

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE D'HYDRAULIQUE-ARBAOUI Abdellah-

DEPARTEMENT HYDRAULIQUE URBAINE

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

En vue de l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'Etat en Hydraulique

THEME DU PROJET :

**ETUDE DES PERFORMANCES EPURATOIRES
DE LA STATION D'EPURATION PAR
LAGUNAGE NATUREL DE BENI FOUDA (W.
SETIF)**

PRESENTE PAR :

BEDOUHENE Kenza

Devant les membres du jury

Nom et Prénoms	Grade	Qualité
Mme. H.MEDDI	Maître de Conférences (B)	Présidente
Mr. Y.DERNOUNI	Maître Assistant (A)	Examinateur
Mr. D.KAHLERRAS	Maître de Conférences (B)	Examinateur
Mme. S.HOULI	Maître Assistante (A)	Promotrice

Soutenue le 7 Juillet 2015

Dedicaces

*A mes chers parents, que sans eux, je ne serais pas arrivé
jusqu'ici.*

A mon cher petit frère Salah

*A mes chers sœurs Sabah, Firouz, Warda et Dounia
A ma grand-mère que je demande de mon Dieu de la garder
pour nous*

A mes tentes et ancles

A toute mes amies qui m'ont beaucoup aidé surtout :

*Sihem, Karima, Sihamou, Wissam, Sabrina, Kheira,
Fatma Zohra.*

Sans oublier Wahid mon unique ami

*A tous mes enseignants de l'ENSH
qui ont participés à ma formation.*

*A toutes personnes utilisant ce document Pour
un bon usage.*

KENZA

Remerciements

Remerciements

Je tiens à remercier tout d'abord le BON DIEU le tout puissant qui m'a procuré du courage et de la volonté pour mener à bien élaboré ce modeste travail.

Je remercie ma promotrice HOULI Samia pour son soutien, ses encouragements et sa disponibilité.

Je remercie aussi tout mes enseignants qui m'ont formé pour arriver à ce niveau là.

Mes cinseres remerciements vont également à tous ceux qui ont apporté leur contribution à l'élaboration de mon mémoire et le déroulement de mon stage de fin d'étude:

- ☞ Mr HADDADJ DJAMEL le directeur régionale de l'ONA de Setif*
- ☞ Mr TOUATI le Directeur de l'unité de l'assainissement de Setif*
- ☞ M^{me} GHARZOULI MALIA chef de la STEP de Setif*
- ☞ M^{elle} MANALA FATIHA chef de laboratoire de la STEP de Setif*
- ☞ M^{me} Manel Chef de laboratoire de la STEP de Beni fouda*

*A ce qui m'ont soutenus de près ou de loin à l'achèvement de ce travail.
particulièrement : mes amies : Sihem, Karima, Sihamou, Amel, Wissam, Sabrina ma, Sans oublier ma tente LINDA et ma cousine MERIEM.*

« DU FOND DU CŒUR MERCI A TOUS »

ملخص

Résumé

Abstract

ملخص:

الهدف الرئيسي لعملنا هو تقييم أداء محطة معالجة المياه (بحيرة طبيعية) بني فودة ولاية سطيف من خلال رصد التدفق الوارد الى المحطة وتحليل المعاملات الفيزيوكيميائية من الرصد الذاتي لها و تتمثل في الحاجة الكيميائية للاكسجين , الحاجة البيوكيميائية للاكسجين , المواد العالقة , درجة الحموضة , الازوت , الفسفور و درجة الحرارة خلال الفترة التي تمتد من جانفي 2011 إلى ماي 2015.

وأظهرت النتائج أن حمولات تلوث تفوق درجة استيعاب المحطة مع درجة تدفق عالية الذي ادى الى اختلالات مترابطة من حيث القضاء على التلوث العضوي، وإزالة المواد المغذية (النيتروجين والفسفور)، ونوعية المياه التي لا تلبى معايير تصريف المياه القذرة.

من أجل الحفاظ على البيئة، أو لإعادة الاستخدام المحتمل للمياه المعالجة، نقتراح وضع أجهزة التهوية في بحيرات الاختيارية لأفضل ازالة التلوث العضوي او انجاز بحيرة المرشح المزروع بالنباتات لإزالة النيتروجين والفسفور،

Résumé

L'objectif principal de notre travail est l'évaluation des performances de la station d'épuration par lagunage naturel de Beni Fouda (W Sétif) à travers le suivi du débit entrant et l'analyse des paramètres physicochimiques issus de l'autosurveillance de la STEP à savoir les MES, DBO ; DCO, pH , N-NH₄⁺, N-NO₃, température, les orthophosphates et la conductivité durant une période qui s'étale de Janvier 2011 à Mai 2015.

Les résultats ont montrés que les charges hydrauliques et polluantes exprimées en DBO et DCO sont supérieures à la capacité nominale de la STEP.

Aussi, les rendements d'élimination de la pollution organique, des matières en suspension (MES) et des sels nutritifs (azote et phosphore) ne sont pas satisfaisants. La qualité des eaux rejetées ne répond donc pas aux normes de rejets.

Pour la préservation de l'environnement, ou bien pour une éventuelle réutilisation des eaux épurées, nous proposons de placer des aérateurs au niveau des lagunes facultatives pour une meilleure élimination de la charge organique exprimée en DBO et DCO ou bien de l'ajout des bassins de filtre planté à l'aval des bassins de maturation pour un abattement supplémentaire des MES et la pollution azotée et phosphorée.

Mots-clés : lagunage naturel, traitement biologique, performances, demande biochimique en oxygène.

Abstract

The main objective of our work was to estimate the performance of the wastewater-treatment plant of Beni Fouda (Setif) through the data analysis stemming from the surveillance of this plant and the monitoring of the hydraulic load. The physico-chemical parameters of pollution (temperature, pH, conductivity, suspended solids, biological oxygen demand BOD, chemical oxygen demand COD, ammonia-N, Nitrate, total nitrogen, orthophosphates) were analyzed for a period which runs from January 2011 to May 2015.

Résumé - Abstract

The obtained results revealed that hydraulic and pollution loads BOD and COD exceeding the rated capacity of the wastewater treatment plant. Additionally, the removals of the polluting loads in term of BOD, COD and suspended solids were not in compliance with the expected objectives. The quality of the discharged water does not meet the discharge standards

For the preservation of the environment, or for possible reuse of treated water, we suggest placing aerators at the facultative lagoons for better removal of the organic load in BOD and COD and the addition of filter basins planted downstream of maturation ponds for a further reduction in SS and nitrogen pollution and phosphorus.

Keywords: natural lagoon, Biological treatment, performances, Biochemical Oxygen Demand,

Table des matières

Sommaire

Introduction générale

Chapitre N° I : Filière de traitement des eaux usées par lagunage naturel

Introduction.....	03
I.1 Définition de la technique de lagunage.....	03
I.2 Principe d'épuration par lagunage.....	03
I.2.1 Micro-organismes rencontrés dans les lagunes	04
I.3 Types de lagune.....	08
I.3.1 Lagunage à microphytes.....	08
I.3.2 Lagunage à macrophytes.....	08
I.3.3 Lagune mixte.....	09
I.3.4 Lagunes anaérobies.....	10
I.3.5 Lagunes facultatives	10
I.3.6 Lagunes de maturation.....	11
I.3.7 Lagunes aérobies.....	11
I.4 Facteurs d'épuration du lagunage naturel.....	12
I.4.1 Facteurs climatiques	12
I.4.1.1 Température	12
I.4.1.2 Eclairage.....	12
I.4.1.3 Vent	13
I.4.1.4 L'évaporation.....	13
I.4.2 Facteurs physico-chimiques.....	13
I.4.2.1 Temps de séjour.....	13
I.4.2.2 Géométrie des bassins	13
I.4.2.3 Nutriments	14
I.4.2.4 Carbone.....	15
I.4.2.5 pH.....	15
I.4.2.6 Oxygène dissous	16
I.5 Performances attendues du lagunage naturel.....	16
I.6 Avantages et Inconvénients du lagunage naturel	16
Conclusion	20

Chapitre N°II : Les mécanismes épuratoires dans le lagunage naturel

Introduction.....	21
II.1 Elimination de la matière carbonnée (MES, DBO, DCO)	21
II.1.1Principe.....	21
II.1.2 Mécanismes de la digestion anaérobie	22
II.1.3 Mécanismes d'élimination de la DBO5 dans les lagunes facultatives.....	23
II.2 Processus d'élimination de l'azote.....	24
II.2.1 Rôle des plantes flottantes dans l'élimination de l'azote.....	27
II.2.2 Performances attendues	28
II.3 Elimination du phosphore.....	29
II.3.1 Les formes du phosphate intervenant dans le cycle du phosphore	29
II.3.2 Les mécanismes de transfert de phosphore entre les phases dissoutes et particulaires.....	29
II.3.2 .1 Transfert d'un état dissous à un état particulaire.....	29
II.3.2.2 Transfert d'un état particulaire à un état dissous.....	30
II.4 Mécanismes d'élimination de la pollution bactériologique.....	31
Conclusion.....	31

Chapitre N°III : Présentation de la Station de lagunage de BENI FOUDA

Introduction	32
III.1 Présentation de la ville de BENI FOUDA	32
III.1.1Structure de la ville	32
III.1.2 Développement de la ville.....	32
III.2 Démographie	33
III.3 Situation sanitaire	33
III.4 Activités socio-économiques	33
III.4.1.Activités agricoles	33
III.4.2 Activités industrielles	34

