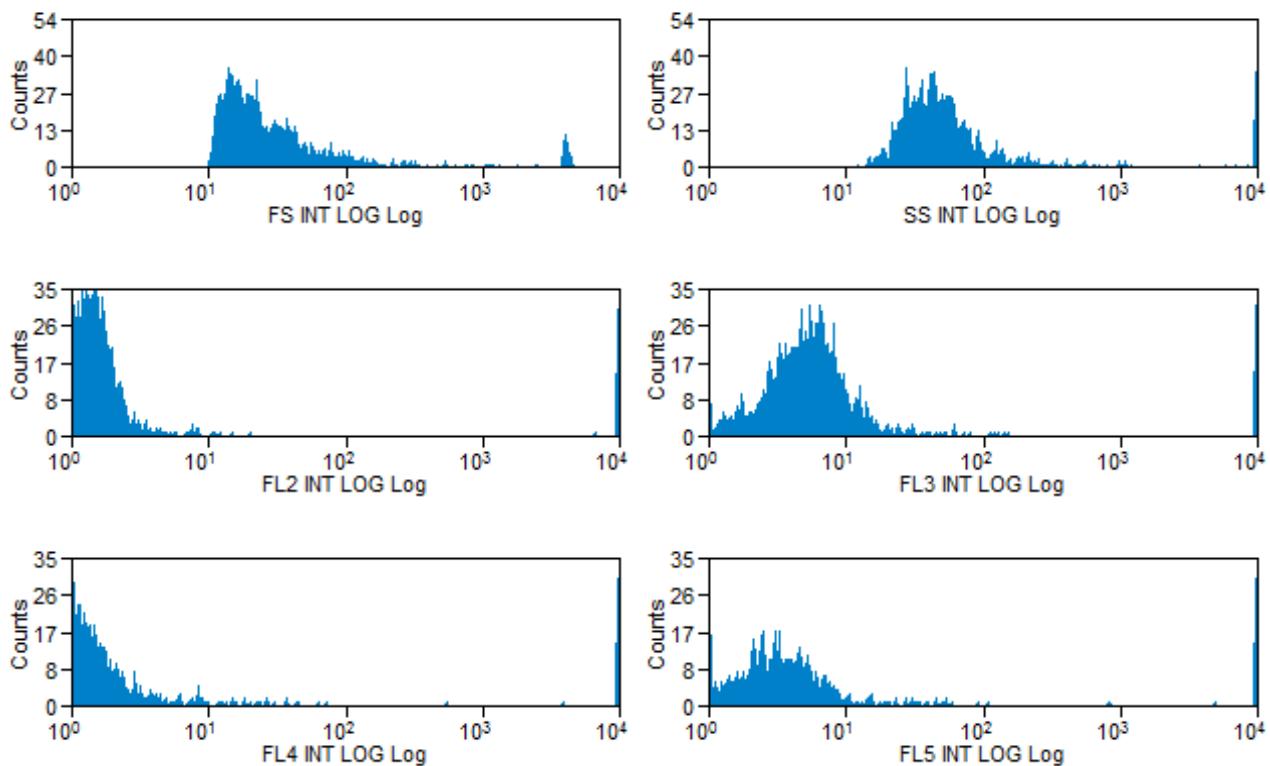


Figure 39 : Histogrammes de l'échantillon des eaux usées brutes du mois de Juin.

Les histogrammes de cet échantillon (Juin 1) montrent que les particules détectés par le cytomètre sont généralement des particules de petite taille et à très faible fluorescence.

Les cytogrammes (figure 40) permettent plus de précisions quant à la distribution des particules.

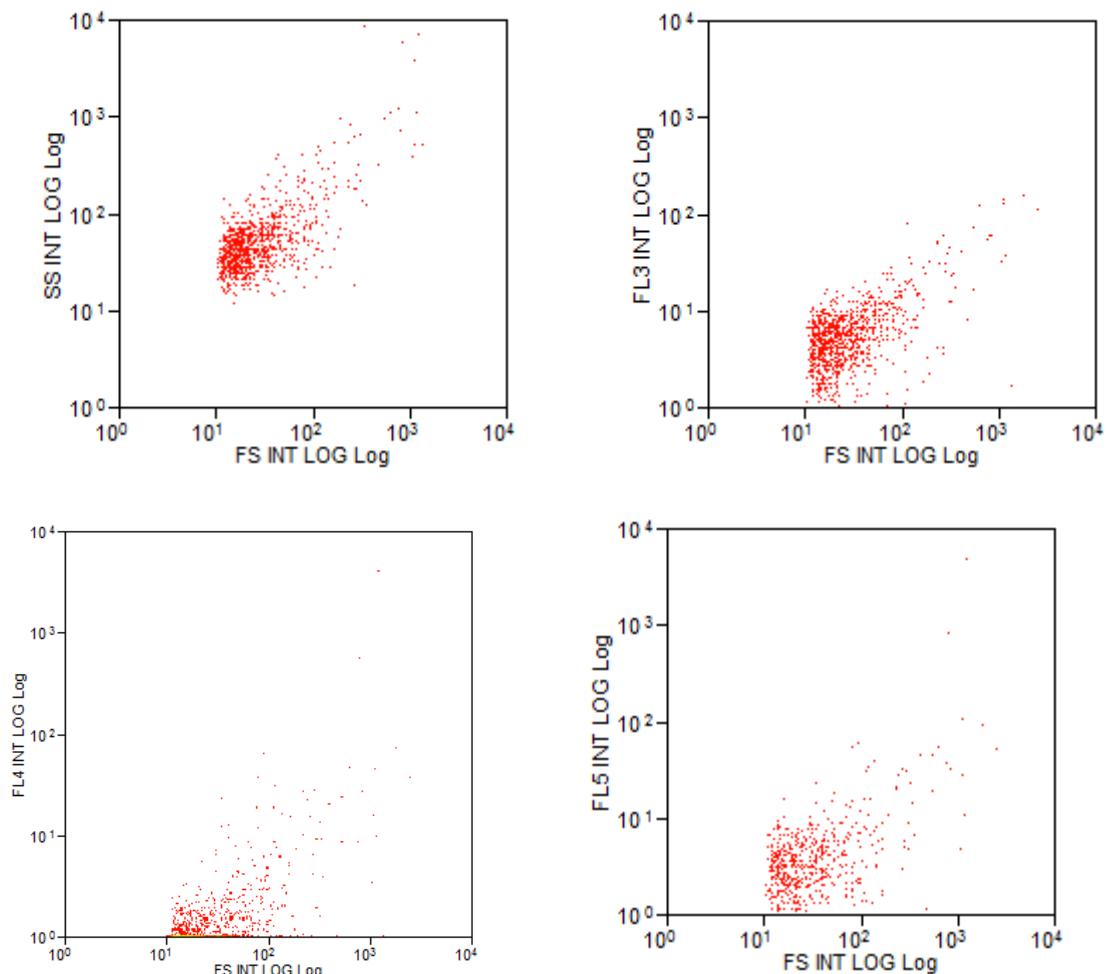


Figure 40: Cytogrammes de l'échantillon des eaux usées brutes du mois de Juin.

Le premier cytogramme de la figure (SS en fonction de FS) montre que la majorité des particules sont de petite taille (FS faible) et peu complexe (SS faible), il s'agirait de détritus, de bactéries ou de petites cyanobactéries (*Synechocystis*, *Synechococcus*...). Une minorité particulière montre une taille et une complexité plus importante. Il pourrait s'agir de cellules algales ou de fragments de cyanobactéries filamentueuses telles que *Pseudoanabaena* qui a été très observée à l'entrée de la station. Ceci se confirme par les autres cytogrammes qui montrent la faible fluorescence des cellules et particules de l'échantillon.

En effet, à l'entrée de la station, l'eau est très peu chargée en micro-algues. Les cellules observées sont généralement des bactéries et des cyanobactéries.

b- Etude cytométrique sur l'effluent de sortie de la station d'épuration :

Les mêmes paramètres ont été mesurés pour l'échantillon Juin5 (à la sortie de la station), représentés également sous formes d'histogrammes (figure 41) et de cytogrammes (figure 42)

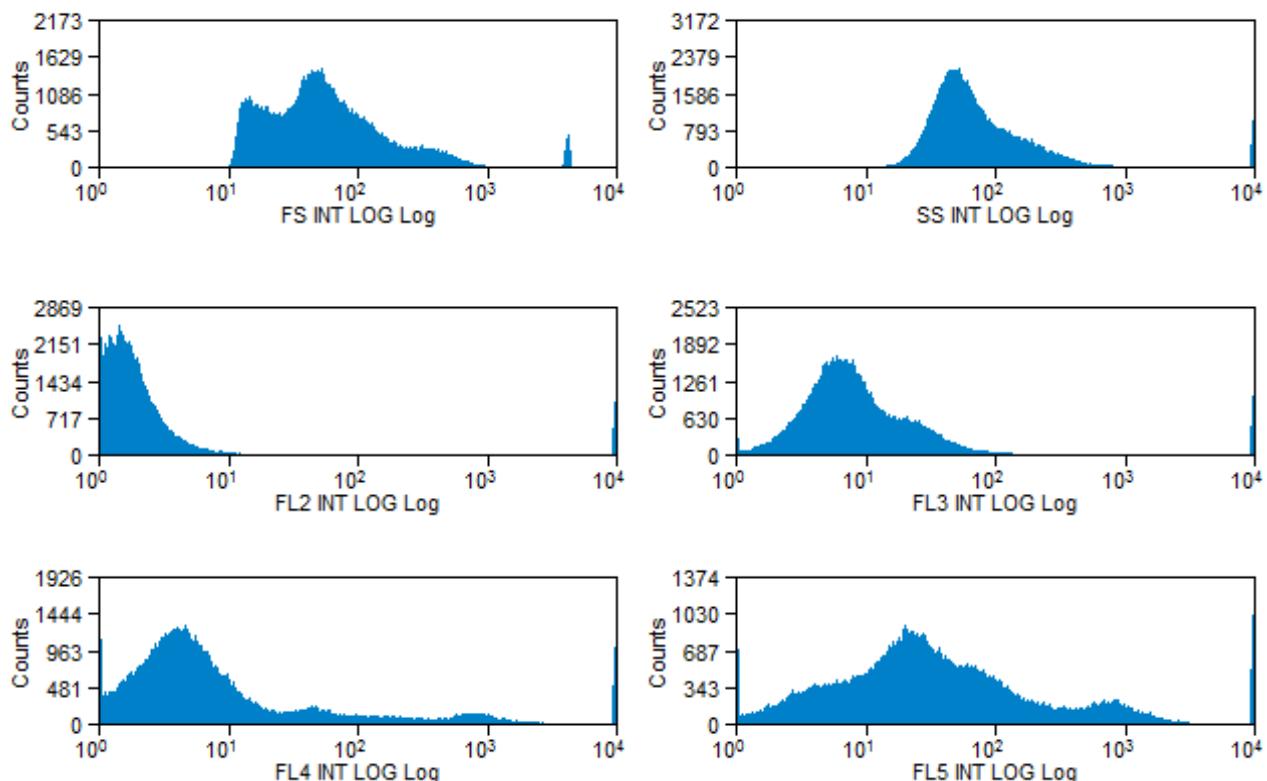


Figure 41 : Histogrammes de l'échantillon de l'effluent traité du mois de Juin.

Cette figure montre une forte densité cellulaire en comparaison avec l'échantillon de l'entrée. La complexité cellulaire est également importante, et nous observons des pics à des degrés de fluorescence moyens et élevés. Tout ceci témoigne de l'existence d'une densité phytoplanctonique importante. Les cytogrammes de la figure 42 montrent également ces caractéristiques. La dégradation de couleur du rouge au bleu indique une augmentation de densité cellulaire.

Le premier cytogramme présente une gamme élevée de diffusion latérale de la lumière. Ceci nous renseigne sur la présence de cellules à forte complexité (cellules Eucaryotiques). La fluorescence est également importante, ce qui témoigne de fortes teneurs en chlorophylle. Il s'agit donc de cellules algales.

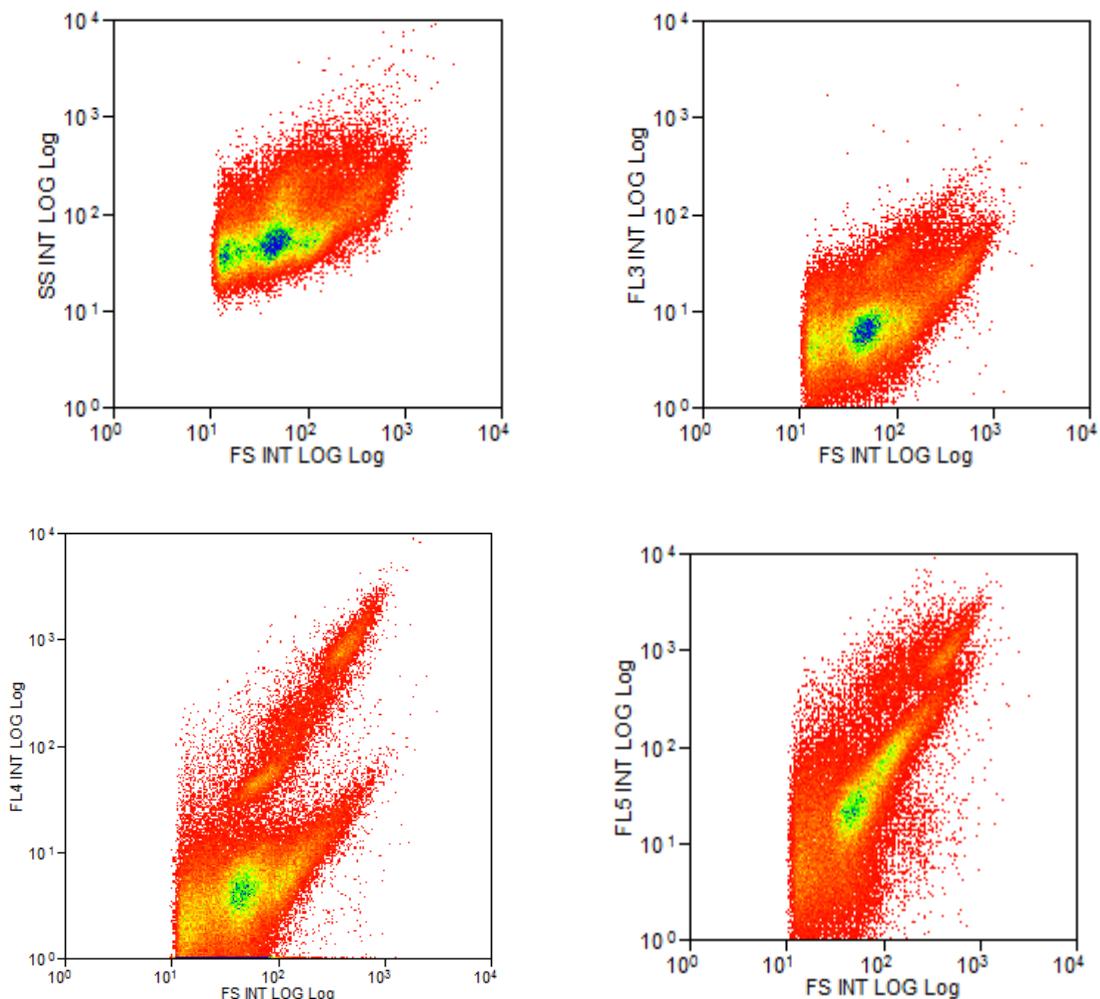


Figure 42 : Cytogrammes de l'échantillon de l'effluent traité du mois de Juin.

Il est possible de déterminer des populations en fonction de leur taille et de leur fluorescence (teneur en chlorophylle) à partir des cytogrammes ci-dessous (figure 43).

Les paramètres FL4 en fonction de FS seront ceux que l'on prendra en considération dans l'analyse des exemples suivants, sachant qu'ils représentent au mieux les populations phytoplanctoniques. FL4 étant le filtre qui sélectionne la fluorescence émise par la chlorophylle (675 nm).

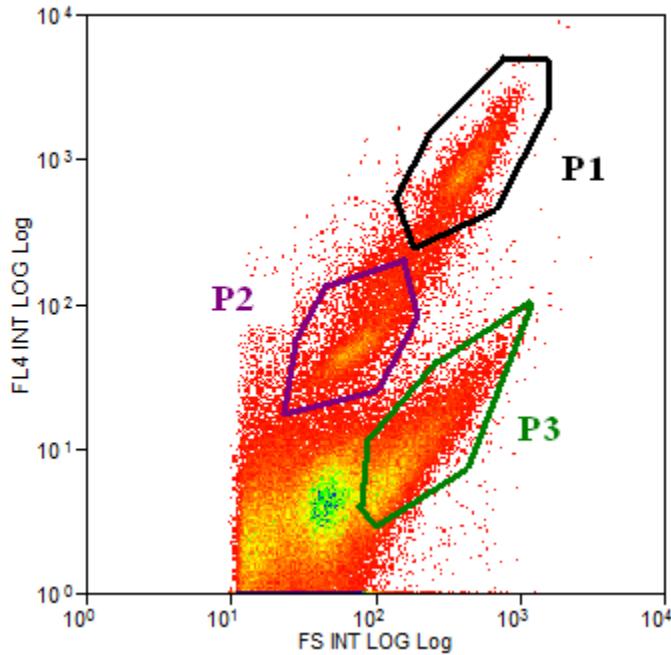


Figure 43 : Cytogramme représentant la fluorescence des cellules (FL4) en fonction de leur taille (FS).