III.5 Caractéristiques du système d’assainissement existant.....	34
III.5.1 Etat du réseau et taux de raccordement	34
III.6 Localisation et caractéristiques du site.....	35
III.7 Description de la station.....	37
III.7.1 Prétraitement	37
III.7.2 Bassins anaérobies	38
III.7.3 Bassins facultatifs	38
III.7.4 Bassins de maturation	39
Conclusion sur la conception des lagunes.....	40

Chapitre N°IV : Etude des performances épuratoires de la station

Introduction	43
IV.1 Matériels et méthodes.....	43
IV.1.1 Mesure de débit	43
IV.1.2 Prélèvement et échantillonnage.....	43
IV.1.3 Les paramètres à analyser	45
IV.1.4 Fréquence des analyses	45
IV.2 Résultats et discussion	46
IV.2.1 Evolution du débit	46
IV.2.2 Etude des paramètres physico-chimiques	47
IV.2.2.1 pH	47
IV.2.2.2 Conductivité	50
IV.2.2.3 Oxygène dissout	52
IV.2.2.4 Température	54
IV.2.2.5 Matières en suspension (MES)	55
IV.2.2.6 Demande biochimique en oxygène (DBO5)	59
IV.2.2.7 La demande chimique en oxygène (DCO)	61
IV.2.2.8 Les nitrites (NO ₂ ⁻)	63
IV.2.2.9 Les nitrates (NO ₃ ⁻)	63
IV.2.2.10 L’azote ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	66
IV.2.2.11 L’azote total (NT).....	67
IV.2.2.12 Les orthophosphates (PO ₄ ⁻).....	69

Conclusion.....	71
-----------------	----

Chapitre N°V : Les solutions à envisager et le dysfonctionnement des lagunes

Introduction.....	73
V.I Dysfonctionnements observés dans les lagunes de Beni fouda.....	73
V.2 Cause des dysfonctionnements	76
V.2.1 Mauvais entretien des lagunes.....	76
V.2.2 Taux de charge	76
V.2.3 Nature des effluents	76
V.2.3.1 Concentration	76
V.2.4 Facteurs saisonniers	77
V.2.5 Conception	77
V.3 Remèdes et solutions.....	78
V.3.1 Entretien des lagunes et l'autosurveillance de la STEP	78
V.3.2 Solutions pour un abattement supplémentaire de la pollution carbonée	80
V.3.2.1 Filtre planté de roseaux	80
V.3.2.2 Aération des lagunes facultatives	84
V.3.3 Solution pour un abattement supplémentaire de la pollution azotée et phosphorée.....	86
Conclusion	86

Conclusion générale

Liste bibliographique

Les annexes.

Liste des tableaux

Liste des tableaux

Chapitre N° I : Filière de traitement des eaux usées par lagunage naturel

Tableau I.1 : Avantages et Inconvénients du lagunage naturel..... 17

Chapitre N°III : Présentation de la Station de lagunage de BENI FOUDA

Tableau III.1 : Superficie des cultures irriguées..... 34

Tableau III.2 : Caractéristiques générales de la STEP de BENI FOUDA 36

Chapitre N°IV : Etude des performances épuratoires de la station

Tableau IV.1 : Fréquences et méthodes d'analyses à la STEP de BENI FOUDA..... 45

Tableau IV.2 : Les valeurs moyenne, maximale, minimale et leur pourcentage par rapport à la capacité nominale de la STEP et l'écartype..... 46

Tableau IV.3 : Les valeurs minimales, maximales et moyennes des températures pour chaque année..... 54

Chapitre N°V : Les solutions à envisager et le dysfonctionnement des lagunes

Tableau V.1 : Les points clés de dimensionnement.....85

Liste des figures

Liste des figures

Chapitre N° I : Filière de traitement des eaux usées par lagunage naturel

Figure I.1 : Image microscopique d'un Protozoaire	06
Figure I.2 : Image microscopique d'un Rotifère.....	06
Figure I.3 : Image microscopique d'un Cladocère	07
Figure I.4 : Types de bassins de lagunage naturel.....	09
Figure I.5 : Schéma d'une station d'épuration par lagunage naturel avec trois types de bassins.....	12

Chapitre N°II : Les mécanismes épuratoires dans le lagunage naturel

Figure II.1 : Représentation schématique des étapes de la digestion anaérobie de composés organiques.....	23
--	----

Chapitre N°III : Présentation de la Station de lagunage de BENI FOU DA

Figure III.1: Photo satellitaire de la station par lagunage de BENI FOU DA.....	36
Figure III.2: Ouvrages de prétraitement.....	37
Figure III.3: Bassin anaérobie.....	38
Figure III.4: Bassin facultatif.....	39
Figure III.5: Bassin de maturation.....	40

Chapitre N°IV : Etude des performances épuratoires de la station

Figure IV.1 : Points de prélèvement des eaux usées.....	44
Figure IV.2: Évolution moyenne mensuelle des débits des eaux brutes de la STEP.....	46
Figure IV.3 : Dépassement des débits journaliers enregistrés au niveau de la STEP.....	47
Figure IV.4 : L'évolution moyenne mensuelle du pH à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOU DA.....	49
Figure IV.5 : L'évolution moyenne mensuelle de la conductivité à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOU DA.....	51

Figure IV.6 : L'évolution moyenne mensuelle de l'oxygène dissout à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUUDA.....	53
Figure IV.7 : L'évolution moyenne mensuelle de la température à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUUDA.....	56
Figure IV.8 : L'évolution moyenne mensuelle des MES à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUUDA.....	57
Figure IV.9 : L'évolution moyenne mensuelle de la concentration de la charge organique exprimé en DBO5 à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUUDA.....	60
Figure IV.10 : L'évolution moyenne mensuelle de la concentration de la charge organique exprimé en DCO à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUUDA.....	62
Figure IV.11 : L'évolution moyenne mensuelle des Nitrites (NO ₂ ⁻) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUUDA.....	64
Figure IV.12 : L'évolution moyenne mensuelle des Nitrates (NO ₃ ⁻) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUUDA.....	65
Figure IV.13 : L'évolution moyenne mensuelle de l'azote ammoniacal (NH ₄ ⁺) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUUDA.....	67
Figure IV.14 : L'évolution moyenne mensuelle de l'azote total (NT) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUUDA.....	68
Figure IV.15 : L'évolution moyenne mensuelle des orthophosphates à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUUDA.....	70

Chapitre N°V : Les solutions à envisager et les dysfonctionnements des lagunes

Figure V.1 : Apparition d'un bloom algal dans les bassins de lagunage de la STEP de Beni Fouda.....	74
Figure V.2 : Exemple de dysfonctionnement (coloration marron de la lagune).....	75
Figure V.3 : Apparition des végétaux enracinés dans la lagune de laSTEP.....	75
Figure V.4 : Ouvrage d'alimentation et dégradation de l'aspect des lagunes de la STEP de Beni fouda.....	77
Figure V.5 : Canalisation d'intercommunication entre les bassins.....	79
Figure V.6 : Profil granulométrique des filtres plantés de roseaux.....	80

Liste des figures

Figure V.7: Filtre planté de roseaux à écoulement vertical.....	81
Figure V.7: Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal.....	81
Figure V.9 : Lagune aérée avec un aérateur de surface.....	84

Liste des planches

Liste des planches

Planche N°1 : Plan de masse de la station de lagunage de BENI FOU DA (W.SETIF)

Planche N°2 : Plan de situation de la station de lagunage de BENI FOU DA (W.SETIF)

Introduction générale

Introduction générale

La production des eaux usées en Algérie par l'ensemble du milieu urbain a été estimée à 800 millions m³ par an, il atteindra un volume très appréciable de 2 milliards m³ à l'horizon 2020.

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.

Le développement rapide des villes dans notre pays et la nécessité d'assurer un environnement sanitaire acceptable pour la population, ont entraîné le développement de la collecte et du traitement des eaux usées.

Pour réaliser ces programmes, il a souvent été fait appel à des concepteurs européens qui ont réalisés des stations d'épuration suivant des normes directement importées de leur propre territoire. L'adaptation de ces techniques au contexte algérien n'a pas toujours été réussie.

Dans notre pays, un nombre significatif d'ouvrages d'épuration ont donc été créés et leur fonctionnement ne donne pas systématiquement les résultats que l'on pouvait escompter.

En effet, Les principes de fonctionnement des stations extensives sont assez bien maîtrisés par les pays industrialisés où les règles de dimensionnement et de gestion tiennent compte des processus biologiques, hydrauliques et chimiques complexes qui s'y déroulent. Ces phénomènes n'ont pas encore été suffisamment étudiés pour les conditions de notre pays.

Par ailleurs, les conditions climatiques de l'Algérie sont très favorables à l'implantation de la technique d'épuration par lagunage naturel qui apparait comme une alternative intéressante comparativement aux autres systèmes d'épuration classiques notamment les boues activées (surtout depuis l'inflation galopante touchant le secteur des matériaux de construction). Cependant, malgré les nombreux avantages du lagunage naturel, le parc algérien ne compte que 28 stations.

Dans le cadre d'apporter notre contribution à la connaissance de l'efficacité du traitement des stations d'épuration par lagunage naturel, le but de notre travail est d'étudier les performances épuratoires de la station par lagunage naturel de Beni fouda située à Sétif et de déterminer la validité du choix de la filière de lagunage naturel en fonction des contraintes rencontrées. Ceci en traitant les données disponibles issues de l'autosurveillance de la STEP pour une période allant de 2011 à 2015.

Une analyse critique permettra de définir les causes réelles des problèmes rencontrés, pour proposer des orientations différentes, basées sur une nouvelle approche.

Pour bien cadrer cette étude, nous avons suivi un plan de travail axé sur trois parties :

- La première partie consiste en une synthèse bibliographique sur le principe et les facteurs influençant le fonctionnement d'une station d'épuration par lagunage naturel.
- La deuxième partie est consacrée à la description et à l'étude des performances épuratoires du système de lagunage naturel de Beni Fouda.
- La troisième partie comprend les solutions à envisager pour l'optimisation de fonctionnement de la station d'épuration de Beni fouda.

Chapitre I

Introduction

Les filières d'assainissement classiques utilisent généralement des procédés biologiques intensifs comme les boues activées, disques biologiques... et permettent l'abattement de la matière organique et des matières en suspension et sous certaines conditions des autres composés indésirables (azote, phosphore, germes). Ce sont les techniques les plus répandues.

En parallèle à ces filières standards, des techniques de lagunage se sont développées et sont également capables de traiter la pollution azotée et phosphorée, et/ou bactériologique. Le principe de lagunage est d'utiliser les capacités épuratrices d'un écosystème naturel pour traiter les eaux usées.

I.1 Définition de la technique de lagunage

Le lagunage est une technique extensive de traitement des eaux usées basée sur la filtration naturelle des eaux par des chaînes alimentaires aquatiques. C'est une reproduction accélérée du phénomène naturel d'autoépuration de l'eau. Elle est constituée de plusieurs bassins artificiels, ou étangs, formés de digues, imperméabilisés, dans lesquels les eaux usées sont déversées et passent successivement et naturellement d'un bassin à un autre, par gravitation, pendant un long temps de séjour.

Différents assemblage de ses bassins sont possibles en fonction de divers paramètres, tels que les conditions locales, les exigences sur la qualité de l'effluent final et le débit à traiter. Ces bassins fonctionnent comme des écosystèmes avec des relations de symbiose entre les différentes populations composées de bactéries, de champignons, de poissons, de plantes, etc. Ces différents organismes interviennent afin d'éliminer la charge polluante contenue dans l'eau usée.

I.2 Principe d'épuration par lagunage

Le lagunage est un procédé d'épuration des eaux usées qui consiste en un lent écoulement de l'eau dans un ou plusieurs bassins peu profonds où prolifèrent des bactéries et autres organismes vivants au détriment des matières organiques et des sels minéraux contenus dans les eaux; simultanément, le nombre des agents pathogènes (bactéries, virus, parasites) est considérablement réduit, notamment en raison de la longue période de rétention dans les bassins.

Ces bassins sont placés en série, le plus souvent trois, parfois plus et totalisant habituellement entre 20 et 30 jours de temps de séjour des eaux et même plus.

Il s'agit d'un processus biologique d'épuration permettant l'élimination des matières organiques biodégradables avec production des boues minéralisées piégées dans le fond des ouvrages, ce qui nécessite un curage des bassins au bout d'une dizaine d'années environ.

Les sels minéralisés formés produit un phénomène d'eutrophisation, signalé par une prolifération d'algues (phytoplancton) qui croissent sous l'effet conjugué de la présence des dérivés azotés et phosphorés dans l'eau et de la photosynthèse due aux radiations solaires. Ce phénomène, si nuisible pour les eaux naturelles, s'avère profitable dans le processus du lagunage. En effet, la destruction de la matière organique s'opère grâce à une association biologique extrêmement large :

- Au fond du premier bassin de lagunage, une catégorie de micro-organismes dégrade la matière organique selon les processus classiques de la fermentation anaérobie.
- Dans la partie supérieure du bassin de tête et dans les autres bassins, l'aérobiose est généralisée et les bactéries minéralisent les matières organiques solubles en suspension. Le métabolisme de ces bactéries aérobies implique un apport important en oxygène provenant de la photosynthèse des algues qui se développent vigoureusement dans un milieu riche en matières nutritives.

I.2.1 Micro-organismes rencontrés dans les lagunes

A. Bactéries : Ce sont des microorganismes pouvant consommer une grande partie de la matière organique. Ils rejettent dans le milieu les produits de dégradation, sous forme de gaz carbonique et de matière solubles. Il existe deux types de bactéries :

- Celles qui peuvent se développer en l'absence d'oxygène (anaérobies). Les bactéries anaérobies essentiellement méthanogènes, se développent au niveau des sédiments du premier bassin appelé bassin de décantation car les substances toxiques non dégradables tels que les phénols, hydrocarbures, détergents et métaux lourds s'y déposent par sédimentation et ne risquent plus de s'accumuler dans la chaîne trophique (ou chaîne alimentaire).
- Celles qui ont besoin d'oxygène pour vivre (aérobies), On peut citer par exemple les bactéries du cycle du soufre qui épurent les rejets vinicoles, celles du cycle de l'azote

(processus de nitrification par " nitrosomonas " et de nitrification par " nitrobacter ") Les bactéries aérobies dominent dans la pleine eau. L'oxygène nécessaire pour leur développement provient de l'interaction entre l'atmosphère et l'eau (par l'action du vent), mais surtout de l'activité des algues qui le dégagent après la photosynthèse. [*Le lagunage écologique (Yves Piétrasanta-Daniel Bondon) Ed.Economica 1994.*]

B. Algues : Ce sont des plantes microscopiques. Comme toutes les plantes elles contiennent de la chlorophylle, d'où la couleur verte visible des bassins. La chlorophylle leur permet d'utiliser la lumière du soleil comme source d'énergie : c'est la base du processus de photosynthèse. Les algues se développent à la lumière en prélevant dans l'eau du gaz carbonique et des sels minéraux, et en y rejetant de l'oxygène. Cette production s'effectue essentiellement dans la couche superficielle de l'eau.

Il s'agit des algues bleues, vertes, brunes et des eugléniens. Selon la saison, selon la valeur des paramètres du milieu, certaines familles se développent plus que d'autres.

Tout comme dans le cas des bactéries, les espèces les mieux adaptées croissent au détriment des autres mais contribuent de toute façon à l'oxygénation du milieu, facteur majeur d'une bonne épuration.

A leur tour, dans le cycle alimentaire de l'écosystème, elle constitue la nourriture des organismes de niveau supérieur dans la chaîne, c'est-à-dire le zooplancton.

C. Zooplancton : Il s'agit d'une faune microscopique (de quelques dizaines de micron à quelques millimètres) se nourrissant de bactéries, de phytoplancton, de matière organique et parfois de jeunes larves d'insectes.

Citons par ordre de taille croissante :

➤ **Protozoaires**

Ces organismes unicellulaires sont les principaux prédateurs des bactéries. Ils sont présents toute l'année sans manifester d'évolution numérique majeure. Quelques exemples de protozoaires : flagellés (peranema, astasia, bodo...), ciliées (paramécies, vorticelles, aspidisca, pleuronema...).



Figure I.1 : Image microscopique d'un Protozoaire

➤ **Métazoaires**

Ces organismes pluricellulaires, d'une complexité plus grande, sont représentés dans les derniers bassins de la station de lagunage sous trois groupes dominants :

➤ **Rotifères**

Ce sont des vermidiens microscopiques de 200 µm à 1 mm de forme très hétérogène. Ils représentent plus de 2 000 espèces regroupées en 22 familles. Le petit millier de cellules constituant leur corps a permis malgré leur taille très réduite, la constitution d'un organisme très complexe avec œil, œsophage, cœur, estomac, intestin... mais sans tête ni membre.

Ce sont essentiellement des microphages consommateurs de bactéries, de micro algues et de matière organique qui permettent une efficace clarification des eaux. Parfois présents dans les premiers bassins, ils peuvent vivre dans des eaux très peu oxygénées supportant de très grandes variations de la qualité du milieu.



Figure I.2 : Image microscopique d'un Rotifère

➤ **Copépodes**

Ce sont des petits crustacés (de 0,5 à 4 mm.) présent à la surface de l'eau. Ce sont de très efficaces prédateurs ; ils consomment pêle-mêle du phytoplancton, des jeunes larves d'insectes et des cladocères...

Dans les eaux douces, on peut distinguer deux groupes de copépodes : les Calanoïdes phytoplanctonivores à longues antennules et les Cyclopoïdes à courtes antennules (zooplanctonivores pour les plus gros). La reproduction est sexuée. La fécondation s'effectue dans des sacs (1 sac chez les Calanoïdes et 2 chez les 1 Cyclopoïdes) portés par les femelles, donnant naissance de 1 à 30 larves par sac. A la naissance, les larves arachnoïdes (dites nauplius) vont devoir muer 6 fois avant de ressembler aux adultes. A ce stade, il faut encore attendre 5 mues successives pour pouvoir se reproduire. Puis les adultes pourront aller jouer leur rôle actif de reproducteur.