Sur le cytogramme de la figure 43, trois populations se distinguent : P1, P2 et P3, et qui représentent un intérêt particulier vis-à-vis de notre étude. La population P1 représente des cellules de grande taille et avec une teneur en chlorophylle élevée (il s'agit de grosses cellules algales ou de colonies telles qu'*Euglena* et *Micractinium*). La population P2 est un ensemble de cellules à fluorescence et taille moyennes (*Chlorella* et Cyanobactéries). La population P3 est un ensemble de cellules de taille importante et fluorescence moyenne (il peut s'agir de Cyanobactéries filamenteuses et/ou de cellules algales en dégradation, et donc à faible teneur en chlorophylle).

Un peuplement à forte densité est indiqué par la coloration verte dans le cytogramme de la figure 43, et qui correspond à des particules ou cellules de très petite taille et de très faible fluorescence. Il peut s'agir de débris de cellules ou de bactéries.

La technique de cytométrie en flux peut nous servir à comparer les populations phytoplanctoniques (densité, taille, complexité, teneur en chlorophylle) qui prolifèrent dans les bassins de lagunage sur l'année.

Les figures 44 et 45 illustrent ces différents aspects, elles représentent les résultats de l'analyse par cytométrie réalisée sur l'effluent épuré, à la sortie du lagunage, respectivement pour les mois de Janvier et de Juillet. Ces figures permettent la comparaison des peuplements phytoplanctoniques en période froide et en période chaude.

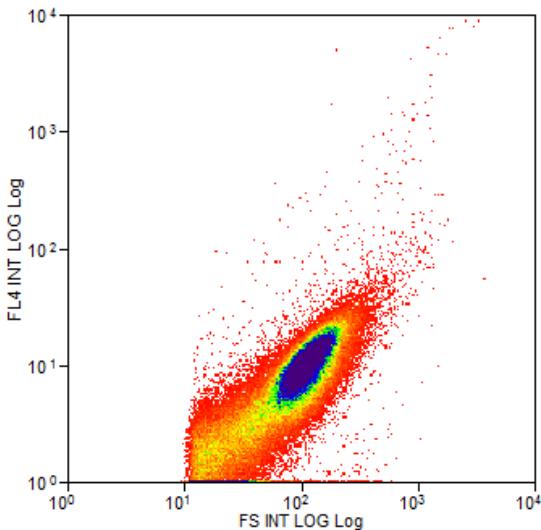


Figure 44 : Cytogramme de la fluorescence en fonction de la taille des cellules au niveau de l'effluent du mois de Janvier.

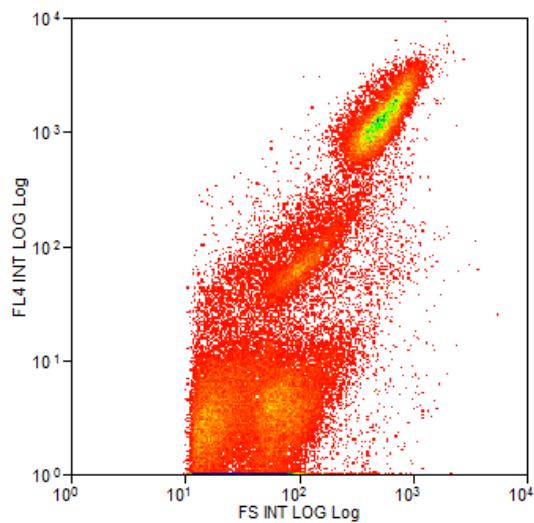


Figure 45 : Cytogramme de la fluorescence en fonction de la taille des cellules au niveau l'effluent du mois Juillet.

Le cytogramme de la figure 44 montre que l'échantillon du mois de Janvier est peuplé majoritairement par des cellules de petite taille et à faible fluorescence à la longueur d'onde 675 nm, ce qui s'explique par une teneur en chlorophylle faible à nulle. Des cellules plus grosses et à fluorescence élevée ont également été détectées, mais leur densité reste faible.

En période hivernal (mois de Janvier), la station de lagunage est surtout peuplée par des bactéries et du phytoplancton de petite taille, dont la teneur en chlorophylle est faible. Le phytoplancton y est représenté surtout par le groupe des Cyanobactéries. Les micro-algues sont faiblement présentes en cette période.

Le cytogramme de la figure 45 a un aspect différent. La majorité des cellules détectées sont caractérisées par des tailles et des teneurs en chlorophylles importantes (des Chlorophycées et des Euglenophycées). Nous observons également, sur le cytogramme, un groupe de cellules à taille et à fluorescence moyenne qui pourrait être composé de Cyanobactéries. Il a été signalé, auparavant, que ce groupe est réputé par une importante prolifération en été (KALF & WATSON, 1986 ; CHIFAA, 1987 ; OUDRA, 1987 ; 1990 ; BOUARAB, 2000).

Malgré le grand nombre d'informations possibles, l'hétérogénéité et la complexité des eaux usées rendent l'analyse par cytométrie délicate et difficile à traiter. Dans de tels cas, il est indispensable d'être vigilant dans l'interprétation des résultats fournis par cette technique. Cependant, la maîtrise de la technique pourrait minimiser l'effort dans le suivi qualitatif et quantitatif des peuplements planctoniques des écosystèmes lagunaires. L'utilisation de la

cytométrie en flux permettra d'effectuer un suivi avec des fréquences d'échantillonnage plus élevés et sur un nombre de stations important, ceci rendra l'étude plus complète et fournira d'avantage de données sur la dynamique des populations planctoniques.

IV – LES ESSAIS D'ELIMINATION ET DE RECUPERATION DU PHYTOPLANCTON:

1 – Introduction :

L'élimination ou la récupération du phytoplancton pourrait être une intéressante perspective pour améliorer la qualité de l'effluent traité. Ceci pourrait se faire par plusieurs procédés tels que la flottation, la centrifugation, la filtration sur sable ou encore la floculation.

Plusieurs études ont montré que les micro-algues et les cyanobactéries peuvent être la source d'une biomasse à haute valeur ajoutée (FARRAR, 1961 ; MÜLLER-WECKER & KOFRANYL, 1973 ; SHELEF, 1978 ; FAUCHER et *al.*, 1979 ; GOLDMAN, 1979 ; RODRIGUES & OLIVIERA, 1987 ; MOUNDIB, 1990 ; ESSATARA et *al.*, 1993 ; OSWALD, 1995 ; AJIR, 1997) avec des teneurs importantes en protéines (ELHALOUANI, 1990 ; DEKAYIR, 2007) ; d'où l'intérêt de la récupération et de la valorisation de cette biomasse.

Dans la littérature, plusieurs techniques de récolte ont été testées, mais aucune n'est actuellement préconisée de façon générale. Le choix de la technique dépend de la nature et la composition de la biomasse produite, mais aussi de la destination, à la fois, de l'eau traitée et de la biomasse récupérée (DEKAYIR, 2007).

Dans cette étude, nous nous sommes intéressés aux techniques de filtration sur sable et de floculation.

Les essais de filtration permettent seulement l'élimination de la biomasse phytoplanctonique à partir de l'effluent. L'avantage est l'amélioration de la qualité de celui-ci. Les micro-algues et Cyanobactéries filtrées ne sont pas récupérables du fait qu'elles soient intimement collées au substrat sableux des filtres.

La floculation permet, par contre, le double avantage d'améliorer la qualité de l'effluent de la station et de récupérer une biomasse phytoplanctonique à haute valeur ajoutée.

2 – Essais de filtration sur sable :

Le premier filtre, composé principalement de sable moyen et fin, a été très rapidement colmaté. Dans les résultats suivants, on ne tient compte que des trois autres filtres.

Le tableau 7 montre les abattements en MES, en DBO_5 et en chlorophylle totale que les filtres à sable ont permis d'atteindre.

Tableau 7 : Efficacité des filtres à sable dans l'élimination du phytoplancton.

	Filtre 2 (gravier fin)	Filtre 3 (sable moyen)	Filtre 4 (Sable grossier)
Abattement en MES	-	57%	45%
Abattement en DBO_5	15%	60%	50%
Chlorophylle totale	8%	63%	55%

Le tableau 7 montre que le filtre à gravier fin (Filtre 2) n'a permis que 15% de diminution de la valeur de DBO_5 et 8% de diminution de la concentration en chlorophylle totale au niveau de l'effluent de la station de traitement. La mesure des matières en suspension avant et après filtration n'a pas présenté de différence notable.

Les filtres à sable, par contre, donnent de bons rendements, aussi bien pour le sable moyen (Filtre 3) que pour le sable grossier (Filtre 4) ; ils permettent respectivement 57 et 45% de diminution de particules en suspension et plus de 50% d'abattement sur les teneurs en chlorophylle totale et en matière organique facilement fermentable (DBO_5).

Le compteur de particules Coulter Multisizer II a également été utilisé dans le but de déterminer l'efficacité des filtres à sable dans l'élimination du phytoplancton. Les résultats sont représentés dans les figures 46, 47 et 48, et qui correspondent respectivement à l'efficacité des filtres 2, 3 et 4. Les courbes de couleur verte indiquent l'effluent final de la station avant filtration, celles en bleu correspondent à l'effluent après filtration tandis que les courbes rouges représentent l'échantillon de l'entrée (eau usée brute).

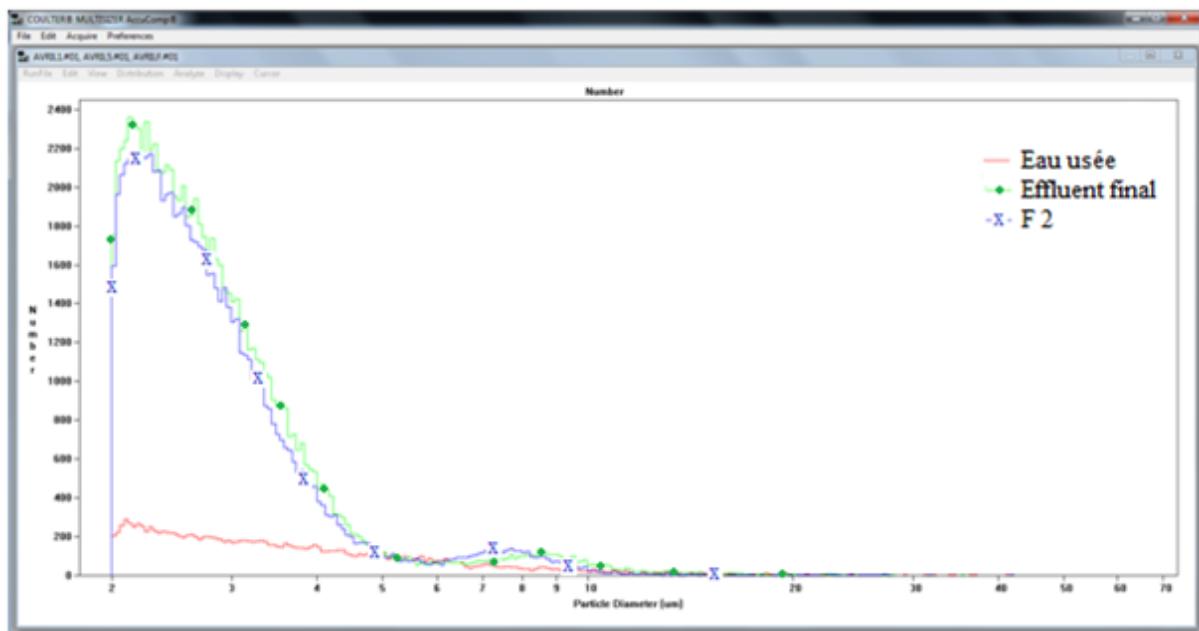


Figure 46: efficacité du filtre 2 dans la réduction de la densité du phytoplancton dans l'effluent final.

Le filtre 2 n'a pas servi à une élimination significative du phytoplancton. En effet, la figure 44 ci-dessus montre que les courbes bleue (effluent après filtration) et verte (effluent avant filtration) se chevauchent et ne se distinguent pas significativement. Le gravier, utilisé dans un filtre vertical, n'est donc pas préconisé pour un traitement tertiaire de l'effluent de la station dans notre cas.

Il est cependant, à signaler qu'une disposition horizontale de ce même matériau pourrait s'avérer plus efficace. SHILTON et *al.* (2005) signale que des installations datant de plus de 20 ans sont toujours fonctionnelles et opèrent de façon satisfaisante.

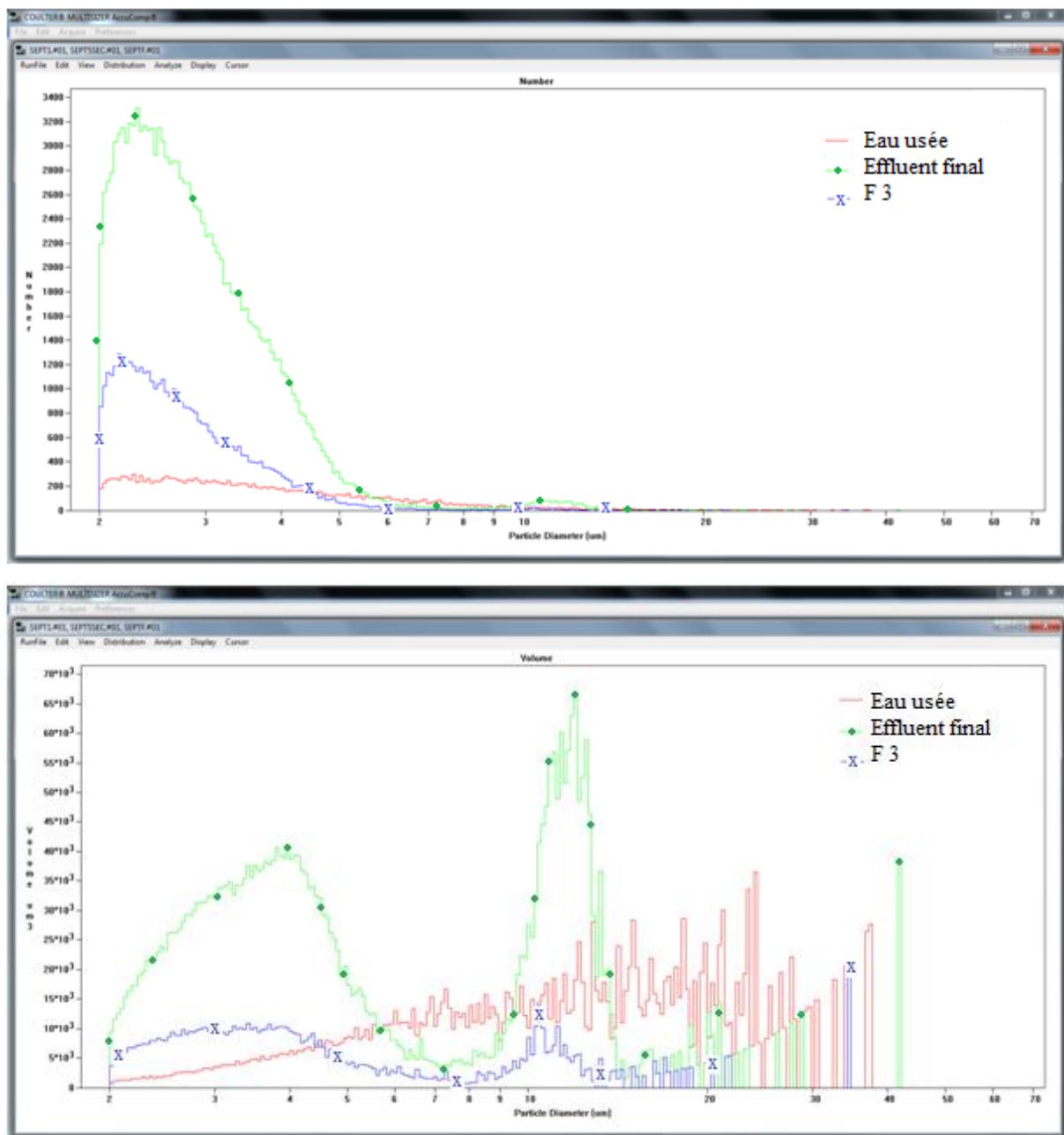


Figure 47 : efficacité du filtre 3 dans la réduction de la densité du phytoplancton dans l'effluent final.