➤ **Cladocères**

Ce sont des petits crustacés herbivores et détritivores de 0,2 à 3 mm. Ils jouent un rôle important dans la station de lagunage et particulièrement dans les derniers bassins pour diminuer le taux de matière en suspension (filtration de la biomasse phytoplanctonique) et ainsi augmenter la luminosité. Cependant, leur mode de nutrition et leur respiration a tendance à diminuer le taux d'oxygène dissout. Leur taille relativement importante (facilitant leur pêche) et leur richesse protéique font des cladocères des organismes facilement valorisables en aquaculture.



Figure I.3. Image microscopique d'un Cladocère

D. Plantes aquatiques « Macrophytes »

Deux types sont à distinguer :

- Les plantes enracinées comportant une tige souterraine ou rhizome. Elles jouent essentiellement un rôle de support et d'abri pour les bactéries, algues et zooplancton qui peuvent se fixer sur la partie immergée des tiges ou se développer à proximité. Elles contribuent ainsi à diversifier et à équilibrer l'activité biologique.

- Les plantes flottantes, telles les lentilles d'eau, peuvent coloniser certains bassins de lagunage. Elles jouent un rôle positif dans l'épuration tant que leur développement est contrôlé (assimilation d'azote et de phosphore minéral en particulier), mais une prolifération excessive compromet le bon fonctionnement de l'installation.

I.3 Types de lagunes

Nous rappelons qu'une station de lagunage est constituée d'une série de bassins artificiels, généralement 3 bassins, dont le 1^{er} est conçu pour être facultatif et les suivants sont des lagunes de maturation. Le temps de séjour est de 60 à 90 jours.

I.3.1 Lagunage à microphytes :

Dans les bassins de lagunage à microphytes, les plantes sont uniquement représentées par le phytoplancton, les algues microscopiques d'un centième de millimètres en moyenne, mais jouant le même rôle que les macrophytes dans la fixation des nutriments. On distingue plus de 100000 espèces. L'épuration est donc essentiellement basée sur l'action symbiotique entre les populations d'algues et de bactéries.

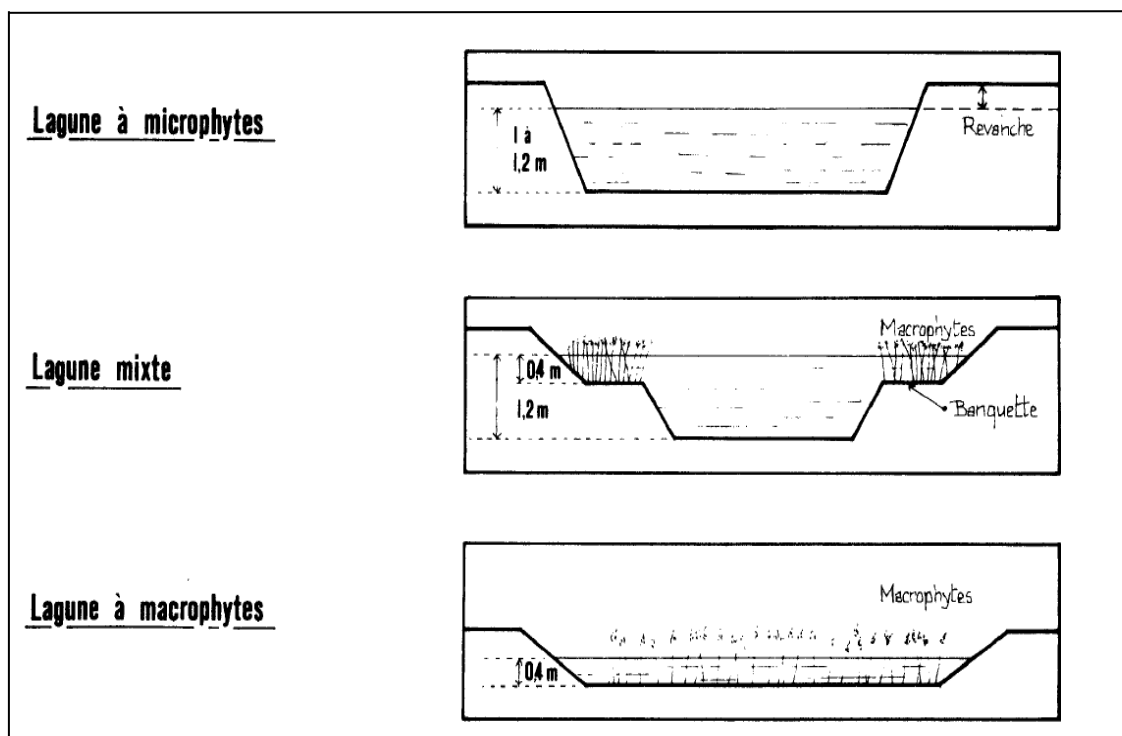
I.3.2 Lagunage à macrophytes :

Il est caractérisé par la présence de plantes visibles à l'œil nu. Il est constitué de plantes immergées ou émergées, enracinées ou non, telles que les roseaux, les massettes, les joncs, les sripes, les laiches, les lentilles d'eau ou les jacinthes d'eau. Les bassins sont alors généralement de plus faible surface et moins profond (0.6 à 0.8 m) ou la charge polluante est plus faible. Au delà de son intérêt esthétique, l'utilisation des macrophytes peut améliorer

significativement la qualité de l'effluent, mais leurs biomasses ne produisent guère de bénéfices supplémentaires. L'effet épuratoire est dû principalement à la faculté de ces plantes d'extraire les éléments nutritifs de la colonne d'eau et au support que leurs racines et feuilles offrent aux microorganismes susceptibles de dégrader les matières organiques et nitrifier l'azote ammoniacal. L'effet sur la dégradation de la matière organique passe principalement par la création d'une zone de rhizomes servant comme support pour le biofilm pouvant dégrader. Cet effet est cependant minimisé par la diminution de la ré-aération de la colonne d'eau. Par contre, l'ombrage de l'eau dû à la présence des macrophytes, diminue fortement la quantité de rayonnement UV qui atteint l'eau et l'efficacité épuratoire (coliformes et streptocoques). De plus, l'utilisation des macrophytes entraîne une augmentation des coûts de fonctionnement du fait d'un entretien plus lourd (faucardage et arrachage).

I.3.3 Lagune mixte :

C'est une lagune qui contient des microphytes et des macrophytes, elle est caractérisée par des banquettes plantées de plantes semi-aquatiques.



I.3.4 Lagunes anaérobies

Elles ont généralement une profondeur de 2 à 5 m et reçoivent une charge organique élevée supérieur à 100 g DBO/m³.j (équivalent à plus de 3000 Kg/ha.j) pour une profondeur de 3m.

Elles sont dépourvues d'oxygène dissous et algues. Le fonctionnement de ces lagunes est considéré comme analogue à celui d'une fosse septique ouverte où la dégradation de la pollution est accomplie par une première étape de sédimentation, suivie d'une digestion anaérobie en un temps de séjour relativement court (1 à 5 jours). Des bulles apparaissent ainsi à la surface du bassin avec dégagement de biogaz (gaz composé de 70 % méthane et 30 % de dioxyde de carbone). Le rendement de ce type des lagunes est plus intense pour des températures au dessus de 15 °C et à des pH supérieurs à 6,2. Il peut atteindre des ratios de 40% à 10°C et 60% à 20 °C sur la DBO₅.

L'intérêt est de placer en tête de la filière de traitement est de réduire en moitié la surface totale nécessaire. Seulement elles peuvent être à l'origine des la production des mauvaises odeurs (SO₄ > 300 mg/l).

Il faut noter aussi que les lagunes anaérobies résistent aux fortes variations de charge organiques et hydrauliques, et elles sont réputées performantes dans l'élimination de la DBO₅ et les métaux lourds par précipitation des sulfures.

I.3.5 Lagunes facultatives

Habituellement, elle est placée en aval de la lagune anaérobie, elle se caractérise par une profondeur moyenne de 1 à 2 m et d'une surface très importante.

Il en existe deux types : une facultative primaire qui reçoit de l'eau usée brute et une facultative secondaire recevant l'eau sans particules issue du bassin anaérobie.

La dégradation de la matière organique par les bactéries aérobies est prédominante dans ce type de lagunage.

Le processus dans la lagune anaérobie et la lagune facultative primaire se produisent simultanément. Il est estimé qu'approximativement 30% de la DBO de l'effluent est dégagé sous forme de méthane et consommé par les algues. Ce processus exige plus de surface, plus de temps (2 à 3 semaines au lieu de 2 à 3 jours dans la lagune anaérobie).

Les microorganismes hétérotrophes aérobies colonisent la tranche d'eau supérieure et dans les dépôts de sédiments, on assiste à la prolifération de bactéries anaérobies.

A la surface du bassin, la DBO est oxydée par les bactéries aérobies, l'oxygène qui leur est nécessaire est fourni par les échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère ainsi que par l'activité photosynthétique des microalgues : utilisant le dioxyde de carbone (CO₂) produit par les bactéries qu'elles convertissent en hydrates de carbone.

Toutefois, pour préserver les conditions d'aérobiose, la charge de pollution entrante ne devra pas être élevée (de l'ordre de 100 à 400 kg/ha.jour).

I.3.6 Lagunes de maturation

La lagune de maturation reçoit les effluents du bassin facultatif ; c'est un bassin entièrement aérobie et de profondeur relativement faible (1 à 1,5 m, la limite de pénétration de la lumière). Elle assure principalement l'élimination des pathogènes et contribue au traitement des polluants.