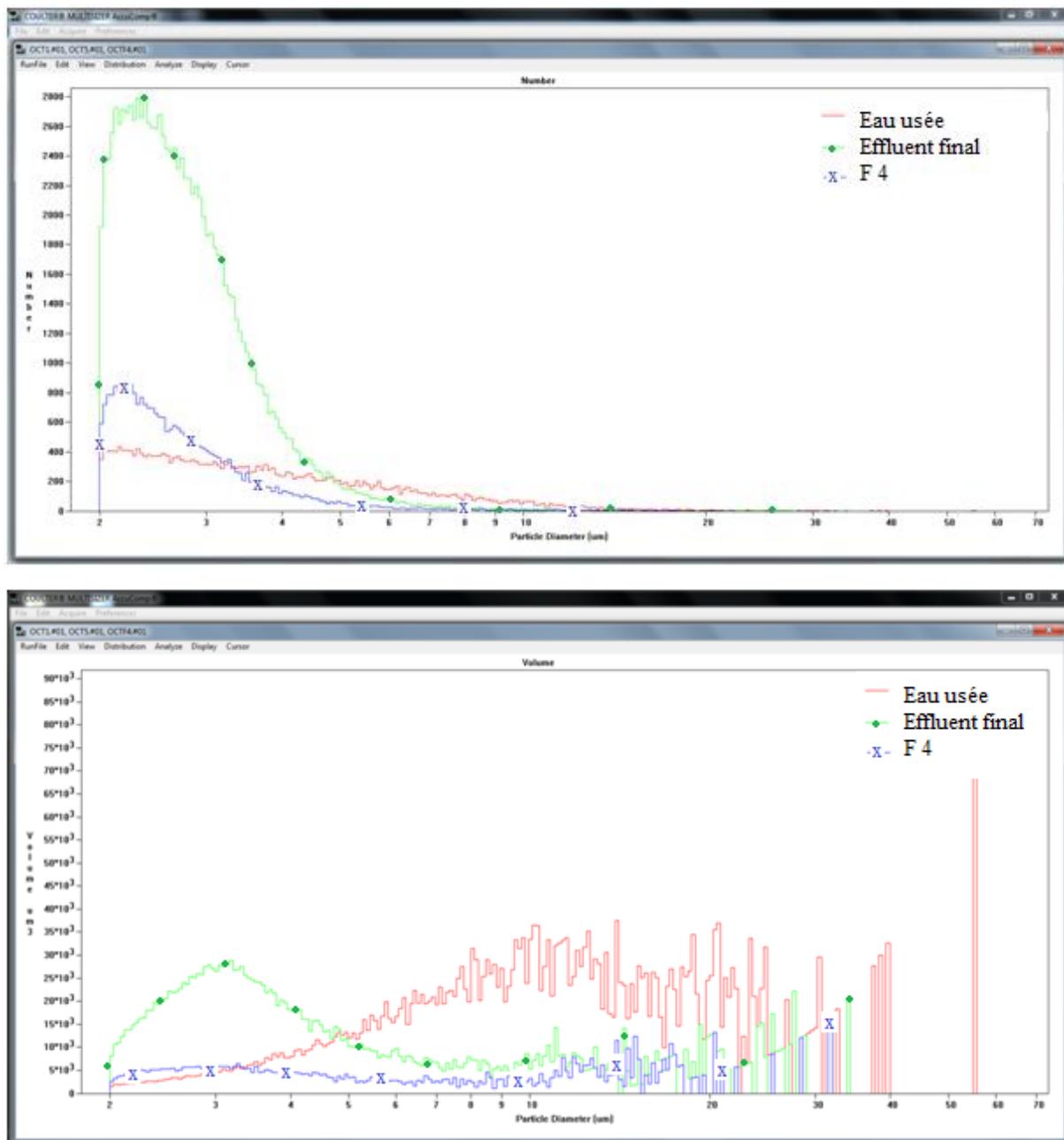


Figure 48 : efficacité du filtre 4 dans la réduction de la densité du phytoplancton dans l'effluent final.

L’analyse par Coulter Multisizer II permet de visualiser une bonne élimination des particules (cellules phytoplanctoniques) dans l’effluent après filtration sur les filtres 3 et 4.

Le troisième filtre a été testé au mois de Septembre où le peuplement phytoplanctonique a été majoritairement composé de *Chlorella* et d’*Euglena* dont on observe les pics sur la courbe verte. Après filtration, la courbe bleue montre une nette atténuation de ces deux pics, ce qui témoigne de l’élimination de la majorité des cellules algales qui y correspondent. Le nombre de particules (ptc) est passé de $1,35 \cdot 10^7$ ptc/mL à $4,33 \cdot 10^6$ ptc/mL, tandis que le biovolume est passé de $3,62 \cdot 10^8 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $8,83 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{mL}$. La persistance d’un

petit pic entre 8 et 15 μm indique que certaines cellules d'*Euglena* arrivent à passer à travers le filtre malgré leur importante taille.

Le 4^{ème} essai de filtration s'est fait pendant le mois d'Octobre. En cette période de l'année, le dernier bassin est colonisé majoritairement par des Cyanobactéries filamentueuses (*Oscillatoria* et *Pseudoanabaena*), de *Chlorella* et d'*Euglena*. Dans cet essai également, l'efficacité de filtration est importante et est démontrée par une importante atténuation du pic. Le nombre de particules compté par Coulter Multisizer est passé de $5,25 \cdot 10^6$ ptc/mL à $2,68 \cdot 10^6$ ptc/mL. En biovolume, on est passé de $1,13 \cdot 10^8 \mu\text{m}^3/\text{mL}$ à $7,45 \cdot 10^7 \mu\text{m}^3/\text{mL}$.

3 – Essais d'auto-floculation :

L'autoflocculation des micro-algues a été étudiée par plusieurs auteurs dont BENEMANN et al. (1980) et LAVOIE & DELANOÜE (1984 ; 1987) qui ont montré que ce phénomène est associé à une augmentation en valeur pH suite à l'activité photosynthétique. Ces conditions alcalines favorisent la co-précipitation des ions Mg^{2+} , Ca^{2+} , PO_4^{3-} et HCO_3^- avec les cellules algales. Selon OSWALD et al. (1975), l'autoflocculation dépend de l'intensité lumineuse et de l'agitation. Pour ces mêmes auteurs, il y a formation d'agrégats qui décantent dépendamment de la composition chimique (Mg^{2+} , Ca^{2+} , PO_4^{3-}) et du pH qui doit dépasser la valeur de 10.

Dans ce travail, nous avons procédé par une simulation du phénomène d'autoflocculation des micro-algues. Un jar-test de 6 bêchers a permis de tester la variation du pH et des concentrations de Ca^{2+} et de PO_4^{3-} sur l'efficacité de l'autoflocculation.

Les essais ont été effectués sur un effluent caractérisé par une importante teneur en chlorophylle ($1740 \mu\text{g/L}$) et une prolifération de Cyanobactéries (*Oscillatoria* et *Pseudoanabaena*), de *Chlorella* et d'*Euglena*. Au midi solaire, l'oxygène dissous est de $4,22 \text{ mg/L}$, la température de l'eau est de $23,3^\circ\text{C}$ et la conductivité est de $2830 \mu\text{s/cm}$.

L'efficacité de flocculation (ou le taux de flocculation) est calculée par la différence entre la densité optique de l'effluent initiale (le premier bêcher sert de témoin et ne subit aucun traitement) et celle des surnageants obtenus après flocculation et décantation des flocs selon l'expression suivante:

$$\text{Efficacité} = [(\text{DO}_0 - \text{DO}_i) / \text{DO}_0] \times 100$$

Avec DO_0 = densité optique de l'effluent initial à 695nm.

DO_i = densité optique du surnagent après flocculation/décantation à 695 nm.

a- Premier essai : variation de la concentration des ions Ca^{2+} :

Au premier essai de flocculation, c'est la concentration en ions Ca^{2+} qui a été variée, celle de PO_4^{3-} a été maintenue à 0,1 mmol/L et le pH maintenu à une valeur de 11. Ce choix de valeur pH a été fait tenant compte du fait que l'activité photosynthétique y est maximale (DEKAYIR, 2007).

Le tableau 8 représente les résultats du premier essai de flocculation par jar-test.

L'efficacité de la flocculation varie de 11 à 41%. La meilleure performance a été observée à 2,5 mmol/L de Ca^{2+} . Au-delà de cette valeur, l'efficacité de flocculation diminue.

La flocculation est très faible pour des concentrations de Ca^{2+} inférieures ou égales à 1,5mM.

Tableau 8 : Premier essai de flocculation par variation de la concentration des ions Ca^{2+} .

	Témoin	1	2	3	4	5	6
Volume échantillon (mL)	200	200	200	200	200	200	200
[Ca^{2+}] (mmol/L)	-	1	1,5	2	2,5	3	3,5
[PO_4^{3-}] (mmol/L)	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
pH	8,5	11	11	11	11	11	11
Efficacité (%)	-	11	17	36	41	33,6	32,5

La meilleure performance de flocculation pour cet essai (bêcher numéro 4) permet un abattement de turbidité de l'ordre de 64,56%. Celle-ci est passée de 147 NTU à seulement 52,1 NTU après flocculation et décantation des micro-algues.

Notons que, pour une concentration de PO_4^{3-} de 0,1mM, BADRI (1998) a obtenu une efficacité maximale de flocculation de 90,6% à une concentration de Ca^{2+} de 3,2 mM. Ces résultats se rapprochent de ceux de DEKAYIR (2007) qui, à une même concentration de PO_4^{3-} obtient un maximum de flocculation de 90% à 3 mM des ions Ca^{2+} . BADRI (1998) comme DEKAYIR (2007) ont travaillé sur un effluent de Chenal Algal à Haut Rendement.

b- Deuxième essai : Variation de la concentration des ions PO_4^{3-} :

Le tableau 9 représente les résultats du deuxième essai jar-test, où il est question de variation de la concentration des ions PO_4^{3-} , le pH est toujours maintenu à 11 et la concentration des ions Ca^{2+} à 2,5 mmol/L.

Tableau 9: Deuxième essai de flocculation par variation de la concentration des ions PO_4^{3-} .

	Témoin	1	2	3	4	5	6
Volume échantillon (mL)	200	200	200	200	200	200	200
$[\text{Ca}^{2+}]$ (mmol/L)	-	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
$[\text{PO}_4^{3-}]$ (mmol/L)	-	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3
pH	8,5	11	11	11	11	11	11
Efficacité (%)	-	5,45	33	36	49,1	63,4	30,4

Le deuxième essai jar-test montre qu'on obtient une efficacité de flocculation plus importante à une concentration en ions PO_4^{3-} de 0,25 mmol/L. La mesure de densité optique à 695 nm y révèle une efficacité de 63,4%, et celle de la turbidité une efficacité de 80,06%. Le bêcher numéro 4 ($[\text{PO}_4^{3-}] = 0,2$ mmol/L) indique une efficacité assez importante de flocculation (49,1%) et une diminution de 76% de turbidité.

A une concentration de Ca^{2+} fixée à 2,5 mM, DEKAYIR (2007) a obtenu une efficacité maximale à 0,1 mM de PO_4^{3-} . LAVOIE & DELANOUÉ (1987) ont obtenu des résultats plus proches des nôtres avec une meilleure flocculation à 2,5 mM de Ca^{2+} et 0,2 mM de PO_4^{3-} . BADRI (1998) a également noté une meilleure efficacité à 0,2 mM de PO_4^{3-} . Celle-ci a atteint les 93%.

c- Troisième essai : Variation des valeurs pH :

Ayant choisi les concentrations à meilleure efficacité de flocculation (2,5 mM pour les ions calcium et 0,25 mM pour les ions phosphates), les valeurs pH ont été variées dans le 3^{ème} jar-test. Le tableau 10 en représente les résultats obtenus.

Tableau 10 : Troisième essai de floculation par variation de pH.

	Témoin	1	2	3	4	5	6
Volume échantillon (mL)	200	200	200	200	200	200	200
[Ca ²⁺] (mmol/L)	-	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
[PO ₄ ³⁻] (mmol/L)	-	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
pH	8,5	8,5	9	10	11	12	12,5
Efficacité (%)	—	19,1	39,2	63,3	69,3	92,2	93,2

A partir des résultats représentés dans le tableau 10, il s'avère que plus le pH augmente, plus l'efficacité de la floculation est élevée. La meilleure floculation a eu lieu à pH 12,5 (93,2%), mais un très bon résultat a également été obtenu à pH 12 (92,2%). Ceci nous a permis des abattements respectifs en turbidité de 97,1% et de 95,6%, en Matière en Suspension de 76,2% et de 72% et en Chlorophylle totale de 91% et de 86%. En effet, le surnageant du bêcher numéro 6 ne contient que 50 mg/L de MES et 157,42 µg/L de chlorophylle totale.

Il est à signaler que, vue l'importante quantité de NaOH consommée pour arriver à un pH de 12,5, il est préférable de s'arrêter à une valeur de pH égale à 12.

En élévant la valeur pH à 12, BADRI (1998) a obtenu des taux de floculation plus élevés que ceux obtenus à pH 11, à savoir 93,8% pour des concentrations de 0,1mM de PO₄³⁻ et de 3,2 mM de Ca²⁺, et 95% pour des concentrations de 0,2 mM de PO₄³⁻ et de 3 mM de Ca²⁺.

4- Discussion :

Le phénomène d'autoflocculation est régi, en partie, par les concentrations en ions Ca²⁺ et PO₄³⁻ (SUKENIK & SHELEF, 1984 ; LAVOIE & DELANOÜE, 1987 ; MOUTIN, 1992 ; BADRI, 1998). Il est lié à la précipitation de phosphates de calcium, qui est chargé positivement et qui s'adsorbe à la surface négative des cellules algales, ce qui permet leur agglomération, puis leur flocculation (SUKENIK & SHELEF, 1984). L'augmentation des valeurs pH (SUKENIK & SHELEF, 1984 ; MOUTIN, 1992) ainsi que l'intensité lumineuse (LAVOIE & DELANOÜE, 1987) sont également des facteurs qui contrôlent l'autoflocculation. LAVOIE & DELANOÜE (1984) signalent qu'en plus des facteurs physico-

chimiques, l'état physiologique des algues joue un rôle dans leur aptitude à floculer, qui apparaît maximale de la fin de la phase exponentielle à la phase plateau.

Un maximum de flocculation des micro-algues de l'ordre de 92% est obtenu à une concentration de 0,25 mM de PO_4^{3-} et de 2,5 mM de Ca^{2+} pour un pH de l'ordre de 12. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par LAVOIE & DELANOÜE (1987) qui indiquent les concentrations de 0,2 mM pour PO_4^{3-} et de 2,5 mM pour Ca^{2+} étant celles qui permettent le meilleur rendement. Ils sont également concordants avec les résultats de BADRI (1998) qui a des concentrations préférentielles de 0,2 mM pour PO_4^{3-} et de 3 mM pour Ca^{2+} à un pH de l'ordre de 12.

Cependant, en lagunage naturel comme en Chenal Algal à Haut Rendement, les concentrations en ions orthophosphate et en calcium sont généralement trop basses pour induire une auto-flocculation (LAVOIE & DELANOÜE, 1987). Les valeurs pH ne dépassent que rarement la valeur de 9 ; il est donc nécessaire d'ajouter une base (NaOH dans notre cas) et des sels de calcium et de phosphates à l'effluent pour provoquer la flocculation des micro-algues. Mais il est à noter que cet ajout provoquerait une détérioration de la biomasse récupérée (BADRI, 1998).

V - CONCLUSION :

La biomasse algale est contrôlée, dans une station de lagunage, par plusieurs facteurs, tels que les variables externes: intensité lumineuse, photopériode, température, pH, nutriments, matière organique pour certaines espèces, concentrations en CO₂ et en O₂ et état physiologique des cellules (BOUARAB *et al.*, 2002). RHEE & GOTHAM (1981) suggèrent que l'effet combiné de ces facteurs est plus important que celui de chaque facteur pris séparément.

Tout comme l'a mentionné OUDRA (1990), certaines espèces phytoplanctoniques sont caractérisées par leur présence quasi-permanente dans les bassins de lagunage. Elles appartiennent généralement à des groupes connus par leur adaptation aux conditions de vie difficiles et aux points d'eau eutrophes, à savoir les Volvocales (*Chlamydomonas*), les Euglénophycées (*Euglena*) et les Cyanobactéries (*Pseudoanabaena*, *Synechocystis*). Leur distribution et leur abondance sont déterminées par leur capacité physiologique à s'adapter à l'environnement physique et chimique (HEE-MOCK & RHEE, 1991). La succession des espèces phytoplanctoniques est souvent expliquée par la différence au niveau de leurs constantes écophysiologiques spécifiques (GUERRI *et al.*, 1981).

L'étude quantitative du phytoplancton peut se faire par plusieurs méthodes telles que le dosage des pigments chlorophylliens ou le dénombrement cellulaire. De nos jours, de nouvelles techniques, plus faciles et plus précises, se sont développées comme la cytométrie.

Les appareils utilisés : Le compteur de particules Coulter Multisizer II et le cytomètre en flux Gallios, ont permis l'obtention de résultats précis, concordant avec les autres méthodes de quantification utilisées. Ils permettent également de renseigner sur l'aspect qualitatif de la composante phytoplanctonique. Encore faut-il utiliser ces appareils avec précaution, en s'assurant des résultats obtenus par l'intermédiaire d'autres outils. Il est par exemple, utile de faire une analyse au microscope avant d'utiliser un compteur de particules, pour s'assurer que les matières particulières sont essentiellement composées de cellules algales.