La taille et le nombre des bassins sont déterminés principalement par la qualité bactériologique requise des eaux épurées. Les taux de réduction des germes fécaux sont très élevés. Aussi l'usage de ces bassins est en général réservé aux applications de réutilisation agricoles non restrictives.

I.3.7 Lagunes aérobies

Les lagunes aérobies servent à accélérer la décomposition des matières organiques par les bactéries aérobies et facultatives, et favorise la croissance des algues pour éventuellement produire des protéines. Ces lagunes présentent l'avantage d'être simple à construire (creusés en terre avec une couche d'argile au fond pour l'imperméabilisation et des rip-rap pour protéger les talus. L'aération est réalisée naturellement, par brassage par le vent à la surface et par photosynthèse. Dans ce type de bassin la profondeur (0,2 à 0,5 m) est très faible afin de permettre à la lumière du soleil de pénétrer dans toute la profondeur et d'avoir de l'oxygène dissous dans toute la colonne d'eau. Ainsi, la conception des lagunes aérobies doit être basée sur les conditions de l'hiver (température et lumière minimum). L'utilisation des lagunes aérobies se limite généralement aux régions ensoleillées et chaudes, là où il n'y a aucun risque de couverture glacée. Le mauvais fonctionnement des lagunes, c'est-à-dire une insuffisance d'oxygénation, génère des problèmes d'odeurs. Le temps de séjour varie de 15 à 20 jours.

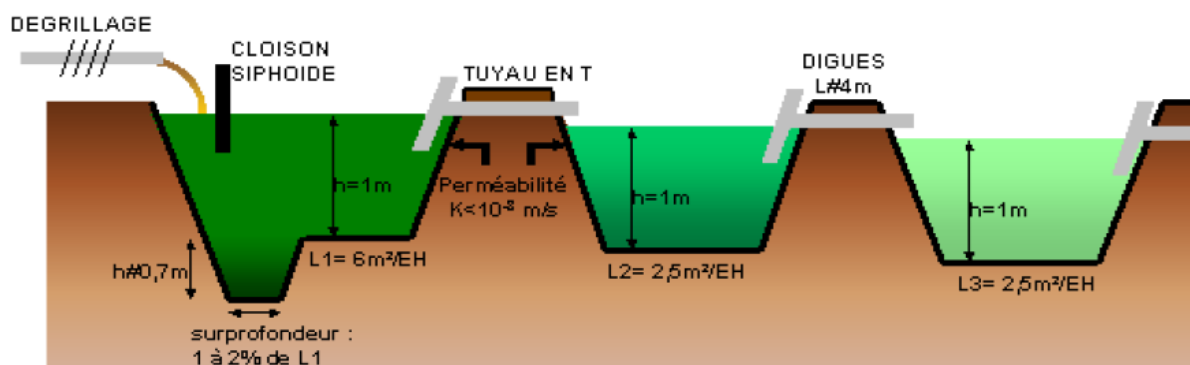


Figure I.5 : Schéma d'une station d'épuration par lagunage naturel avec trois types de bassins.

I.4 Facteurs d'épuration du lagunage naturel

I.4.1 Facteurs climatiques

Les facteurs climatiques jouent un rôle essentiel dans les processus d'épuration par lagunage : les durées d'ensoleillement et les températures conditionnent directement les vitesses de dégradation de la charge organique et microbienne.

I.4.1.1 Température

Un des effets les plus importants dans le choix d'un procédé d'épuration, est l'influence de la température sur les performances du procédé. Le lagunage ne peut fonctionner normalement qu'entre 5 et 35°C, au dessous de la limite inférieure l'activité algale et celle des bactéries aérobies sont fortement ralenties. Les bactéries anaérobies ne sont pas très actives au-dessous de 15°C. Les fermentations méthaniques se trouvent considérablement réduites. Les fluctuations saisonnières de la température ont une action déterminante sur l'apparition et le développement des biocénoses ainsi que sur l'activité bactérienne des sédiments.

La température de l'eau influe particulièrement sur la sélection des espèces biologiques. Entre 18 et 35°C on trouvera des diatomées, entre 30 et 35°C des algues vertes, et entre 35 et 40°C des algues bleues.

I.4.1.2 Eclaircissement

La lumière solaire est indispensable à la photosynthèse, qui est la principale source d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique. L'éclaircissement reste donc déterminant en lagunage naturel pour le traitement des eaux usées. Le rendement d'utilisation

de la lumière par les algues est presque linéaire pour les basses intensités lumineuses et la photosynthèse est essentiellement régie par l'intensité de la lumière (GLOYANA, 1972). Même à faible températures (inférieures à 10°C), une bonne intensité lumineuse peut entraîner une épuration équivalente à celle des mois d'été. A de plus fortes intensités, il y a un plafond de saturation à partir duquel un accroissement de l'intensité lumineuse n'entraîne pas une augmentation de la photosynthèse.

I.4.1.3 Vent

Le vent est un facteur non négligeable dans la mesure où il permet le renouvellement au-dessus de la surface évaporante de l'air non saturé. De même les turbulences créées assurent un brassage de la masse d'eau et une bonne répartition de la température et de l'oxygène dissous et évite ainsi la stratification.

I.4.1.4 L'évaporation

Elle peut être dans certaines régions très intenses en périodes estivales. Elle diminue la quantité des effluents à traiter et augmente donc la charge à l'hectare.

Conjuguée à une infiltration importante, elle peut perturber l'épuration et doit donc être prise en compte lors des calculs de dimensionnement des différents bassins.

I.4.2 Facteurs physico-chimiques

I.4.2.1 Temps de séjour

L'épuration par lagunage naturel nécessite un temps de séjour assez long, plus long en hiver qu'en été (période favorable avec la conjugaison de la lumière et de la température). Les eaux à traiter doivent séjourner dans les bassins une durée supérieure ou égale au temps nécessaire à leur épuration, pour avoir un bon rendement sur la charge organique et microbienne.

I.4.2.2 Géométrie des bassins

La profondeur du bassin agit sur l'intensité lumineuse, plus le bassin est profond plus l'intensité lumineuse diminue entraînant une diminution plus ou moins importante de la production des algues.

Elle permet donc le contrôle de la végétation. Le volume du bassin va permettre, avec le débit, de fixer un temps de séjour optimum dépendant de la charge admise et de la dépollution soustraite, toute variation du volume à la sortie de dépôt sédimentaire, d'une évaporation, d'une infiltration ou d'un apport d'eau par les pluies entraîne une modification de la répartition des temps de séjour et inévitablement du rendement épuratoire.

La conception géométrique des bassins de lagunage, qui semble s'imposer actuellement, est la suivante :

- Une profondeur (un mètre environ) pour l'ensemble des bassins sauf pour le premier qui doit être plus profond, afin d'éviter les comblements.
- Eviter des bassins non compartimentés de plus de deux hectares, pour ne pas avoir des problèmes de zonation (courts circuits).
- Prévoir une alimentation près du fond et dans le premier tiers du parcours de l'eau ainsi la charge et les sédiments seront mieux distribués.
- Un premier bassin très allongé favorise une surcharge en tête. Une forme ramassée (ratio longueur / largeur ≤ 3) est nécessaire pour ne pas favoriser une surcharge en tête et donc une croissance bactérienne aux dépens de celle des algues.

I.4.2.3 Nutriments

L'azote et le phosphore sont des éléments essentiels des cellules vivantes et sont les substances nutritives les plus importantes pour la croissance des algues.

Le phytoplancton existant au lagunage utilise préférentiellement l'azote sous la forme d'ammonium, de même, on estime qu'un très grand nombre d'algues planctoniques sont capables d'utiliser des acides aminés comme seule source d'azote.

Les algues ont en effet, besoin de 10 à 20 fois plus de phosphore que d'azote. Toutefois, même dans les meilleures conditions climatiques et en période de photosynthèse intense, le phosphore sous la forme PO_4^{3-} sera excédentaire et exporté vers le milieu récepteur. Une certaine fraction du phosphore organique est réfractaire, elle se dépose sous forme de boue.

Les principales causes d'abattement du phosphore sont généralement attribuées aux phénomènes suivants :

- Sédimentation du phosphate minéral détritique,
- Précipitation avec des composés inorganiques,
- Assimilation directe du phosphate par des organismes vivants,

- Adsorption directe du phosphate dissous sur des particules de sédiment.

En l'absence d'oxygène, les cellules relâchent le phosphore dans le milieu extérieur, alors qu'en phase aérée, elles l'accumulent sous forme de polyphosphate. Soumise à cette alternance de phase, les boues adaptées parviennent à piéger des quantités importantes de phosphore. Le phosphore n'est donc pas détruit. Il est extrait avec les boues.

I.4.2.4 Carbone

Un grand nombre d'algues unicellulaires, possédant des pigments photosynthétiques peuvent absorber et utiliser des composés organiques.

De nombreuses expériences ont montré que des espèces comme *scenedesmus*, *chlorelle* et *euglina* utilisent de l'acide acétique et des sources hexoses ainsi que bien d'autres substances : alcools, acides organiques, aminoacides, peptones ainsi que des protéines. Elles sont capables de se comporter alternativement en hétérotrophes, ou en autotrophes selon les conditions du milieu, et peuvent ainsi utiliser en absence de photosynthèse des sources de carbone organique. Cette importante caractéristique des algues a été démontrée par les expériences de nombreux auteurs, notamment par les travaux de A.GAID (épuration biologique des eaux urbaines. Tome 1, 1984).