L'utilisation de filtre à sable vertical pour éliminer le phytoplancton produit au niveau de la station de lagunage peut être une solution vis-à-vis de la teneur élevée de l'effluent final en MES. Cependant, le choix de la granulométrie du filtre est important. Un filtre à gravier

s'avère très peu efficace en position verticale, celui-ci est souvent utilisé comme filtre horizontal. Le sable fin, par contre, se colmate rapidement et demande donc beaucoup d'entretien.

La simulation du phénomène d'auto-flocculation des micro-algues a montré un très bon résultat quant à l'amélioration de la qualité de l'effluent. De plus, cette technique de coagulation-flocculation permet la récupération d'une biomasse apte à être valorisée en domaine cosmétique ou d'élevage (aquaculture, bétail...). Ce phénomène est cependant induit par l'ajout de sels de calcium et d'orthophosphate et de solutions basiques, ce qui pourrait fournir une biomasse de mauvaise qualité nutritionnelle (BADRI, 1998). De là vient l'intérêt de déterminer les concentrations minimales de sels pouvant induire une flocculation des micro-algues afin de pouvoir minimiser autant que possible l'ajout de produits chimiques à l'effluent.

CONCLUSION GENERALE

La présente étude représente la première expérience de traitement des eaux usées dans la ville de Figuig. Elle nous a permis d'une part, de déterminer les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées, et d'autre part de vérifier le bon fonctionnement d'une filière de traitement des eaux usées par lagunage naturel, et ce dans un contexte différent par le climat spécifique aride à caractère oasien et par un usage d'eau potable différent.

Les eaux usées produites par les habitants du quartier Ksar Hammam-Foukani à Figuig sont caractérisées par une forte charge organique (220 à 515 mg/L pour la DBO₅) et bactérienne (6,4 à 8,5 Ulog/100mL). La charge bactérienne est généralement plus élevée en été. La charge organique des eaux usées est, quant à elle, maximale en hiver où la consommation en eau est minimale. Ceci se traduit également par des débits d'eau faibles, d'où les concentrations importantes en matière organique.

Les performances épuratrices de la station Hammam-Foukani varient selon la saison. En période de froid l'élimination de la charge organique est maximale alors que la désinfection est faible. En été par contre, une importante poussée phytoplanctonique intervient, par son activité photosynthétique, à l'augmentation des valeurs pH et des teneurs en oxygène dissous, ce qui améliore l'élimination bactérienne dans les eaux traitées. Cependant, cette prolifération se traduit par de fortes teneurs en MES et des valeurs élevées de DBO₅. Les normes de rejets ne sont donc pas toujours respectées vis-à-vis de ces paramètres.

Le phytoplancton, qui est un maillon très influant dans les bassins de stabilisation, a fait l'objet d'étude qualitative et quantitative. 20 taxons ont été répertoriés sur toute la période d'étude. Il a été observé une forte présence des Cyanobactéries dans les bassins de stabilisation de la station Hammam-Foukani, surtout en période estivale et notamment dans les deux premiers bassins (Facultatifs 1 et 2). Les Cyanobactéries les plus présentes sont *Pseudoanabaena* et *Synechocystis*. Les Chlorophycées ont, le plus souvent, été représentées par la Volvocale *Chlamydomonas* qui a proliféré remarquablement dans les eaux des bassins sur toute la période d'étude, sauf pendant les mois de Septembre et Octobre. Une succession de *Chlorella* à *Chlamydomonas* a été observée pendant cette période. En effet, *Chlorella* a connu un bloom important sur la période qui s'étend de Juillet à Octobre, alors qu'elle est absente en période froide.

Dans la présente étude, la Chlorophycée *Scenedesmus* n'a pas été observée, bien que ce soit un genre caractéristique des stations de lagunage (OUDRA, 1990 ; BOUARAB, 2000)

D'autres genres, communément rencontrés dans les filières de lagunage tels que *Micractinium*, *Eugléna* et *Nitzschia* ont été identifiés dans la présente étude.

La prolifération phytoplanctonique est contrôlée essentiellement par les variables physico-chimiques tels que l'intensité lumineuse, la photopériode, la température et le pH, mais aussi par la préation zooplanctonique.

La teneur en matière organique dans l'eau peut également influencer le développement des micro-algues. Une forte charge organique provoque une croissance importante de thiobactéries (le phénomène des eaux rouges), celles-ci empêchent le phytoplancton de bien se développer.

Pour approfondir nos connaissances sur les aspects qualitatif et quantitatif du phytoplancton, nous avons recouru à l'utilisation de nouvelles techniques pour l'analyse du phytoplancton dans la station de lagunage de Hammam-Foukani, à savoir : Le compteur de particules Coulter Multisizer II et le cytomètre en flux Gallios, en plus de la technique habituelle de dénombrement par la cellule de Malassez. L'utilisation des deux premières techniques a permis d'effectuer des analyses simples et précises de la biomasse phytoplanctonique dans la station étudiée. En outre, la cytométrie en flux a également permis d'obtenir des précisions pratiques dans l'étude qualitative du plancton, à savoir la taille, la complexité et la fluorescence des cellules.

A travers notre étude sur la récupération des algues, il s'avère indispensable de procéder, soit à la filtration de l'effluent traité par lagunage sur un filtre de sable, soit à la récupération des algues par induction du phénomène de l'autoflocculation pour une éventuelle valorisation. La filtration sur sable nous a permis près de 60% d'élimination tandis qu'une efficacité maximale de l'ordre de 90% a été enregistrée dans le cas des essais de flocculations.

Malgré qu'elle reçoive de fortes charges organiques et particulières d'une part, et son sous-dimensionnement d'autre part, la station d'épuration de Hammam-Foukani a permis d'avoir de bons rendements pour les paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Il est cependant à noter que des rendements moyens en DBO_5 et en MES sont enregistrés en période estivale. Par conséquent, ces paramètres doivent être pris en considération dans tout projet futur d'assainissement des eaux usées de l'oasis de Figuig.

Références

- **ABELIOVICH A. & WEISMAN D., (1978);** Role of heterotrophic nutrition in growth of algae *Scenedesmus obliquus* in high rate oxidation ponds, *Appl. and environ. Microbiol.* 35: 32-37.
- **ABIS K.L. & MARA D.D., (2004);** The performance of pilot-scale primary facultative waste stabilization ponds in the UK. *The Journal*, 18, (2), 107-111.
- **A.F.E.E., (1976)** (Association Française pour l'Etude des Eaux); Le lagunage, Synthèse bibliographique, *Contrat B.N.I.S.F.*, 155p.
- **AITHAMOU R., BOULAHBAL O. & HADDADI F., (2000);** Impact microbiologique des eaux usées traitées sur le poivron et le maïs fourrager, *Recherche Agronomique*, 7, 77-E INRAA : 77-85.
- **AITNOUH F., KETTAB A., MAHMOUDI H. & OULD BABAH I., (2012);** Le dessalement des eaux dans les pays d'Afrique du nord : Une nécessité incontournable pour le future, *2^{ème} Colloque International sur la Gestion et la Préservation des Ressources en Eau, Les 10, 11 et 12 Mai 2012, Meknès*.
- **AIZAKI M., OTSUKI A. & KAWAI T. (1986);** Relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop in outdoor experimental ponds with continuous flow systems. *Wat. Res.* 20(7): 859-863.
- **AJIR A., (1997);** Contribution à l'étude de la biomasse produite dans un chenal algal au cours de l'épuration des eaux usées : Quelques aspects nutritionnels et toxicologiques, *D.E.S. de 3^{ème} Cycle, Université Mohammed Premier – Oujda, Maroc*, 151p.
- **ANGELLI N., (1979);** Relation entre le plancton et la qualité de l'eau, incidence des polluants sur le profil biologique de quelques canaux et étude comparative des interactions plancton-autoépuration en bassins expérimentaux de lagunage. Doctorat d'état Es-Sciences, *Univ des Sciences et Techniques de Lille*, 277p.
- **ANONYME, (1996) ;** Principaux procédés de désinfection complémentaire, *Techniques Sciences Méthodes*, 2 : 107-113.
- **A.P.H.A., (American Public Health Association), (2005);** Standard Methods for the examination of water and wastewater, Washington. US.
- **AXLER R.P., GERSBERG R.M. & GOLDMAN C.R., (1982);** Inorganic nitrogen assimilation in a subalpine lake, *Limnol. Oceanorg.*, 27 : 53-65.
- **AZOV & SHELEF (1982);** Operation of highrate oxidation ponds: Theory and experiments. *Wat. Res.*, 16: 1153-1160.
- **BADRI R., (1998);** Tests et Appréciations des différentes Techniques de récupération des microalgues *Scenedesmus obliquus* et *Chlorella vulgaris* dans l'optique de leur valorisation, *Mémoire DEA, Fondation Universitaire Luxembourgeoise*, Arlon – Belgique, 137p.

- **BAH LAOUI A., (2000);** Dynamique des écosystèmes d'épuration des eaux usées par lagunage : Analyse spatio-temporelle des effets des facteurs environnementaux, Doctorat d'état Es-Science, *Ecole Mohammadia d'ingénieurs, Université Mohammed V, Rabat, Maroc*, 218p.
- **BALEUX B. & TROUSSELIER M., (1983);** Evolution de bactéries témoins de contamination fécale et de *Pseudomonas aeruginosa* et *Aeromonas hydrophilla* dans un ouvrage d'épuration des eaux usées par lagunage (Mèze). *T.S.M. l'eau, 78^{ème} année*, 7: 361-370.
- **BAMBARA S., (1985);** Evolution des nutriments dans une station de lagunage, *Thèse de 3^{ème} Cycle, Université Rennes I*, 195p.
- **BASSERES A., (1990);** Performances des microphytes et des macrophytes dans l'épuration des effluents organiques à forte charge en Ammoniaque, *Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse*, 339p.
- **BDOUR A. N., HAMDI M. R. & TARAWNEH Z., (2009);** Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region, *Desalination*, 237(1-3): 162-174.
- **BECKER E. W., (1983);** Limitations of heavy metal removal from waste water by means of algae. *Wat. Res.* 17(4): 459-466.
- **beckmancoulter.com, (2011);** Multisizer3 Coulter Counter – Beckman coulter <https://www.beckmancoulter.com/> consulté en October 2011
- **BENCHEKROUN T. & BOUCHAMA M., (1991);** Réutilisation des eaux usées au Maroc. In: *The proceedings of the VIIth Word Congress on Water Resources, Rabat, Morocco*. Vol. B3-35.
- **BENELMOSTAFA S., HALOUI B. & BERRICHI A., (2001);** Contribution à l'étude de la végétation steppique du Maroc oriental : Transect Jerada-Figuig, *Acta Botanica Malacitana*, 26: 295-301.
- **BENSON M., Mc DOUGLAS D. & COFFEY D., (1984);** The application of perpendicular and forward light scatter to assess nuclear and cellular morphology, *Cytometry*, 5: 515-522.
- **BENYAHYA M., BOHATIER J., LAVERAN H., SENAUD J. & ETTAYBI M., (1998);** les virus des eaux usées et leur élimination au cours des traitements des effluents pollués, *L'année Biologique*, 37(2): 95-105.
- **BERDAY N., ZAOUI D., LAMRINI A. & ABI M., (2005);** Impact of feeding activity of silver carp on plankton removal from a high-rate pond effluent, *Water Qual. Res. J. Canada*, 40 (2): 191-201.

- **BERDAY N., ELHAMOURI B., ZAOUI D. & ABI M., (2006);** Utilisation d'un élevage de carpes argentées (*Hypophthalmichthys molitrix val.*) et commune (*Cyprinus carpio L.*) pour l'élimination du plancton de l'effluent d'une station d'épuration de type technologie des bassins à haut rendement, *Minbar Al-Jamiaa, Acte du Colloque International sur la Gestion et la Préservation des Ressources en Eau, Meknès, les 24 et 25 Septembre 2004*, (6): 47-62.
- **BERDAY N. & GHALLABI N., (2012);** Evaluation de la qualité microbiologique du poisson élevé dans l'effluent d'un système de traitement par lagunage, *2^{ème} Colloque International sur la Gestion et la Préservation des Ressources en Eau, Les 10, 11 et 12 Mai 2012, Meknès*.
- **BERRADA R., (1993);** La fluorescence variable comme moyen de suivi de l'activité photosynthétique dans un chenal algal à haut rendement. *Thèse de Doctorat d'état en Es-Sciences appliquées, Ecole Mohammedia des Ingénieurs, Université Mohammed V, Rabat*, 120p.
- **BERHET B., (1979);** Facteurs influant sur l'oxygénéation des bassins de lagunage de station d'épuration, avantage et inconvénients d'aérateurs. *TSM l'eau, Août-Septembre*, 8-9: 463-469.
- **BERNA L.M., TORRELLA F.SOLER A., SAEZ L., LLORENS M. & MARTINEZ I., (1986);** estudio de la autodepuracion microbiologia y fisico-quimica de aguas residuales por lagunaje profundo, *Anales de Biología*, 10(2):49-59.
- **BIANCHI F., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BERTON A., BOLDRIN A., CAMATTI E., CASSIN D. & COMASCHI A., (2003);** Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice, *Marine Pollution Bultin*, 46: 964-971.
- **BOKIL S.D. & AGRAWAL G.D., (1977);** Stratification in laboratory simulation of shallow stabilization ponds, *Wat. Res.*, 11: 1025-1030.
- **BONTOUX J. & PICOT B., (1994);** Possibilités et limites des bassins lagunaires dans l'épuration des eaux usées. *Water Pollution Research Journal of Canada*, 29(4): 545-556.
- **BORREGO J.J., ARRABEL F., DEVICENTE A., GOMEZ L.F. & ROMERO P., (1983);** Study of microbial inactivation in the marine environment, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 55: 297-302.
- **BORREGO J.J., MORIÑIGO M.A., DEVICENTE A., CORNAX A. & ROMERO P., (1987);** Coliphages as indicator of fecal pollution in water. Its relationship with indicator and pathogenic microorganisms, *Wat. Res.*, 21: 1473-1480.
- **BORREGO J.J., CORNAX R., MORIÑIGO M.A., MARTINEZ-MANZANARES E. & ROMERO P., (1990);** Coliphages as indicator of fecal pollution in water. Their survival and productive infectivity in natural aquatic environments, *Wat. Res.*, 24: 111-116.

- **BOROWITZKA M.A., (1998);** Limits to Growth in Wastwater treatment with algae, *Wong Y.S. & Tam N.L.Y.(Eds), Springer-Verlag and lands Bioscience* : 203-226.
- **BOUARAB L., (1988);** Evolution des bactéries pathogènes : *Salmonella* et *Aeromonas* en comparaison avec les bactéries témoins de contamination fécale dans les bassins expérimentaux d'épuration par lagunage sous climat aride à Marrakech, *Thèse de 3^{ème} Cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech*, 99p.
- **BOUARAB L. & DAUTA A., (1997);** Activité hétérotrophe d'une microalgue isolée des bassins de lagunage naturel : *Micractinium sp.* (Chlorophycée), *Acte de la cinquième conférence internationale des limnologues d'expression française*, Namur Belgique 7 au 11 Juillet.
- **BOUARAB L., (2000);** Dynamique et rôle des algues phytoplanktoniques dans le traitement des eaux usées (station pilote de lagunage naturel de Ouarzazate-Maroc), *Thèse Doctorat d'état es-sciences, Faculté des sciences Semlalia-Marrakech*, 207p.
- **BOUARAB L., LOUDIKI M., DAUTA A., (2002);** Croissance en autotrophie et en mixotrophie de la microalgue *Micractinium pusillum Fres* isolée d'un lagunage naturel: influence de la lumière et de la température. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(1): 73-86.
- **BOUGUENOUCHE B, ELHOUAT S. & ZIAD A., (2012);** Stratégie Nationale de l'eau, In : Recueil des résumés, *2^{ème} Colloque International sur la Gestion et la Préservation des Ressources en Eau, 10, 11 et 12 Mai 2012, Meknès – Maroc*, 226p.
- **BOUHOUM & SCHWARTZBROD, (1989);** Quantification of helminth eggs in wastewater, *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin* 188: 322–330.
- **BOURRELLY P., (1970);** Algues d'eau douce ; Initiation à la systématique. Tome III : Les Algues bleues et rouges, les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. *Edition N.Boubée & Cie*, 572 p.
- **BOURRELLY P., (1972);** Les Algues d'eau douce ; Initiation à la systématique. Tome I : Les Algues vertes. *Edition N.Boubée & Cie*, 512 p.
- **BOUSSAÏD A., (1987);** Evolution des bactéries pathogènes : *Salmonella* et *Aeromonas* en comparaison avec les bactéries témoins de contamination fécale dans les bassins expérimentaux d'épuration par lagunage sous climat aride à Marrakech, *Thèse de 3^{ème} cycle, Univ. Cadi Ayyad - Marrakech*, 99p.
- **BREIL P. & COMBE M., (1977);** « Le Haut Atlas oriental » in *Ressources en eau du Maroc / Royaume du Maroc, Direction des mines et de la géologie*. Rabat, éd. du service géologique, t. III. pp. 140-159.
- **BROWN S., (1984);** Analysis and sorting of plant material by flow cytometry, *Physiol. Veget.*, 22: 341-349.