I.4.2.5 pH

La plupart des procédés biologiques ont un domaine optimum de pH compris entre 6.5 et 8.5. En dehors de cette plage, les performances sont réduites.

L'activité photosynthétique entraîne de fortes variations de pH, celui-ci peut monter jusqu'à 9.8 de jour en été, du fait de la consommation de CO₂ par les algues. L'activité anaérobie vient équilibrer cette alcalinité au moyen des acides volatils entraînant une chute de pH suivie par l'inhibition de la production de CH₄ et l'échappement de produits odorants.

Aussi, la vitesse de nitrification est influencée par le pH. La nitrification est optimale pour des pH supérieurs à 7.2 et inférieurs à 9, des pH inférieurs à 6 inhibent totalement la nitrification, par contre pour la dénitrification les pH optimaux se situent entre 6.5 et 7.5.

I.4.2.6 Oxygène dissous

Le taux d'oxygène dissous dans l'eau est un facteur important pour la bonne marche de l'épuration et un minimum est indispensable pour éviter certaines nuisances (odeurs, couleurs, remontée de boues...).

Les apports d'oxygène dans un lagunage sont surtout dus aux échanges gazeux à l'interface air-eau et au phénomène de photosynthèse. Ils sont influencés par la température, la dégradation de la matière organique, l'oxydation des substances chimiques, la présence de certains gaz, sels minéraux et phytoplanctons.

I.5 Performances attendues du lagunage naturel

Dans les installations de lagunage naturel le bassin de tête joue un rôle prépondérant dans l'abattement de la matière organique. Il sert de décanteur surtout en forte charge et élimine la plus grosse partie des matières organiques. Un bassin normalement conçu peut donner les résultats suivants :

- Pour la charge organique, son abattement est environ 60% exprimé en DCO.
- La teneur en MES de l'effluent traité reste élevée et varie de façon très sensible suivant les saisons (de 50 à 150 mg/l).
- Pour l'azote : les rendements en azote peuvent atteindre des valeurs très élevées, entre 80 et 99%, bien qu'ils soient parfois très faibles. En effet les rendements en azote et même en phosphore sont très sensibles à la charge.
- Les germes tests : l'élimination des la pollution microbienne est un avantage essentiel que présente le lagunage naturel par rapport aux autres techniques d'épuration des eaux usées. Le lagunage engendre une élimination presque complète des germes tests de contamination fécale et des micro-organismes pathogènes. Cet abattement est fondamental, car il permet la valorisation des effluents épurés à des fins aquacoles et agricoles.

I.6 Avantages et Inconvénients du lagunage naturel :

Les avantages et inconvénients du lagunage naturel sont cités dans le tableau suivant :

Tableau I.1 : Avantages et Inconvénients du lagunage naturel

Critères	Avantages	Inconvénients
<p align="center">Qualité des eaux traitées (Rendement)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Rendements épuratoires, satisfaisants au regard de certains objectifs de qualité ; • Bonne épuration bactériologique ; rendement moyen de 60 à 70% sur les nutriments et avec les plus faibles concentrations en N-NH₄⁺ à l'été ; • Fiabilité du procédé. 	<ul style="list-style-type: none"> • Qualité de l'eau épurée inférieure à celle des procédés conventionnels performants sur la matière organique ; • Rendement en flux sur le carbone limité à cause des rejets d'algues ; • Influence saisonnière marquée sur les abattements en azote et phosphore.
<p align="center">Caractéristiques des eaux usées brutes</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Bon comportement avec des eaux diluées et des forts débits en période pluvieuse. 	<ul style="list-style-type: none"> • Accepte mal les effluents concentrés non domestiques (agro-alimentaires par exemple) • Problèmes de fonctionnement du premier bassin avec eaux concentrées et effluents septiques

Suite du tableau (I.1) :

<p>Variation de débit</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Fort pouvoir tampon ; • Conserve son potentiel de traitement presque à tout débit, supporte les variations de charge ; • Traite toute la pollution du réseau sans by passe amont. 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité de rejet important d'algues avec de forts débits (cas des orages en été) impact possible sur le milieu récepteur en période d'étiage.
<p>Impact sur l'environnement (hors milieu récepteur)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne intégration dans le paysage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Risque d'odeurs en cas de dysfonctionnement ; • Développement des moustiques si défaut d'entretien.
<p>Construction terrain</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Solution alternative lorsque les caractéristiques géotechniques du sol permettent difficilement la construction d'ouvrages en béton ; • Phasage de la construction possible en liaison avec l'évolution du réseau et des raccordements. 	<ul style="list-style-type: none"> • Etudes de sols préalables indispensables pour le choix d'un terrain facilement imperméabilisable ; • Surfaces nécessaires élevées (coût du terrain).

Suite du tableau (I.1) :

<p>Exploitation</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Faible coût d'exploitation ; • Simplicité d'exploitation bien adaptée au personnel de petites collectivités ; • Bonne minéralisation des boues. 	<ul style="list-style-type: none"> • Opération lourde de curage des boues tous les cinq à dix ans ; • Peu de possibilité d'intervention dans les processus biologiques.
<p>Evolution du procédé perspectives</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptabilité à des contraintes plus sévères par ajout d'un bassin d'infiltration, mais altimétrie des bassins existant souvent insuffisante pour obtenir une alimentation gravitaire. 	<ul style="list-style-type: none"> • Impact des algues mal connu sur un milieu récepteur sensible.

Conclusion

A partir de ce chapitre, on conclut que le lagunage naturel est une technique de traitement plus adapté aux petites collectivités à effluent urbain, son principe repose sur la reproduction des phénomènes d'autoépuration naturelle de l'eau. Le lagunage est simple, écologique, fiable mais il est caractérisé par un temps de séjour important et une emprise de sol importante.

Chapitre II

Introduction

La charge polluante est dégradée par différents acteurs (bactéries, algues et zooplanctons). Tous sont étroitement interdépendants et ont des effets complémentaires :

Les matières organiques dissoutes dans l'eau sont dégradés par les bactéries. Les sels minéraux issus de cette dégradation contribuent au développement des algues. Ces dernières et les bactéries sont une source de nourriture pour le zooplancton.

Une partie de matière en suspension des eaux usées décante dans le fond des lagunes, et l'autre partie est directement consommée par le zooplancton.

La charge polluante soustraite à l'effluent se retrouve finalement piégée dans le sédiment par dépôt des MES et des organismes planctoniques morts.

II.1 Elimination de la matière carbonnée (MES, DBO, DCO)**II.1.1 Principe**

La DBO₅ (Demande Biochimique en Oxygène) est un paramètre d'estimation du carbone organique biodégradable dans une eau. En milieu pollué, le carbone est utilisé par les bactéries comme source d'énergie et pour la synthèse de nouvelles cellules. Cette dégradation peut se faire en présence ou en absence d'oxygène.

L'élimination de la matière organique dans les bassins de lagunage est basée sur une relation symbiotique algues-bactéries, dans laquelle les bactéries utilisent l'oxygène fourni au milieu par les algues pendant la photosynthèse pour dégrader le carbone organique.

En retour, les sous-produits de cette réaction tels que NH₄⁺ et le CO₂ sont utilisés par les algues. La source de carbone pour la photosynthèse est discutée dans la littérature puisque il y a des auteurs qui estiment que le CO₂ utilisé par les algues pourrait provenir de l'air et non de l'eau. C'est ce qui expliquerait la stabilité du pH généralement observé dans les bassins couverts de macrophytes [Bowes and Beer, 1987; Urbanc and Gaberscik, 1989].

Les bassins à macrophytes sont différenciés en trois zones selon le potentiel redox.

La première zone correspond à la rhizosphère, elle est le lieu où se déroule la dégradation aérobie. Le potentiel redox de cette zone est supérieur à 300 mV. La quantité d'oxygène fournit au milieu est fonction de la plante, et pour les plantes flottantes, il a été montré que les jeunes plantes ont un taux de production d'oxygène plus élevé que les plantes mères [Moorhead and Reddy, 1988b].

La deuxième zone est comprise entre la rhizosphère et les sédiments. C'est souvent la zone la plus importante en volume. Elle est le siège des bactéries anaérobies facultatives qui utilisent, dans l'ordre de préférence, les nitrates, les oxydes de manganèse et l'ion ferrique comme accepteur final d'électron pour la dégradation du carbone organique [Reddy, 1984b; Delgado *et al.*, 1994]. Le potentiel redox de cette zone est compris entre -100 et 300 mV.

La troisième zone se situe dans les sédiments où les réactions sont strictement anaérobies.

II.1.2 Mécanismes de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un processus microbiologique de conversion de la matière organique, faisant intervenir essentiellement des populations bactériennes, ainsi que des protozoaires et quelques champignons anaérobies.

On l'observe dans des biotopes variés, naturels ou artificiels, tels que les marais, les sédiments de lac, le rumen des herbivores ou encore les digesteurs de station d'épuration. Le principe de la digestion anaérobie est décrit comme la conversion de la matière organique en biomasse et en biogaz, composé essentiellement de méthane (CH₄) et de gaz carbonique (CO₂). La digestion anaérobie d'un produit organique complexe comporte quatre métabolismes différents à savoir : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse. Cela est illustré par la figure (II.1).

a) L'hydrolyse

Les polymères organiques sont convertis en molécules plus simples (monomères) solubles, sous l'action d'exoenzymes hydrolytiques (cellulase, protéase, lipases) produits par des bactéries fermentaires, anaérobies strictes ou facultatives. L'hydrolyse n'est pas un mécanisme obligatoire de la fermentation méthanique, mais une étape obligatoire pour la solubilisation des complexes organiques insolubles non disponibles pour les microorganismes.

b) L'acidogénèse

Les produits de l'hydrolyse sont fermentés en composés organiques simples à courte chaîne (2 à 6 carbone) par des bactéries acidogènes, anaérobies strictes ou facultatives. Cette étape aboutit à un mélange d'acides gras volatiles (A.G.V) et de composés neutres (alcools).

c) L'acétogénèse

Cette étape est réalisée par des bactéries acétogènes productrices d'hydrogène et conduit à la formation d'acétate, de CO₂ et d'hydrogène (H₂). Ces réactions de déshydrogénation sont thermodynamiquement défavorables et ne sont possibles qu'à de très faibles pressions partielles

en hydrogène. L'action des bactéries acétogènes dépend donc de l'activité des bactéries méthanogènes consommatrices d'hydrogène.

d) La méthanogénèse

Les deux principales voies de la fermentation de CH_4 sont la réduction du CO_2 (méthanogénèse hydrogéntrophique) et de la décarboxylation de l'acide acétique (méthanogénèse acétoclastique) qui représente environ 70% de la formation de méthane.

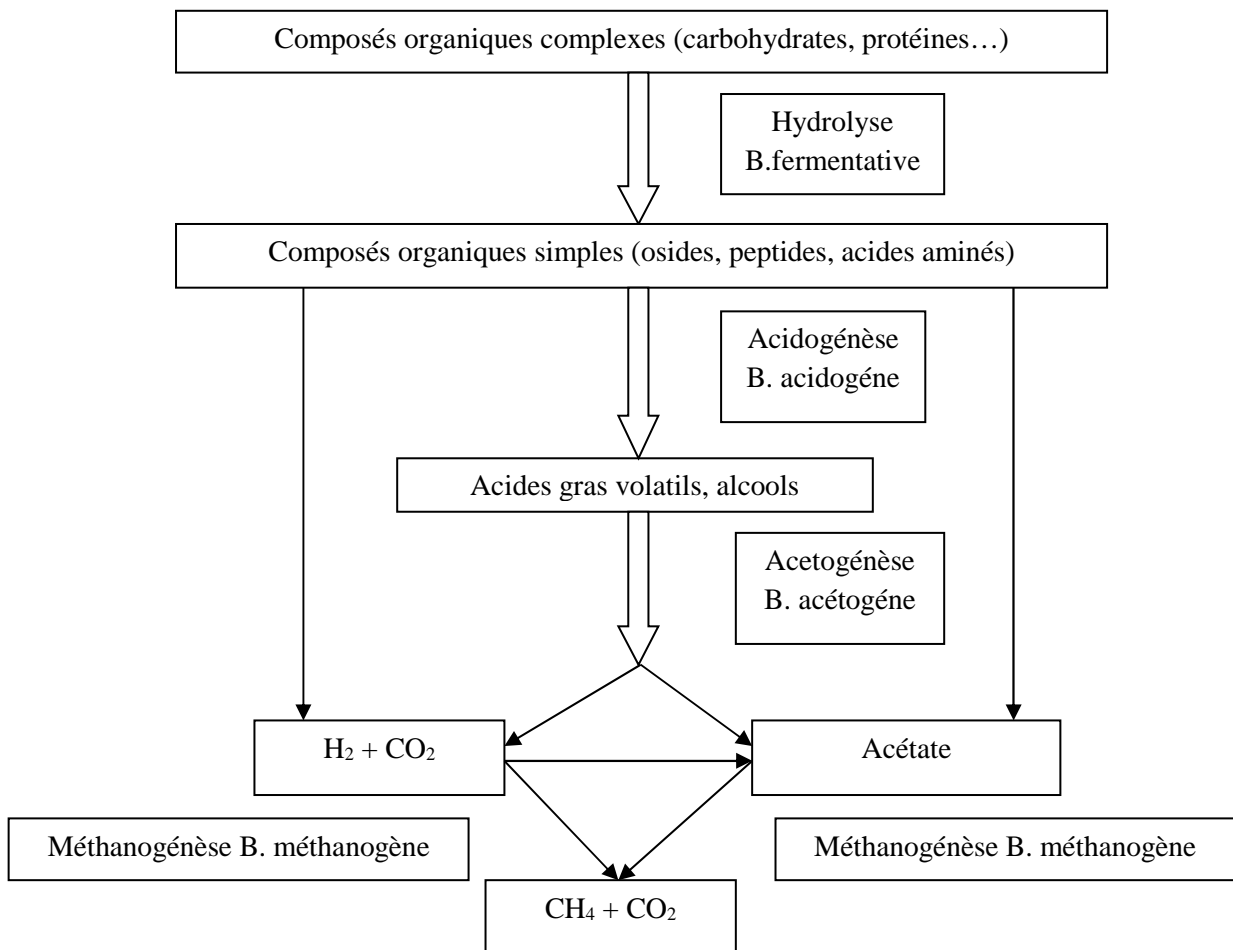


Figure II.1 : Représentation schématique des étapes de la digestion anaérobie de composés organiques

II.1.3 Mécanismes d'élimination de la DBO5 dans les lagunes facultatives

L'environnement aquatique des lagunes facultatives est un écosystème compliqué où un grand nombre de processus interactifs ont lieu simultanément. La dégradation de la matière organique s'effectue par oxydation dans la couche supérieure de la lagune par bactéries aérobies et les bactéries facultatives et par des processus anaérobies dans les couches anaérobiques inférieures.

La gestion principale de la lagune facultative est d'équilibrer le transfert d'oxygène produit par l'activité photosynthétique des algues et le mécanisme de ré-aération en surface.

Le concept des lagunes facultatives est basé sur le phénomène « symbiose algue-bactérie » ou un équilibre est maintenu entre l'oxygène produit par la photosynthèse des algues et le mécanisme de ré-aération en surface dans la couche supérieure à la demande d'oxygène nécessaire la décomposition de la matière organique dans les couches plus profondes par hétérotrophie.

II.2 Processus d'élimination de l'azote

L'azote présent dans les eaux usées provient des déjections humaines comme (les urines sous forme d'urée, d'acides uriques et d'ammoniaque) et des eaux de cuisine. Il se trouve essentiellement sous la forme d'azote organique et d'azote ammoniacal (NH_4^+) dans les eaux usées avec une légère prédominance de la première forme.

L'azote est un élément indispensable au développement des bactéries et des algues responsables de la dépollution des eaux mais il est aussi un fertilisant dont la présence en excès, conduit au phénomène d'eutrophisation du milieu aquatique.

Les mécanismes de l'élimination de l'azote en lagunage naturel sont complexes. Ils reposent sur le métabolisme des organismes présents dans le milieu et sur les conditions physico-chimiques rencontrées. Les principales causes d'abattement sont généralement attribuées aux phénomènes suivants :

- Stripping ou volatilisation de l'ammoniac gazeux dans l'atmosphère;
- Nitrification (couche superficielle) couplée à la dénitrification (proximité des dépôts);
- Assimilation par les algues et les bactéries;
- Rétention de l'azote organique décantable dans les sédiments (relargage ultérieur sous forme d'azote ammoniacal par digestion anaérobie

Il est à préciser qu'en présence de plantes aquatiques, les principales réactions d'élimination de l'azote sont la nitrification/dénitrification et l'assimilation par les végétaux.

a) Stripping

La volatilisation de l'azote sous forme de gaz ammoniacal est appelé stripping. En effet, le taux de gaz ammoniac (NH_3) évacué vers l'atmosphère dépend du pH du milieu aquatique. Une élévation du pH provoqué par une activité intense de la photosynthèse en période estivale provoque la formation de l'ammoniac gazeux et favorise son départ vers l'atmosphère. En effet, La forme ionisée (NH_4^+) domine pour des pH inférieurs à 9, alors que pour des pH supérieurs à 9 c'est la forme non ionisée (NH_3) qui prédomine.

b) Assimilation

L'assimilation est un processus qui consiste en la synthèse de la matière vivante à partir de la matière organique azotée. L'assimilation de l'azote conduit à la synthèse des protéines qui sont des macromolécules formées par polymérisation d'acides aminés. La synthèse cellulaire est assurée par des produits chimiques catalysés par des enzymes spécifiques. Les bactéries et les algues qui assurent l'élimination de la charge polluante organique ont besoin pour leur métabolisme de nombreux éléments chimiques. L'azote (ammoniacal, acides aminés) vient au premier rang de ces éléments puisqu'il est un composant important de la cellule bactérienne représentant environ 10% de sa matière sèche. Il convient de signaler également que le développement des algues dans le lagunage est fonction de la quantité de matières organiques disponibles (l'azote, le phosphore et les oligo-éléments sont toujours présents en quantité suffisante dans l'effluent urbain).

La plus part des travaux effectués sur la nutrition algale ont montré que l'assimilation représente 7 à 10 % du poids sec des algues.