- **BUCKSTEEG K., (1983);** Expérience des étangs de stabilisation non aérés en Bavière : Domaine d'utilisation, dimensionnement, Traitement des eaux diluées et construction. *Trib.Cebed.*, 481(36) : 533-540.
- **BURAS N., DUEK L., NIV S., HEPHER B. & SANDBANK E., (1985);** Microbiological aspect of fish grown in treated wastewater, *Wat. Res.*21 (1): 1-10.
- **CADWELL D.H., (1946);** Sewage oxidation ponds: performance, operation and design. *Sewage Works J.*, 18: 433-458.
- **CAPBLANCQ J., THEBAULT J.M. & JRAD A., (1988);** Relation entre la lumière et la photosynthèse dans un réservoir mésotrophe (Pareloup): Variations saisonnières des paramètres, *Annls. Limnol.*, 24: 39-48.
- **CARON D.A., PICK F.R. & LEAN D.S.R., (1985);** Chroococcoïd cyanobacteria in Lake Ontario: Seasonal and vertical distribution during 1982, *J. Phycol.*, 21: 171-175.
- **CATTOPADHYAY G.N., SAHA P.K., GHOSH A. & KARMAKAR H.C., (1988);** A study on optimum BOD levels for fish culture in wastewater ponds, *Biological wastes*, 25: 79-85.
- **CHEFTEL J.C., CUQ J.L. et LORIENT D., (1985);** Nouvelles ressources protéiques, Dans Protéine Alimentaires, Techniques et documentation, Lavoisier Paris, 120p.
- **CHIFAA A., (1987);** Etude de la dynamique des peuplements phytoplanctoniques et interaction avec la qualité de l'eau en bassins expérimentaux de lagunage sous climat aride-Marrakech, *Thèse de troisième cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech*, 140 p.
- **CID, Conseil Ingénierie et Développement (2006);** Avant-projet Sommaire, étude d'impact sur l'environnement relative à l'assainissement liquide du centre de Figuig, 110p.
- **CURDS C.R., (1993);** Interactions protozoaires, batteries dans les méthodes aerobies de traitement des eaux usées, *Udes. Ann. Biol.* (32): 1-2.
- **DABBADIE L. (1992);** Culture intensive de microalgues sur lisier de porc : performances, contraintes, utilisation des biomasses, Diplôme d'Agronomie Approfondie, *Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier*, 125p
- **DARLEY J., (2002);** Traitement et réutilisation des eaux usées urbaines. Synthèse des travaux de recherches scientifiques de la Faculté des Sciences Semlalia à Marrakech et applications pratiques, 82 p.
- **DARTEVELLE Z. & VLAYEN P., (1981);** Antibiose bactérienne dans les sédiments, *Bull. Int. R. Sci. Nat. Belg.*, 53: 1-14.

- **DAUTA A., (1982);** Conditions de développement du phytoplancton. Etude comparative du comportement de huit espèces en culture. 1. Détermination des paramètres de croissance en fonction de la lumière et de la température. *Annls. Limnol.*, 18(3): pp 217-262.
- **DAVOUST P., MORIN D., PERSON A. & PERSON J.J. ,(1985);** Evolution des paramètres physico-chimiques dans le traitement des eaux résiduaires par combinaison d'un lagunage aéré et d'un lagunage naturel, *TSM l'eau, 80^{ème} année*, 2: 105-109.
- **DEKAYIR S. (2007);** Gestion, récupération et valorisation de la biomasse produite dans une filière d'épuration des eaux usées par Chenal Algal à Haut Rendement, *Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgique*, 184p.
- **DE LA NOÜE J. & PROULX D., (1986);** Intérêt des biomasses d'algues et d'invertébrés obtenus par recyclage, *Entropie*, 130/131: 17-32.
- **DELANOUE J., PROULX D., GUAY R., POULIOT Y. & TURCOTTE J., (1986);** Algal biomass production from wastewater and swine manure: nutritional and safety aspects, In *Microbiol. Biomass Protein*, Eds. Moo-young and Gregory, Elsevier Applied Science, London, 141-145.
- **DENOYELLES Jr. R. (1976);** Factors affecting phytoplankton distribution in double-Cell sewage lagoon, *J. Phycol.*, 31: 174-181.
- **DE PAUW N., DE LEENHEER L. Jr., LAUYERS P., MORALES J. & REARTES J., (1980);** Culture d'algues et d'invertébrés sur déchets agricoles, In R. Billard (ed.), *La Pisciculture en étang*, pp 189-214 (Paris, INRA).
- **DERRAZ K., ELALAMI R., ATIKI I. & MHAMDI M.A., (2003);** Composition biochimique du zooplancton crustacé et broutage du phytoplancton et des protistes ciliés dans un réservoir récemment mis en eau (Sahela – Maroc), *Comptes rendus Biologie*, 329: 761-770.
- **DRAKIDES C. (1983) ;** Lagunage à charge estivale, épuration des eaux usées urbaines, fonctionnement, conception. *Agence de bassin Rhône. Méditerranée-corse*, 1948.
- **EDELINE F., (1980);** L'épuration biologique des eux usées résiduaires : Théorie et Technologie, *CEBEDOC, Liège*, 299p.
- **EL ADDOULI J., CHAHLAOUI A., BERRAHOU A., CHAFI A., ENNABILI A. & KARROUCH L., (2009a);** Influence de rejets d'eaux usées sur les qualités physicochimique et bactériologique d'eaux utilisées en irrigation, *déchets*, *Revue francophone d'écologie industrielle*, 56 (4): 23-28.
- **ELADDOULI J., CHAHLAOUI A., BERRAHOU A., CHAFI A., ENNABILI A. & KARROUCH L. (2009b);** Influence des eaux usées utilisées en irrigation sur la qualité des eaux de l'oued Bouishak – Région de Meknès (centre sud du Maroc), *Rev. Microbiol. Ind. San.et Environn.*, 3 (1): 56-75.

- **ELHACHEMI M. Er., (2005);** Association de l’Ozone, des ultraviolets et des ultrasons pour le traitement d’effluents à forte charge organique, *Thèse de Doctorat, Ecole Supérieure d’Ingénieurs de Chambéry, Université de Savoie*, 135p.
- **ELHACHEMI O., OUDRA B., TORRENS A., SALGOT M. & ELHALOUANI H., (2009);** Traitement des eaux usées de l’Oasis de Figuig par lagunage facultatif : étude qualitative et quantitative du phytoplancton, *Congrès international MICROBIOD, 2 au 5 Novembre*, Marrakech.
- **ELHACHEMI O., ELHALOUANI H., MEZIANE M., TORRENS A., SALGOT M. & SBAA M., (2012);** Etude des performances épuratrices dans une station de traitement des eaux usées par lagunage en climat désertique (Oasis de Figuig-Maroc) : Aspect bactérien et organique, *Rev. Microbiol. Ind. San et Environn.*, 6 (1): 84-97.
- **ELHALOUANI H., PICOT B., CASELLAS C., PENA G. & BONTOUX J., (1993);** Elimination de l’azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement, *Revue des Sciences de l’Eau*, 6 : 47-61.
- **ELHALOUANI H. (1995);** Réutilisation des eaux usées en agriculture et leur impact sur l’environnement: Cas de la ville d’Oujda, *Thèse de Doctorat ès-Sciences, Faculté des Sciences, Univ. Mohammed Premier, Oujda*, 193p.
- **ELLIS K. V., (1983);** Stabilization ponds: Disign and Operation, *Critical Reviews in Environmental Control*, 13 (2): 69-102.
- **Ens-lyon.fr (2011);** principe de fonctionnement du cytomètre de flux, <http://acces.ens-lyon.fr/acces/logiciels/externes/winmdi/didacticiel-de-winmdi/cytometr.htm>, consulté en Novembre 2011.
- **ESSATARA M’B., MOUNDIB R., EL HAMOURI B. & ETTALIBI M., (1993);** Algal biomass harvested from a High Rate Algal Pond, Biochemical and nutritional values, *Actes. Inst. Agron. Vet.(Morocco)*, 13(1): 5-13.
- **ERGASHEV A. E. & TAJIEV S. H. (1986);** Seasonal variation of phytoplankton in series of waste treatment lagoons (Chmkent, Central Asia) ; Artificial inoculation and role of algae in sewage purification. *Int. Res. Der. Ges. Hydrobiol.* 17 (4): 545-555.
- **FARRAR W.V., (1961);** Tecuitlatt, a glimpse of Aztec food technology, *Nature*, 211:341.
- **FAUCHER O., COUPAL B. & LE DUY A., (1979);** Utilization of sea water-urea as a culture medium of *Spirulina maxima*, *Can. J. Microbiol.*, 25: 752-759.
- **FEUILLADE J. & FEUILLADE M., (1972);** Distribution et corrélation des principales variables hydrobiologiques dans un lac eutrophe (Nantua 1969-1972), *II Colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région du Rhône Alpes*, Lyon.

- **Figuierville.com, (2011);** current weather conditions at Figuig, Maroc, <http://www.figuigville.com/meteo.htm>, consulté en Novembre 2011.
- **FINANCE C., (1985);** Facteurs biologiques d'épuration des eaux: 31-78, In G. MARTIN "Point sur l'épuration et traitement des effluents (eau-air), 2.2 Bactériologie des milieux aquatiques. 278p.
- **FINDLAY D.L. & KLING H.J., (1990);** Protocol for measuring biodiversity: Phytoplankton in freshwater, Department of Fisheries and Oceans, *Freshwater, institute, Univ. Crescent*, 19p.
- **FINDLAY D.L., (1994);** The relationship between nitrogen fixation and heterocyst abundance in lake 227 and its relevance to the nitrogen budget. *Journal Canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 51: 2254-2266.
- **FOGG G.E., (1973);** Phosphorus in primary aquatic plants. *Wat. Res.*, 7:77-91.
- **FOLKMAN Y. & WACHS A.M., (1973);** Removal of algae from stabilization pond effluent by lime treatment, *Wat. Res.*, 7: 419-435.
- **FOTT B., (1969);** Studies in Phycology, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- **FOUAD S., HEBABAZE S., MOUTAYEB Z., COHEN N. & CLAIDA M., (2012);** Influence des eaux usées de Mediouna (Nord-Est de Casablanca) sur la qualité des eaux de l'oued Hassar, *2^{ème} Colloque International sur la Gestion et la Préservation des Ressources en Eau, Les 10, 11 et 12 Mai 2012, Meknès*.
- **FQIH BERRADA D, BERRADA R, BENZEKRI A. & JABRI E., (2000);** Évolution saisonnière des peuplements phytoplanctoniques dans le lac-réservoir El Kansera (Maroc), en relation avec certains paramètres abiotiques et biotiques, *Hydroécol. Appl.* 12, (1-2): 207-231.
- **FRANCISCO P. & REY J. (1994);** Etude du peuplement zooplanctonique de la retenue de Pareloup (Aveyron, France), *Hydroecol. Appl.*, 6 (1-2): 175-196.
- **FRITZ J.J., MEREDITH D.D. & MIDDELTON A.C. (1980);** Non steady state bulk temperature determination for stabilization ponds, *Wat. Res.* 14 (5): 413-420.
- **GHOSH A., RAO L.H. & SAHA S.K. (1980);** Culture prospects of *Sarotherodon mossambicus* in small ponds fertilized with domestic sewage, *Journal of Inland Fisheries Society of India*, 12 (2): 74-80.
- **GUNATILAKA A., (1982);** Phosphate adsorption kinetics of resuspended sediments in shallow lake, Neusiedlersee, Austria, *Hydrobiologia*, 91: 293-298.
- **GLOYNA E.F., (1972);** Waste stabilization ponds, *W.H.O.*, Geneva, 185p.
- **GOLDMAN J.P., (1979);** Outdoor algal mass cultures I, Applications, *Wat. Res.*, 13: 1-19.

- **GOLTERMAN H.L., (1988);** The calcium and iron bound phosphate phase diagram, *Hidrobiologia*, 159: 149-151.
- **GREEN B.F., OSWALD W.J., (1993);** Engineering strategies to enhance microalgal use in wastewater treatment. 2nd IAWQ International Specialist Conference on waste stabilization ponds and the reuse of pond effluents, California: 20-29.
- **GUERRI M.M., (1980);** Cinétique d'assimilation et de croissance de *Scenedesmus carsus* : étude expérimentale et modélisation, *Thèse de 3^{ème} cycle. Toulouse*, 226p.
- **GUERRI M.M., BRUNEL L. & DAUTA A., (1981);** Interaction de la lumière et de la température sur le taux de croissance de *Scenedesmus crassus*, *Annales de Limnologie*, 17(2): 97-104.
- **HALVER J.E., (1972);** Fish nutrition, *Academic Press, New York*, 713p.
- **HAMDAN I.Y., (1983);** Production of Single Cell Protein from hydrocarbon feedstocks, in the processing of the international Symposium (Algiers) on Single Cell Proteins from hydrocarbons for animal feeding. Ed. HAMDAN I.Y.: 17-19.
- **HAMMOU N., PICOT B. & BONTOUX J (1995);** Les dépôts sédimentaires en lagunages à microphytes : évolution des quantités, des caractéristiques physico-chimiques et des charges en métaux lourds, *Environmental Technology*, 13: 647-655.
- **HARPER D., (1992);** Eutrophication of freshwater, principles, problems and restoration, *Chapman et Hall, London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras*, 327p.
- **HARRIS G.P., (1978);** Photosynthesis productivity and growth: The physiological ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeben. Limnol.*, 10, pp 1-171.
- **HECQ H.G. & GOFFART A., (2007);** II-Diversité de l'écosystème planctonique de la baie de Calvie, *Projet référenciel en baie de Calvie, Agence de l'eau RMC*, 27p.
- **HEE-MOCK O. & RHEE G.Y., (1991);** A comparative study of microalgae isolated from flooded rice paddies: light-limited growth, C fixation, growth efficiency and relative N and P requirement, *Journal of Applied Phycology*, 3: 211-220.
- **HICKLING C.F., (1971);** Fish culture, *Faber and Faber, London*, 317p.
- **Holistikhealth.com, (2011) ; <http://www.holistikhealth.com/>**, consulté en Octobre 2011.
- **HOWARD G. & STEPHEN, P., (2003);** Risk Factors Contributing to Microbiological Contamination of Shallow Groundwater in Kampala, Uganda. *Wat. Res.*, 37: 3421-3429.
- **HUMENIK F.J. & HANNA G.P., (1971);** Algal-bacterial symbiosis for removal and conservation of wastewater nutrients, *J.W.P.C.F.*, 43 (4): 580-594.

- **HUTCHINSON G.E., (1967);** A treatise on limnology. Vol. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. *J. Wiley & Sons, New York.* 1115p.
- **JENNY DONASCIMENTO M., (1987);** Microorganism removal in waste stabilization ponds in Portugal, *Wat. Sci. Tech.*.19(12): 141-144.
- **JOHN D.M., WHITTON B.A. & BROOK A.J., (2001);** The Freshwater Algal Flora of the British Isles, An identification Guide to freshwater and terrestrial algae, *Cambridge University Press*, 710p.
- **JONES, J.G., (1977);** The effect of environmental factors on estimated viable and total population of planktonic bacteria in lake and experimental enclosure. *Freshwater Biology*, 7: 67-91.
- **JONES P.H. & TASFI L., (1987);** The effects of applied direct currant on biological phosphorus uptake, *Wat. Res.*, 21(6): 723-724.
- **KALF J. & WATSON S., (1986);** Phytoplankton and its dynamics in tow tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison, *Hydrobiologia*, 138: 161-176.
- **KALISZ L., (1973a);** Role of algae in sewage purification. I. Oxygen production, *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20(3): 389-412.
- **KALISZ L., (1973b);** Role of algae in sewage purification .II. Nutrient removal, *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20(3): 413-434.
- **KAMENTSKY L.A., MELAMED M.R. & DERMAN H., (1965);** Spectrophotometric: new instrument for ultrarapid cell analysis, *Science*, 50: 530-631.
- **KAMENTSKY L.A. & MELAMED M.R., (1967);** Spectrophotometric cell sorter, *Science*, 156: 1364-1365.
- **KANKAALA P., (1988);** The relative importance of algae and bacteria as food of *Daphnia longispina* (Cladocera) in a polyhumic lake, *Freshwater Biology*, 19: 285-296.
- **KAWAGUCHI K., (1980);** Microalgae production system in Asia, In Algal Biomass Production and Use, Shelef G. & Soeder C.J. Eds., *Elsevier/North Holland Biomedical Press*, 852p.
- **KAWAI H., JUREIDINI P., DA CONCEICAO NETO J., MOTTER O.F. & ROSSETTO R., (1987);** The use of algal-microcrustacean polyculture system for domestic wastewater treatment, *Wat. Sci. Tech.* 19 (12): 65-70.
- **KAWAY H., GRIECO V.M. & JUREIDINI P., (1984);** A study of treatability of pollutants in High Rate Photosynthetic Ponds and the utilization of the proteic potential of algae which proliferate in the ponds, *Env. Tech. Let.*, 5: 505-516.

- **LAHLOU A., (2007);** Water and wastewater purification in North Africa, *Congrès international Eau et Déchets, Université Mohammed Premier, Oujda, Maroc.*
- **LALIBERTE G. & DE LANOÜE J, (1993);** Auto, hetero and mixotrophic growth of *Chlamydomonas humicola* (Chlorophyceae) on acetate, *J. Phycol.* 29: 612-620.
- **LAMRANI H. & CHAHLAOUI A., (2012) ;** Caractérisation de la qualité physico-chimique et biologique de l'oued Boufekrane, Région de Meknès (Centre-Nord du Maroc), In : Recueil des résumés, *2^{ème} Colloque International sur la Gestion et la Préservation des Ressources en Eau*, 10, 11 et 12 Mai 2012, Meknès – Maroc, 226p.
- **Lavieeco.com (2012);** <http://www.lavieeco.com/news/economie/maroc-70-litres-d-eau-par-habitant-et-par-jour-usa-600-litres--22228.html>, consulté en Mai 2012.
- **LAVOIE A. & DELANOUE J., (1984);** Récupération de microalgues en eaux usées : étude comparative des différents agents floculants, *Can. J. Civ. Eng.* 11 : 266-272.
- **LAVOIE A. & DELANOUE J., (1987);** Harvesting of *Scenedesmus obliquus* in wastewater: Auto-Or Bioflocculation ?. *Biotechnology and Bioengineering*, 30: 852-859.
- **LECLERC H., (1981);** Les bioindicateurs bactériens de santé publique en milieu aquatique, P. 18-52, In : Gauthier-Villar (eds.), « Dynamique de population et qualité de l'eau ».
- **LECOHU R., COMOY N., GUITARD J. & BRABET J., (1991);** Périodicité du phytoplancton dans un réservoir de moyenne profondeur : Le lac Pareloup (massif central, France) : un exemple de succession cyclique, *Annls. Limnol.*, 27 (3) : 197-214.
- **LECOHU R., BRABET J., GUITARD J. & COMOY N., (1994);** Evolution temporelle et spatiale du phytoplancton dans le réservoir de Parelou. *Hydroecol. Appl.*, 6 (1-2) : 139-151.
- **LIANG Y., CHEUNG R.Y.H. & WONG M.H., (1999);** Reclamation of wastewater for polyculture of freshwater fish: Bioaccumulation of trace metal in fish, *Wat. Res.*, 33 (11): 2690-2700.
- **LINCOLN E.P. & HILL D.T., (1980);** An integrated microalgae system, In Algae Biomasse production and use, *Shelef G. & Soeder C.J. (Eds), Elsevier/ Northg-Holland Biomedical Press*, 852p.
- **LIJKLEMA L., HABEKOTTE B., HOOIJMANS C., AALDERINK R.H. & HAVELAAR A.H., (1987);** Survival of indicator organisms in a detention pond receiving combined sewer overflow, *Wat. Sci. Technol.*, 19: 547-555.
- **LOKEN M.R., SWEET R.G. & HERZENBERG L.A., (1976);** Cell discriminating by multiangle light scattering, *J. Histochem. Cytochem.*, 24: 284-291.

- **Mac DONALDS H.R. & ZAECH P., (1982);** Light scatter analysis and sorting of cells activated in mixed leucocyte culture, *Cytometry*, 3: 55-58.
- **MARA D.D., (1975);** Proposed design for oxidation ponds in hot climate, *Journal of the Environmental Engineering Division*, 101(EE2): 196-300.
- **MARA D.D., SILVA S.A. & CEBALLOS B.S., (1979);** Design verification for tropical oxidation ponds, *J. San. Engng. Div. Proc. Am. Soc. Civil Engrs.* 105: 151-155.
- **MARA D. D., (1980);** Sewage treatment in hot climates, *Ed. John Wiley and Sons.* 168p.
- **MARA D. D. & PEARSON H.W., (1986);** Design manual for waste, W.H.O., *Regional Office for Europe.* 104pp.
- **MARAIIS G.V.R. & SHAW V.A., (1961);** A rational theory for a sewage stabilization ponds in central and south Africa, *The Civil Engineer in South Africa*, 3(11): 1-20
- **MARIN M., (1987);** Accumulation de boues dans les étangs aérés facultatifs, *Sciences et Techniques de l'Eau*, 20 (4): 303-308.
- **MARTIN-LAGARETTE J.L., (2004);** L'eau potable et l'assainissement, *Ed. JOHANET, Paris.* 154p.
- **M.A.T.E.E. (Ministère de l'Aménagement, du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement), (2005);** Décret n° 2-04-553 du 13 hija 1425 (24 janvier 2005) relatif aux déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles ou souterraines, Royaume du Maroc.
- **Mc-CARTHY J.J., WYNNE D. & BERMAN T., (1983);** The uptake of dissolved nitrogenous nutrients by lake Kinneret (Israel) microplankton, *Limnol. Oceanogr.* 27 : 673-680.
- **METEZEAU P., DELAMARE G., RONOT X., LE NOAN-MERDRIGANCE & RATINAUD M.H., (1988);** In La Cytométrie en Flux pour l'étude de la cellule normale ou pathogène (volume 1), *MEDSI/Mc GRAW-HILL.*
- **MEZRIoui N. & OUDRA B., (1998);** Dynamics of picoplankton and microplankton in experimental Wastewater Stabilization Ponds in the arid region of Marrakech, Morocco ; and Cyanobacteria effect on *Escherichia coli* and *Vibrio cholera* survival. In Wastewater treatment with algae, *Wong Y.S. & TAM N.I.Y. (Eds)*, *Springer- Verlag and Land Biosciences*: 165-188.
- **MOLDAVAN A., (1934);** Photoelectric technique for the counting of microscopical cells, *Science*, 80: 188-189.
- **MONTUELLE B., (1988);** Application de la dégradation aerobique de la matière organique des eaux résiduaires – aspect microbiologique, *In : Biologie des eaux : Méthodes et techniques*, Masson, Paris.

- **MOUCHET P., (1986);** Revue des réactions des algues aux micropolluants minéraux et organiques ; conséquences écologique et possibilités d'applications industrielles, *Wat. Res.*, 20 (4): 399-412.
- **MOUDNIB R., (1990);** Contribution à l'étude de la biomasse produite dans un chenal algal à haut rendement : performance dans l'épuration des eaux usées et valorisation nutritionnelle, *D.E.S. de 3^{ème} cycle, Biochimie, Faculté des Sciences, Université Mohammed V, Rabat*, 128p.
- **MOUTIN T., (1992);** Contribution à l'étude du cycle du phosphore dans les écosystèmes lagunaires, *Thèse de Doctorat, Université Montpellier II, USTL*, 251p.
- **MOUTIN T., GAL J.Y., EL HALOUANI H., PICOT B. & BONTOUX J., (1992);** Decrease of phosphate concentration in high rate pond by precipitation of calcium-phosphate, Theoretical and experimental results, *Wat. Res.*, 26 (11): 1445-1450.
- **MÜLLER-WECKER H. & KOFRANYL E., (1973);** Zur bestimmung der biologischen wertigkeit von nahrungsproteinen, 18 Mitt einzeller als zusätzliche nahrungsquelle, *Hoppe seller's Z. Physiol. Chem.*, 354 : 1034-1042.
- **NALEWAJKO & LEAN, (1980);** Phosphorus. In « The physiological ecology phytoplankton »I, *MorrisBlackwell-Oxford ed.*
- **NEEL J.K., Mc-DERMONTT J.H. & MONDAY C.A., (1961);** Experimental lagooning of Raw Sewage at Fayette, Missouri, *Journal WPCF*, 33 (6): 603-641.
- **NEJMEDDINE A. & YATRIBI A., (1997);** Characterization of effluent from the tannery of Marrakech City: impact on the soil and groundwater. *International Conference-Biochemistry of Metals. California, USA.*
- **OLUKANNI D.O. & DUCOSTE J.J., (2011);** Optimization of waste stabilization ponds for developing nations using computation fluid dynamics, *Ecological Engineering*, 37 (2011): 1878-1888.
- **O.M.S., (1989);** L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandation à avisées sanitaires. *Rapport d'un groupe scientifique de l'O.M.S. Organisation Mondiale de la Santé, série de rapports techniques 778.*
- **OREN O. & YECHIELI Y., (2004);** Contamination of Groundwater under Cultivated Fields in an Arid Environment, Central Arava Valley, Israel. *Journal of Hydrology* 290: 312-328.
- **OSWALD W.J., GOTAAKS H. B., LUDWING H. F. & LYNCH V., (1953);** Algae symbiosis in oxidation ponds: III. Photosynthetic oxygenation, *Sewage and Industrial Waste*, 25 (6): 692-705.
- **OSWALD W.J., GOTAAKS H. B., GOULJEK C.G. & KELLEN W.R., (1957);** Algae in waste treatment, *Sewage Ind. Wast.*, 29: 437-457.

- **OSWALD W.J., (1973);** Productivity of algae in sewage disposal, *Solar Energy*, 15: 107-117.
- **OSWALD W.J., (1977);** A syllabus on waste pond fundamentals. BEHS 259. *Biomedical and Environmental Health Sciences School of Public Health. Uni. Of Berkeley*, 112p.
- **OSWALD W.J., LEE E.W., ADAN B. & YAOK H., (1978);** New waste water treatment method yields a harvest of sale-able algae. *W.H.O.Chron.*, 32(9): 349-350.
- **OSWALD W.J., (1995);** Ponds in the twenty-first century, Waste Stabilization Ponds and the reuse of Pond effluents, Selected proceedings of the 2nd International Symposium on Waste Stabilization Ponds and the reuse of pond effluents, *International Association on Water Quality, Water Science and Technology*, 31 (12): 1-8.
- **OUAZZANI N., (1987);** Lagunage expérimental sous climat aride, variation des paramètres physico-chimiques à Marrakech, *Thèse de 3^{ème} cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech*, 84p.
- **OUDRA B., (1987);** Recherche d'une optimisation des méthodes d'étude de la biomasse algale dans les bassins expérimentaux de lagunage à Marrakech, *Mémoire de CEA, Université Cadi Ayyad, Marrakech*.
- **OUDRA B., (1990);** Bassins de stabilisation anaérobie et aérobie facultatif pour le traitement des eaux usées à Marrakech : Dynamique du phytoplancton (Microplancton et Picoplankton) et évaluation de la biomasse primaire. *Thèse de 3^{ème} cycle, Univ. Cadi Ayyad, Marrakech*. 124p.
- **OUFDOU K., MEZROUI N., OUDRA B., BARAKAT M. & LOUDIKI M., (1998);** Effect of extracellular and endocellular products from cyanobacterium, *Synechocystis sp*, on the growth of sanitation system bacteria, *Archiv fur Hydrobiologie*, 90 (125): 139-148.
- **PARTHAD N. M. & RAO N. U., (1974);** Effect of pH on survival of *Escherichia coli*. *Journ. Water Poll. Control. Fed.*, 46 : 980-986.
- **PATIL H.S., G.B. DODAKUNDI & S.S. RODGI, (1975);** Succession in zoo and phytoplankton in sewage stabilization ponds, *Hydrobiologia*, 7 (2): 253-264.
- **PEARSALL W.H., (1932);** Phytoplankton in the English lakes II. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances. *Journal of Ecology* 20: 241-262.
- **PEARSON H.W., MARA D. D., MILLS S. W. & SMALLMAN D.L., (1987);** Factors determining algal population in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance. *Wat. Sci. Tech.* 19 (12): 131-140.
- **PERSONNE J.C. & POTY, F., (1998);** Survival, Transport and Dissemination of *Escherichia Coli* and Enterococci in a Fissured Environment. Study of a Flood in a Karstic Aquifer. *Journal of Applied Microbiology*, 84: 431-438.

- **PESTALOZZI G.H., KOMAREK TREBON J. & FOTT B., (1983);** Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematik und Biologie, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- **PIQUEMAL F., (1990);** Contribution à l'étude écophysiologique de quelques espèces d'algues en culture, *Thèse de Doctorat, Univ. Paul Sabatier de Toulouse*, 137p.
- **POST A.F., COHEN I. & ROMEM E., (1994);** Characterization of two *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae) strains isolated from wastewater oxidation ponds. *J. Phycol.* 30: 950-954.
- **POULIOT Y. & DELANOUÉ J., (1985);** Mise au point d'une installation pilote d'épuration tertiaire des eaux usées par production de microalgues. *Rev. Franç. des sci. de l'eau*, 4: 207-222.
- **PROULX D. & DELANOÜE J., (1985a);** Growth of *Daphnia magna* on urban wastewaters tertiary treated with *Senedesmus* sp., *Aquacul. Engineer.*, 4: 93-111.
- **PROULX D. & DE LA NOÜE J., (1985b);** Harvesting *Daphnia magna* grown on urban tertiary effluent, *Wat. Res.*, 19: 1319-1324.
- **R.E.I.A. (Rapport « Étude Inter-Agence »), (1979);** Lagunage naturel et lagunage aéré ; Procédés d'épuration des petites collectivités, République Française, *Ministère de l'Environnement et du cadre de vie, Agence de Bassin Loire-Bretagne, Ministère de l'Agriculture, Centre Technique de Génie Rural des Eaux et Forêts*, 74p.
- **RASCHKE R.L., (1970);** Algal periodicity and waste reclamation in a stabilization ponds system, *J.W.P.C.F.*, 42 (4): 518-530.
- **REYNOLD C.S., (1984);** The ecology of freshwater phytoplankton, *Cambridge University Press*, London, Beck & Connor, 384p.
- **RHEE G.Y., (1978);** Effects of N/P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition and nitrate uptake, *Limnol. Oceanogr.*, 23(1) : 10-23.
- **RHEE G.Y. & GOTTMAN I.J., (1981);** The effect of environmental factors on phytoplankton growth: Temperature and the interaction of temperature and nutrient limitation, *Limnol. Oceanogr.*, 26 (4): 633-648.
- **RICHARDS F.A. & THOMPSON T.G., (1952);** The estimation and characterization of plankton population by pigment analysis, 1.1. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigments, *J. Mar. Res.*, 11: 156-172.
- **RICHMOND A., (1983);** Phototrophic microalgae, In Biotechnology a comprehensive treatise in 8 volumes, *Ed. REHM H.I. et REED G.*, p. 127-313.

- **RIEU P., (1978);** Le lagunage naturel: étude critique des données actuelles sur le procédés d'investigation de la station d'épuration de Réalmont (Tarn-France), *Rapport Ecole National des Ingénieurs des travaux ruraux et des techniques sanitaires*, 94p.
- **RINGUELET R., (1973);** L'épuration des eaux usées sur les zones littorales méditerranéennes, le lagunage, *TSM l'eau*, 5: 197-210.
- **ROBERT R., (1987);** Intérêt du compteur de particules ZB-ZBI et de l'analyseur C1000 pour la numération des algues unicellulaires de culture, *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.* 49 (3 et 4): 155-163.
- **RODIER J., BAZIN C., BROUTIN J.-P., CHAMBON P. & RODI L., (1986);** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, *Ed. Dunod*, Paris, 1365p.
- **RODIER J., BAZIN C., BROUTIN J.-P., CHAMBON P. & RODI L., (1996);** Analyse de l'eau ; eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer, 8ème édition, Dunod, Paris, 1383p.
- **RODRIGUES A.M. & SANTOS-OLIVERIA J.F., (1987);** High Rate Algal Ponds, Treatment of wastewater and protein productions: Chemical composition of biomass produced from swine wastes, *Wat. Sci. Tech.*, 19(12): 243-248.
- **ROUSSEAU A., (2006);** Les Thallophytes. Cours LS3. 14 p. <http://calamar.univ-ag.fr/deugsv/Documents/Cours/BV-Thallophytes.pdf>. Consulté en Novembre 2006.
- **RUOCHUAN G. & HEINZ G.S., (1995);** Stratification dynamics in wastewater stabilization ponds, *Wat. Res.*, 29 (8): 1909-1923.
- **RYTHER J.H., DUNSTAN W.M., TENOR K.R. & HUGUENIN J.E., (1972);** Controlled Eutrophication from the sea by recycling human wastes, *Bioscience*, 22: 144-152.
- **SALGOT M. & HUERTAS E., (2006);** Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater, Guideline for quality standards for water reuse in Europe, AQUAREC, EVK1-CT-2002-00130, Work package 2, Deliverable D15, 128p.
- **SALGOT M., TORRENS A., CASANOVA P., QUERALT E., ELHACHEMI O., ELHALOUANI H. & GONZALEZ C., (2011);** Proposal for a sustainable wáter resources in the Oasis of Figuig, Morocco, Presented at the *WATEIC International conference, Marrakech*, October 26-26.
- **SANTOS M.C.R. & OLIVIERA, (1987);** Nitrogen transformation and removal in Waste Stabilization Ponds in Portugal; Seasonal variations, *Wat. Sci. Tech.*, 19(12): 123-130.
- **SAUZE F., (1973);** Etude du pouvoir épurateur dans les étangs de stabilisation des eaux usées, *C.E.B.D.E.A.U.*,: 161-177.

- **SAUZE F., (1976);** Données d'expériences récentes sur le lagunage des effluents domestiques, *La technique de l'eau et de l'assainissement*, 360: 15-29.
- **SAUZE F., (1978);** Interaction des algues et des microorganismes dans les milieux pollués, *Industrie alimentaire et agricole*, 95 (11): 1234-1243.
- **SCHLEYPEN P., (1983);** Expérience bavaroise avec les étangs de stabilisation non aérés, résultats d'exploitation, performances en période de temps sec, de temps de pluie et pendant l'hiver, *Trib. Cebedeau*, 26 (481): 541-547.
- **SCHNEITER R.W., MIDDLEBROOKS E.J. & SLETTEN R.S., (1983);** Cold region wastewater lagoon sludge accumulation, *Wat. Res.* 17 (9): 1201-1206.
- **SCOR-UNESCO, (1966);** Determination of photosynthetic pigments, In Seawater, *Report of SCOR UNESCO Working group 17, Paris, Monography, Oceanographic methodology*, 68p.
- **SENEZ J., (1972);** Perspectives alimentaires offertes par les protéines unicellulaires, *Revue Française de Diététique*, 61: 35-39.
- **SEVIN-REYSSAC J., DE LA NOÜE J. & PROULX D., (1995);** Le recyclage du lisier de porc par lagunage, *Technique & Documentation*, Lavoisier (Ed.), 118p.
- **SHARPLESS T., TRAGANOS F. & DARZYNKIEWICZ Z., (1975);** Flow cyto fluorimetry: discrimination between single cells and cell aggregates by direct measurements, *Acta Cytol.*, 19: 577-581.
- **SHELEF G., ORON G. & MORAIN R., (1978);** Economic aspect of microalgal production on sewage, *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.*, 11: 281-294.
- **SHELEF G., (1982);** High-Rate Algal Ponds for wastewater treatment and protein production, *Wat. Sci. Tech.*, 10 14 (1/2): 439-452.
- **SHELEF G. & AZOV, (1987);** High-Rate Oxidation Pond: the Israel experience, *Wat. Sci. Tech.*, 19 (12): 249-255.
- **SHILLINGLAW S.N. & PIETERSE A.J.H., (1977);** Observation on algal populations in an experimental maturation pond system, *Water S.A.*, 3 (4): 183-192.
- **SHILTON A., WALMSLEY N., PEARSON H., PATERSON C., CURTIS T., CRAGGS R., DAVIES-COLLEY R. & MARA D., (2005);** Pond Treatment Technology, *IWA Publishing, London, Seattle*, 479p.
- **SHUVAL H.I., AVNER A., FATTAL B., ELYAHU R. & YAKUPIEL P., (1986);** Wastewater characteristics and treatment for irrigation in wastewater irrigation in developing countries: health effects and technological solution, U.N.P.P. Project Management Report, 6, p 136, The World Bank, Washington, DC, USA.

- **SOMMER U., (1999);** The susceptibility of benthic microalgae to periwinkle (*Littorina littorea*, Gastropoda) Grazing in laboratory experiment, *Aquatic botany*, 63 (1): 11-21.
- **SOUABI S., (2007);** Gestion des ressources en eau au Maroc, *Congrès international Eau et Déchets, Université Mohammed Premier*, Oujda, Maroc.
- **SOUMIYA I. & FUJII S., (1984);** Material balances of organics and nutrients in an oxidation pond, *Wat. Res.*, 18 (3): 325-333.
- **SOUMIYA I., TSUNO H. & MATSUMATO M., (1988);** Phosphorus release storage reaction and organic substrate behavior in biological phosphorus removal. *Wat. Res.* 22(1): 49-58.
- **STEINER B., (1982);** Evolution des peuplements planctoniques d'une installation de lagunage naturel (Chaucenne, Doubs), *Actes colloque Montpellier/Lagunage*, 1-5 Juin 1982, 84p.
- **STEINER B., (1984);** Sur l'utilisation du phytoplancton pour la caractérisation des installations de lagunage, méthodologie comparée et indices biologiques, *Thèse de Doctorat Es-Science, Université de Nancy I*, 245p.
- **STRICKLAND & PARSONS, (1968);** A practical handbook of seawater analysis, *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*: 167-311.
- **SUKENIK A. & SHELEF G., (1984);** Algal autoflocculation verification and proposed mechanism, *Biotechnology and bioengineering*, 26: 142-147.
- **TARIFENSO-SILVA E., KAWASAKI L., YU P.D., GORDON M.S. & CHAPMAN, (1982);** Aquacultural approaches to recycling of dissolved nutrient in secondary treated domestic wastewaters, II Biological productivity of artificial food chains, *Wat. Res.*, 16: 51-57.
- **TAYLOR W. D., (1978);** Growth response of Ciliate Protozoa to the abundance of their bacterial prey, *Microbiol. Ecoll.*, 4: 207-214.
- **TAYLOR W.W. & GERKING S.D., (1980);** Population dynamic of *Daphnia pulex* and utilization by the rainbow trout, *Hydrobiologica*, 71: 227-287.
- **TAYLOR, R., AIDAN, C., PEDLEY S., BARKER J. & ATKINSON T., (2004);** The Implications of Groundwater Velocity Variations on Microbial Transport and Wellhead Protection Review of Field Evidence, *FEMS Microbiology Ecology*, 49: 17-26.
- **THOMPSON J.M., GRALOW J., LEVY R. & MILLER R., (1985);** The optimal application of forward and ninety-degree light scatter in flow cytometry for the gating of mononuclear cells, *Cytometry*, 5: 401-406.

- **TIFNOUTI A. & POURRIOT R., (1989);** Dynamique d'une population de *Moina micrura* (Crustacea Cladocera) dans un bassin de lagunage à Marrakech (Maroc), *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 22 (3): 239-250.
- **TORRENS A., MOLLE P., BOUTIN C. & SALGOT M., (2009);** Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent, *Wat. Res.*, 43 (2009): 1851-1858.
- **TORRENS A., ALCALDE L., SALGOT M., CASANOVA P., QUERALT E., ELHACHEMI O., ELHALOUANI H. & GONZALEZ C., (2010);** Sustainable water resources management in the Oasis of Figuig, Morocco. *International IWA conference on sustainable solutions for small water and wastewater treatment systems. Girona, Spain.*
- **TORRENS A., ALCALDE L., SALGOT M., CASANOVA P., QUERALT E., ELHACHEMI O., ELHALOUANI H. & GONZALEZ C., (2012);** Sustainable water resources management in the Oasis of Figuig, Morocco, *Sustainable Sanitation Practice*, 11: 11-19.
- **VALIRON F., (1983);** La réutilisation des eaux usées, *Ed. Tech. Doc.*, 207p.
- **VAN DER POST D.C. & TOREIN D.F., (1974);** The retardment of algal growth in maturation ponds, *Wat. Res.*, 8 (9): 593-600.
- **VASCONCELOS V.M. & PREIRA E. (2001);** Cyanobacteria diversity and toxicity in a Wastewater Treatment Plant (Portugal) *Wat. Res.*, 35 (5): 1354-1357.
- **VASEL J.L. & JUPPIN H., (2007);** Etat de l'art et perspectives des techniques extensive d'épuration des eaux usées domestiques sous climat aride, *Congrès international Eau et Déchets, Université Mohammed Premier, Oujda, Maroc.*
- **VAUCOULOUX M., (1978);** Les procédés extensifs de traitement des eaux usées domestiques mettant en œuvre des cycles biologiques en milieu aquatique ou semi-aquatique, *Session eaux usées de formation continue sur le traitement complémentaire des eaux usées, E.N.G.R.E.F.*
- **Veolia.com, (2011);** <http://www.veolia.com/fr/enjeux/preservation-ressources/>, consulté en Octobre 2011.
- **VERITY P.G. & VILLAREAL T.A., (1986);** The relative food value of Diatoms, Dinoflagellates, Flagellates and Cyanobacteria for Tintinnuid-Ciliates, *Arch. Protistenkd.*, 131: 71-84.
- **Ville-figuig.info, (2011);** site officiel de la ville de Figuig, <http://www.ville-figuig.info/index.html> Consulté en Novembre 2011.
- **WALKER J. & LECLERC H., (1973);** Traitement expérimental d'épuration d'une eau de surface par lagunage : Aspects chimiques et biologiques, *Wat. Res.*, 7: 707-728.

- **WALKER J., CARBONELLE B. & LECLERC H., (1977);** Autoépuration microbienne par lagunage, *Wat. Res.*, 11: 17-29.
- **WIRGLEY T.J. & TOERIEN D.F., (1990);** Limnological aspect of small sewage ponds. *Wat. Res.*, 24(1): 83-90.
- **World Health Organization (WHO), (1987);** Factors affecting treatment in ponds In Wastewater Stabilization pond: Principles of Planning and Practice, FMRO Technical Publication, 10, Alexandria.
- **wwf.fr, (2012);** WWF France, l'eau douce en France, http://inscription.wwf.fr/eau_douce/a?gclid=CNGd7MfG368CFYsntAodRj-HAA, consulté en Avril 2012.
- **YANNAI S., MOKADY S., SACH S.K., KAUTOROWITZ B. & BERK Z., (1979);** Secondary toxicology and contaminants of algae grown on wastewater, *Nut. Rep. Inter.*, 19 (3): 391-400.
- **YANG L.B., WING L.K., Mc GARRY M.G. & GRAHAM, (1980);** Overview of wastewater treatment and resource recovery, *Report of work shop on light rate algal ponds*, Singapore, 24-27 February, 47p.
- **YEUTSCH C.M., HORAA P.K., MUIRHEAD K.A. et al., (1983);** Flow cytometry and cell sorting: a technique for analysis and sorting for aquatic particles, *Limnol. Oceanogr.*, 28: 1275-1280.
- **ZAIKA V.E., (1987);** Composant du plancton autotrophe en méditerranée occidentale, *Pollution et Relations Trophiques des les Ecosystèmes marins, 2^{ème} colloque Franco-Sovietique YALTA 1984, IFREMER Act. Coll.*, 5: 93-95.

Annexes

Tableau 1: paramètres physico-chimiques et biologiques de la station Hammam-Foukani

	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	JUIL.	Août	Sep.	Oct.	Nov.	Déc.
pH												
Entrée	7,4	7,2	7,6	7,4	7,3	7,5	7,7	7,8	7,9	7,9	7,2	7,5
Facultatif 1	7,4	7,3	7,8	7,7	7,4	7,6	8	8,2	8,5	8,5	7,8	7,7
Facultatif 2	7,5	7,5	7,9	8,1	7,5	7,8	8,5	8	9	8,8	8,1	7,9
Maturation 1	7,3	7,4	8,1	8,2	8	8,1	8,6	8,5	9,2	8,8	8	8
Maturation 2	7,3	7,4	7,4	7,7	7,7	8	8,4	8,4	9	8,5	7,7	8
Conductivité (µs/cm)												
Entrée	3360	3400	1720	3040	2340	3460	3400	3380	3120	2820	3110	3210
Facultatif 1	3570	3000	3380	3580	3570	3520	3200	2910	2350	2440	3230	3350
Facultatif 2	3580	2800	3320	3740	3720	3660	3170	3040	2840	2560	3180	3310
Maturation 1	3800	2700	3280	3800	3860	3790	3090	3020	2940	2710	3220	3370
Maturation 2	3680	2700	3334	4000	3900	3850	3230	2960	2960	2830	3200	3380
Oxygène dissous (mg/L)												
Entrée	0,13	0,1	0,2	0,6	0,5	0,3	1	0,7	0,4	0,5	0,3	0,2
Facultatif 1	0,16	0,14	1,5	3,19	4,2	4	5	6	8	5,21	2,4	1,8
Facultatif 2	2,94	3	3,2	4,9	7	6,5	12	11,2	10,6	7,4	3,8	3,2
Maturation 1	3,62	2,1	2	7,66	8,2	8	21	18	11	7,54	4,7	2,3
Maturation 2	3,24	1,2	1,7	7,55	7,8	7,8	12	14	6,7	4,22	3	2
Température (°C)												
Entrée	18	16	19,7	23,1	24,2	27,5	31,1	30,8	28,7	26,9	22,6	20,2
Facultatif 1	16,7	15	22,7	23,2	28	25,1	32,5	34,2	29,8	25	22,6	20,4
Facultatif 2	15	14,5	21,2	23	28	25,2	33,3	32,4	30,5	24	22,2	17,6
Maturation 1	12,5	14	23,7	26	28,2	23,4	34	34	33,3	24,2	21,2	17,8
Maturation 2	14	14,5	23,2	25	27,8	24,5	34	33,4	32	23,3	23,8	16,7
MES (en mg/L)												
Entrée	1212	700	500	450	270	450	666	366	350	95	375	972
Facultatif 1	180	400	360	270	200	250	222	357	280	140	275	318
Facultatif 2	140	311	310	290	260	278	333	250	320	172	260	375
Maturation 1	220	220	250	260	600	333	466	312	350	210	190	250
Maturation 2	168	160	150	330	200	130	266	312	300	250	150	225
Turbidité (NTU)												
Entrée	876	500	450	530	350	400	500	360	280	85,4	500	520
Facultatif 1	310	580	550	542	400	420	450	450	510	155	400	430
Facultatif 2	169	570	650	370	450	500	520	380	500	146	320	400
Maturation 1	143	450	600	278	530	600	650	320	505	138	300	300
Maturation 2	126	300	500	295	500	490	600	200	500	147	270	280
DBO₅ (mg/L)												
Entrée	330	380	430	220	330	435	515	460	255	300	390	420
Facultatif 1	150	160	200	180	160	155	175	80	120	200	105	150
Facultatif 2	130	120	250	180	170	200	180	145	180	190	67,5	175
Maturation 1	120	100	200	150	140	190	185	250	160	160	60	150
Maturation 2	80	90	140	170	130	185	190	300	170	110	57,5	90
CF (Ulog)												
entrée	7,2	7,7	6,4	6,8	7,4	7,4	8,4	8,5	8,1	7,7	7,5	7,3
Facultatif 1	6,4	6,5	6,37	6,2	6,6	6,2	7,9	7,3	6,4	6,5	7,2	7
Facultatif 2	6,2	4,7	5,5	5	5,5	5,4	5,2	5,2	5,4	5,6	5,4	6,3
Maturation 1	5,4	4,2	5,2	4,4	5,2	4,8	4,1	4,2	5	5,1	5,3	5,5
Maturation 2	5,2	4	5	4,4	4,8	4,2	3,7	3,9	4,6	4,6	4,5	5
Chlorophylle totale (µg/L)												
Entrée	700	30	2	0	338,7	57,7	74,3	176,1	150	0	20	12
Facultatif 1	560	50	50	201	1378,5	434,74	1467,3	3067,8	2000	970	540	120
Facultatif 2	1000	700	360	237	2811,2	1166	3243,3	4087,1	2500	1970,5	950	200
Maturation 1	500	500	62	400	2684,2	2431,6	2678,1	5082,4	3000	2004	900	220

Maturation 2	300	38	55	791,1	1214,5	1645,2	3274,6	5969,4	2800	1740	600	180
Débit (m ³ /j)	25	30	41,4	48	65	50	45,5	45	33	38	34	44

Tableau 2 : résultats de dénombrement des cellules phytoplanctoniques par cellule de Malassez (en cell/mL pour les espèces solitaires ou coloniales et en µm/mL pour les espèces filamentueuses).

		Entrée	Facultatif1	Facultatif2	Maturat1	Maturat2
Janvier	<i>Pseudoanabaena</i>	5,30E+06	3,60E+06	3,00E+06	1,40E+06	3,00E+04
	<i>Synechocystis</i>	1E+06	7,6E+06	1E+07	1,7E+07	1,8E+07
	<i>Synechococcus</i>	1,3E+05	2,5E+05	4,6E+05	2,5E+05	3E+05
	<i>Phormidium</i>	1E+06	4E+05	8E+05	1,2E+06	0
	<i>Chroococcus</i>	0	1,4E+06	2,6E+06	8E+05	0
	<i>Chlamydomonas</i>	0	1,8E+05	2,6E+05	4,3E+04	3,6E+04
	<i>Euglena</i>	0	0	2,8E+04	1,2E+04	2E+03
Février	<i>Pseudoanabaena</i>	8,28E+06	4,90E+06	1,37E+07	2,16E+07	2,08E+07
	<i>Synechocystis</i>	3,63E+06	2,40E+06	7,40E+06	9,30E+06	7,98E+06
	<i>Synechococcus</i>	3,44E+05	4,00E+05	4,00E+05	2,66E+05	3,16E+05
	<i>Phormidium</i>	6,10E+06	1,10E+07	9,40E+06	0	0
	<i>Oscillatoria</i>	3,33E+05	1,67E+05	0	0	0
	<i>Spirulina</i>	2,20E+05	0	0	0	6,67E+05
	<i>Chroococcus</i>	4,40E+04	2,30E+05	1,77E+06	9,33E+05	8,33E+05
	<i>Chlamydomonas</i>	0	8,80E+05	1,20E+06	2,33E+05	4,30E+05
	<i>Chlorella</i>	0	3,30E+04	1,28E+05	0	0
	<i>Euglena</i>	0	0	2,80E+04	2,00E+04	3,30E+04
Mars	<i>Pseudoanabaena</i>	3,60E+06	2,00E+06	3,00E+04	5,00E+03	2,00E+03
	<i>Synechocystis</i>	6,4E+05	1,1E+07	1,78E+07	5E+05	2E+05
	<i>Synechococcus</i>	1,4E+04	4,2E+05	3,57E+05	3E+04	8E+03
	<i>Chroococcus</i>	0	8,8E+05	0	0	0
	<i>Spirulina</i>	3E+05	2E+05	0	0	0
	<i>Phormidium</i>	1,4E+06	5E+05	0	0	0
	<i>Chlamydomonas</i>	0	1E+05	2,43E+05	1E+04	2E+03
	<i>Chlorella</i>	0	0	4,3E+04	6E+03	0
	<i>Euglena</i>	0	8E+03	7,14E+04	9E+03	0
Avril	<i>Pseudoanabaena</i>	1,50E+06	3,57E+06	1,00E+05	8,00E+03	5,00E+03
	<i>Synechocystis</i>	3,3E+06	1,26E+06	8,75E+05	3E+05	7E+04
	<i>Synechococcus</i>	3,8E+05	4E+05	7,5E+04	2E+04	1E+03
	<i>Phormidium</i>	1,83E+06	1,8E+06	0	0	0
	<i>Chroococcus</i>	1E+05	1,5E+06	0	0	0
	<i>Chlamydomonas</i>	0	3,14E+05	2,5E+04	1E+03	0
	<i>Euglena</i>	0	2,8E+04	7,5E+04	5E+03	0
Mai	<i>Pseudoanabaena</i>	3,00E+06	2,00E+06	1,00E+05	3,00E+04	2,00E+03
	<i>Synechocystis</i>	4,50E+05	2,40E+06	6,70E+06	1,00E+06	3,00E+05
	<i>Synechococcus</i>	1,50E+05	3,70E+05	3,25E+05	2,00E+04	1,20E+03
	<i>Phormidium</i>	7,50E+04	2,50E+05	6,00E+05	2,00E+04	0
	<i>Oscillatoria</i>	2,00E+05	0	3,30E+05	0	0
	<i>Spirulina</i>	4,00E+05	0	2,00E+03	0	0
	<i>Chroococcus</i>	0	4,40E+05	1,10E+06	1,20E+04	2,00E+03
	<i>Chlamydomonas</i>	1,00E+03	6,40E+04	4,80E+05	2,30E+04	3,00E+03
	<i>Micractinium</i>	0	3,00E+05	3,60E+06	2,00E+05	3,00E+04
	<i>Euglena</i>	0	1,00E+04	1,70E+04	5,00E+03	1,00E+03
Juin	<i>Pseudoanabaena</i>	5,00E+06	1,20E+06	1,30E+05	1,50E+05	1,00E+05
	<i>Synechocystis</i>	2E+05	6E+06	6,5E+06	3E+05	2E+05

	<i>Synechococcus</i>	1,8E+05	2E+05	2,3E+05	2E+04	0
	<i>Oscillatoria</i>	0	1,5E+05	5,6E+05	7E+05	2E+04
	<i>Chroococcus</i>	0	2E+04	1E+04	0	0
	<i>Chlamydomonas</i>	0	2E+04	5E+03	0	0
	<i>Chlorella</i>	0	4E+03	5E+04	2E+05	1E+03
	<i>Micractinium</i>	0	0	2E+04	3,5E+04	5E+04
	<i>Ankystrodesmus</i>	0	0	3E+03	5E+03	0
	<i>Euglena</i>	0	4E+03	1E+03	0	0
	<i>Nitzschia</i>	0	0	2,5E+03	3E+03	0
	<i>Navicula</i>	0	0	2E+03	0	0
Juillet	<i>Pseudoanabaena</i>	7,80E+06	1,50E+06	1,00E+06	2,00E+06	4,00E+06
	<i>Synechocystis</i>	4,3E+06	3E+07	1,1E+07	2E+07	7,2E+06
	<i>Synechococcus</i>	2,8E+05	3E+05	4,4E+05	1E+05	6E+03
	<i>Oscillatoria</i>	4,3E+05	0	4,5E+05	1E+05	0
	<i>Phormidium</i>	2,8E+06	2,14E+06	2E+05	0	1,2E+05
	<i>Chroococcus</i>	0	0	0	5E+05	1E+06
	<i>Chlamydomonas</i>	0	8,7E+04	0	2E+03	0
	<i>Chlorella</i>	0	2,6E+05	7,6E+06	1,5E+07	1,2E+07
	<i>Euglena</i>	0	8,34E+04	2,9E+04	2E+03	0
	<i>Nitzschia</i>	0	0	1E+03	0	0
Août	<i>Pseudoanabaena</i>	8,00E+06	1,2E+06	1,5E+05	2,00E+04	2,00E+03
	<i>Synechocystis</i>	3E+05	4E+06	5E+06	3E+04	1E+04
	<i>Synechococcus</i>	0	2E+05	3,6E+06	1,5E+04	5E+03
	<i>Oscillatoria</i>	2,85E+06	0	1E+05	0	0
	<i>Croococcus</i>	0	2,5E+05	0	0	0
	<i>Phormidium</i>	2,14E+05	3,5E+05	0	0	0
	<i>Merismopedia</i>	0	1,2E+07	5E+06	2E+05	0
	<i>Chlorella</i>	0	4,5E+06	5,6E+06	3E+06	5E+05
	<i>Euglena</i>	0	2,8E+04	1E+04	2E+03	0
Septembre	<i>Pseudoanabaena</i>	5,00E+06	6,00E+05	6,00E+05	2,00E+06	2,00E+06
	<i>Synechocystis</i>	1E+005	2E+05	2,5E+05	1,8E+05	1E+05
	<i>Synechococcus</i>	1,5E++04	1E+04	1,2E+04	1E+04	0
	<i>Oscillatoria</i>	2E+05	0	0	2,2E+05	1,2E+05
	<i>Chroococcus</i>	5E+04	1E+05	1,2E+05	2E+04	0
	<i>Merismopedia</i>	0	1,4E+06	2E+05	0	0
	<i>Chlorella</i>	0	2E+05	6E+05	2E+06	6E+05
	<i>Ankystrodesmus</i>	0	0	2E+04	8,5E+04	1E+04
	<i>Euglena</i>	0	6E+04	2E+04	5E+04	1,5E+04
	<i>Nitzschia</i>	0	1,5E+03	0	1E+03	0
	<i>Cocconeis</i>	0	0	2E+03	5E+03	1E+03
Octobre	<i>Pseudoanabaena</i>	4,00E+06	3,00E+05	3,00E+06	2,80E+06	2,00E+06
	<i>Synechocystis</i>	2E+05	1,2E+05	1,5E+05	5E+04	4E+04
	<i>Oscillatoria</i>	0	0	1,2E+04	0	0
	<i>Merismopedia</i>	0	1,2E+05	1E+05	0	0
	<i>Chlorella</i>	0	3E+05	1,4E+05	1E+05	5,6E+04
	<i>Euglena</i>	0	1,7E+03	3E+04	1,2E+04	3E+03
Novembre	<i>Pseudoanabaena</i>	3,95E+06	4,15E+06	4,05E+06	4,05E+05	3,00E+05
	<i>Synechocystis</i>	2,35E+06	1,46E+06	3,9E+06	1,32E+06	2E+06
	<i>Scynechococcus</i>	3,8E+05	5,8E+05	2E+05	1,2E+04	8,75E+04
	<i>Spirulina</i>	5,5E+05	1E+05	2E+05	0	0
	<i>Chroococcus</i>	0	0	9,2E+05	8E+04	1,25E+05
	<i>Chlamydomonas</i>	0	4,3E+05	9,8E+05	5E+04	0
	<i>Chlorella</i>	0	0	6E+04	5E+04	0

	<i>Micractinium</i>	0	0	1,9E+05	1,76E+05	1,12E+05
	<i>Euglena</i>	0	0	1,2E+05	2E+04	0
	<i>Coccconeis</i>	0	0	0	4E+04	0
Décembre	<i>Pseudoanabaena</i>	4,60E+06	2,20E+06	1,40E+06	1,20E+06	7,00E+05
	<i>Synechocystis</i>	2,3E+05	2E+06	8E+05	8,4E+05	9E+05
	<i>Synechococcus</i>	1,4E+04	5,4E+05	7,8E+05	1,1E+06	1,5E+06
	<i>Chroococcus</i>	0	2,8E+05	2E+05	2,6E+05	3,4E+05
	<i>Phormidium</i>	5,7E+05	7,8E+05	0	0	0
	<i>Chlamydomonas</i>	0	5,4E+05	1,2E+05	6,6E+04	4,3E+05
	<i>Euglena</i>	0	0	1,7E+04	2E+04	6,2E+04
	<i>Nitzschia</i>	0	0	1E+03	1,5E+03	0

Tableau 3 : Résultat de quantification du phytoplancton dans l'effluent final de la station Hammam-Foukani par Coulter Multisizer II en nombre et en volume et leur rapport.

	Nombre de particules/mL	Volume ($\mu\text{m}^3/\text{mL}$)	Rapport Volume/Nbr
Janvier	1,63E+06	4,13E+07	2,53
Février	1,50E+06	5,00E+07	3,33
Mars	1,50E+06	5,89E+07	3,94
Avril	4,33E+06	1,67E+08	3,85
Mai	7,13E+06	1,45E+08	2,03
Juin	5,09E+06	7,27E+07	1,43
Juillet	1,37E+07	1,84E+08	1,34
Août	2,30E+07	4,67E+08	2,03
Septembre	1,35E+07	3,62E+08	2,68
Octobre	5,25E+06	1,13E+08	2,15
Novembre	4,40E+06	1,50E+08	3,41
Décembre	3,95E+06	2,88E+08	7,30

Tableau 4 : composition des filtres à sable.

	Gravier	Sable grossier	Sable fin et limons
Filtre 2	47%	52%	1%
Filtre 3	16%	60%	24%
Filtre 4	30%	65%	5%

Composition du milieu de culture Difco™ m FC broth base

Approximate Formula* Per Liter

Tryptose	10.0 g
Proteose Peptone No. 3	5.0 g
Yeast Extract	3.0 g
Lactose	12.5 g
Bile Salts No. 3	1.5 g
Sodium Chloride	5.0 g
Aniline Blue	0.1 g

Planche 1 : Courbes granulométriques des filtres à sable

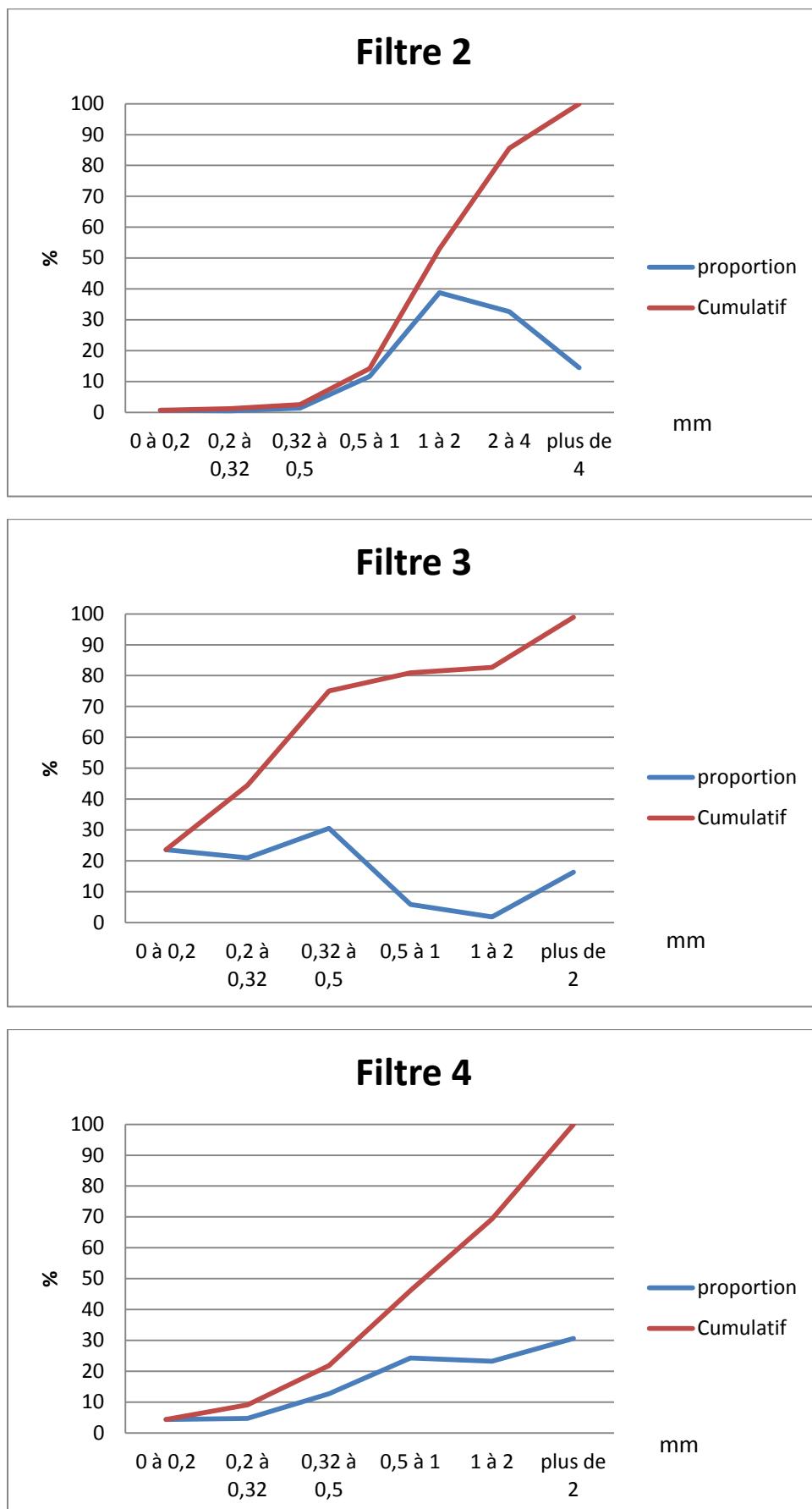


Planche 2 : Photographies de quelques taxons phytoplanctoniques répertoriés dans les bassins de la station Hammam-Foukani.

Cyanobactéries:

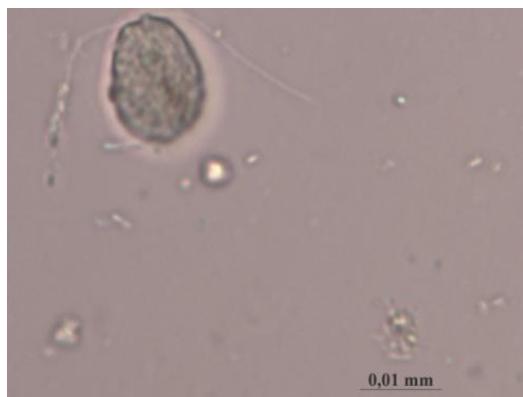


Oscillatoria

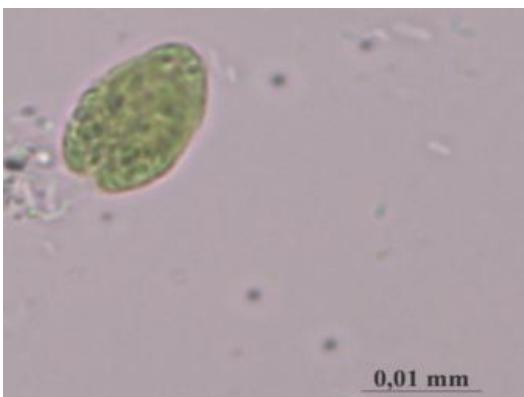


Pseudoanabaena

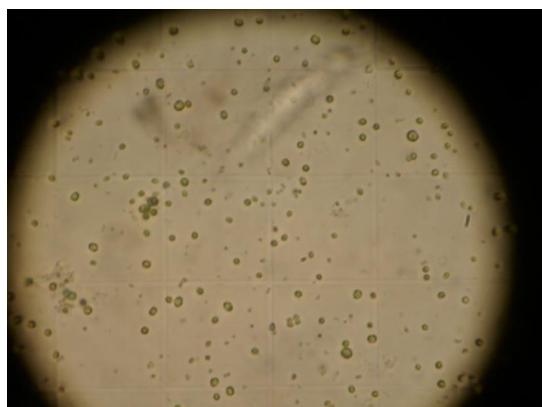
Chlorophycées:



Chlamydomonas sp1



Chlamydomonas sp2



Chlorella

Euglenophycées:



Euglena anabaena



Euglena clavata



Euglena variabilis

Diatomées (Bacillariophycées):



Nitzschia



Navicula

Planche 3: Photographies de zooplancton rencontré dans les bassins de la station Hammam-Foukani