Les algues préfèrent assimiler les ions ammoniums sur les autres formes d'azote inorganique. Ainsi toute autre forme inorganique est réduite en ion ammonium avant d'être incorporée dans la biomasse algale.

c) Ammonification

La réaction d'ammonification est la première transformation de l'azote organique en azote ammoniacal réalisée par des bactéries hétérotrophes autant en milieu anoxique qu'aérobie.

Les réactions d'ammonification se réalisent assez rapidement au niveau des stations d'épuration soit par hydrolyse de l'urée (forme prédominante de l'azote à l'entrée des stations d'épuration) ou bien désamination oxydative ou réductive des composés organiques azotés.

Par ailleurs, l'azote entrant dans la composition des cellules algales n'est pas soutiré du système. Les algues meurent et rejoignent en grande proportion les dépôts au fond de bassin (le reste des algues microscopiques est entraîné avec l'effluent épuré). Sous l'action des bactéries anaérobies de ces dépôts, une ammonification a lieu, relargant dans le milieu naturel la plus grande partie de l'azote organique.

Il est à noter, qu'après cette première phase d'ammonification, l'azote subit des transformations d'oxydo-réduction sous l'action des bactéries.

d) Nitrification

La nitrification est l'oxydation par des bactéries autotrophes aérobies de l'azote ammoniacal en azote nitrique (nitrates). Ces bactéries tirent leur énergie de l'oxydation de

l'ammoniaque et utilisent les sources de carbone minéral (CO₂) pour synthétiser la matière vivante.

Le phénomène de nitrification se déroule en deux étapes :

- La nitrification est l'oxydation de l'ion ammonium en ion nitrite. Elle est réalisée par des bactéries nitreuses : Nitrosomonas europa, Nitrosococcus et Nitrospira.
- La nitratisation est l'oxydation de l'ion nitrite en ion nitrate. Elle est effectuée par les bactéries nitriques. Nitrobacter.

Le taux de croissance des bactéries nitrifiantes, inférieur à celui des bactéries hétérotrophes dégradant la pollution carbonée est influencé par les facteurs suivants (Déronzier et al, 2001) :

- La température ; La nitrification est, comme tout processus biochimique, sous la dépendance de la température. Ainsi pour la nitrification, la température optimale de croissance de Nitrosomonas se situe entre 30 et 36°C et celle de Nitrobacter entre 28 et 36°C (Knowles et al, 1999 in Bougard, 2004)..La réaction de nitrification se situe dans la plage de 5°C-35°C, l'optimum néanmoins se situe à 26°C-35°C
- Le pH (optimum se situe entre 7,2 et 8,5) ;
- La charge appliquée qui doit être faible pour un maintien du développement des bactéries autotrophes ;
- Les concentrations en substrats.

e) **Dénitrification**

La dénitrification est la réduction par des micro-organismes des nitrates en azote moléculaire, donc en un gaz inerte qui contrairement aux autres composés de l'azote est relativement non utilisable pour la croissance biologique.

Cette transformation est aussi appelée réduction dissimulatrice ou « respiration des nitrates », car le nitrate exerce en anaérobiose la fonction que remplit l'oxygène en aérobiose.

Par ailleurs, il existe aussi une réduction assimilative transformant les nitrates en ammoniac par l'action de nombreux micro-organismes. Elle est, de ce fait, incluse dans le mécanisme d'assimilation lorsqu'il y a carence relative en azote réduit.

Le principe de la dénitrification consiste donc en une réduction des nitrates en nitrites puis les nitrites sont réduits à l'état d'azote gazeux par plusieurs réactions successives :



Une vingtaine d'espèces bactériennes hétérotrophes aérobies facultatives présentent l'aptitude à dénitrifier. Ces germes ont besoin de carbone organique et utilisent préférentiellement l'ammoniac pour couvrir leurs besoins d'azote.

Contrairement à la nitrification, la dénitrification ne peut pas être inexistante en station d'épuration, du fait de la vitesse de croissance bactérienne. Elle peut être seulement ralentie.

Les conditions de dénitrification sont les suivantes :

Décantation :

De nombreuses filières d'épuration comportent une décantation primaire. L'extraction des boues qui s'accumulent dans les sédiments permet naturellement de séparer la fraction de l'azote liée aux matières en suspension des eaux brutes retenues par l'ouvrage.

En fonction de la longueur et de la pente du réseau de conduite d'amenée, l'élimination d'azote par décantation primaire est comprise entre 5 et 10 % de l'azote total (Déronzier et al, 2001).

Dans le lagunage naturel, le temps de séjour des boues dans le bassin anaérobie réduit le rendement de la décantation par libération progressive d'azote ammoniacal produit par la lyse des bactéries. Ainsi, la part d'élimination de l'azote par décantation est négligeable devant celles des autres processus en cause.

II.2.1 Rôle des plantes flottantes dans l'élimination de l'azote:

Lorsque les bassins sont totalement couverts, l'azote dans le milieu se trouve sous forme organique (sédiment et détritus) ou minérale (ammonium et les nitrates). De bonnes corrélations sont établies entre les rendements d'élimination et les concentrations initiales en azote ou avec la densité des plantes.

Plusieurs études ont montré que l'ammonium est la forme d'azote préférentiellement utilisée par les plantes aquatiques. L'assimilation des nitrates semble être contrôlée par un processus enzymatique, alors que c'est un phénomène de diffusion qui contrôle le prélèvement de l'ammonium. C'est ce qui expliquerait que le taux d'assimilation de l'ammonium ne varie pas dans la journée, tandis que le prélèvement des nitrates par les plantes se déroule seulement le jour lors de la photosynthèse.

Une autre étude montre par ailleurs qu'une forte concentration d'ammonium peut inhiber la formation des nitrates réductases (enzymes catalysant des actions d'oxydoréduction) et empêcher ainsi l'assimilation des nitrates par la plante. En effet, des concentrations élevées en

NH₄⁺ peuvent inhiber la nitrification et plus particulièrement la nitratisation car les nitrobacters sont plus sensibles aux variations des conditions du milieu.

L'assimilation de l'ammonium est une fonction de la productivité de la plante. Dans une station d'épuration, elle peut être maximisée par des récoltes régulières. La contribution des plantes dans l'élimination globale de l'azote est très discutée dans la littérature, car elle dépend des concentrations initiales en azote, de la densité des plantes et de la qualité des eaux traitées [DeBusk and Ryther, 1984; Reddy and DeBusk, 1984]. Il est montré que l'azote stocké dans les tissus de la jacinthe d'eau n'augmente pas avec la concentration du milieu en ammonium, mais la forte densité des plantes peut entraîner une baisse de la teneur en azote lorsqu'il est insuffisant dans le milieu.

La présence des plantes dans les bassins fournit aux communautés bactériennes présentes un support de fixation. Celles-ci forment un biofilm qui contribue à la dégradation de polluants. L'oxygène diffusé dans ce milieu permet le développement de bactéries nitrifiantes, responsables de la nitrification de l'ammonium. Les nitrates formés dans cette zone diffusent dans les couches inférieures où ils sont transformés en azote élémentaire (N₂) par dénitrification. Il est admis que la nitrification/dénitrification contribue pour une grande part à l'élimination de l'azote dans les bassins à macrophytes. Lorsque les concentrations d'azote sont suffisantes et que les conditions du milieu le permettent, la nitrification/dénitrification peut représenter plus de 60 % de l'azote perdu dans les bassins

Cependant, l'importance de ces réactions dépend du potentiel redox du milieu.

Le rôle des plantes aquatiques dans l'élimination de l'azote semble être prépondérant soit par stockage dans ses tissus, soit par stimulation des réactions de nitrification/dénitrification.

II.2.2 Performances attendues

Les abattements moyens annuels d'azote des installations de lagunage naturel s'établissent à 60-70 % et peuvent dépasser 75 % en période estivale. L'influence saisonnière est très marquée sur l'élimination de l'azote.

En sortie de lagunage, l'azote se trouve essentiellement sous forme d'azote ammoniacal. Des écarts extrêmes de concentrations entre le maximum en hiver et le minimum en été peuvent atteindre un facteur 10, (par exemple : 3 mg/l en été et 35 mg/l en hiver). L'ammoniaque rejeté durant la période hivernale est augmenté du relargage de la couche de dépôts d'autant plus que l'épaisseur de sédiments est importante (vieillessement des installations).

L'azote organique particulaire est lié au rejet d'algues. Il n'est présent qu'en faibles concentrations ainsi que les nitrites et nitrates.

II.3 Elimination du phosphore :

II.3.1 Les formes du phosphate intervenant dans le cycle du phosphore :

Le phosphore peut se trouver sous deux formes :

a) Les formes dissoutes

On distingue les formes suivantes :

- Les orthophosphates : ils représentent la fraction la plus active biologiquement et chimiquement ;
- Les acides phosphoriques condensés ;
- Le phosphate organique dissous : il regroupe un ensemble de produits intermédiaires de la dégradation de la matière organique.

b) Les formes particulières

Elles se trouvent en majorité dans le sédiment mais une partie peut être maintenue temporairement en suspension dans l'eau. Il existe des formes organiques et des formes inorganiques.

- Formes inorganiques : on distingue trois formes ; minérale, adsorbées et occluses.
- Formes organiques : elles représentent l'ensemble du phosphate de la matière organique, animale ou végétale, vivante ou en voie de dégradation. Elles peuvent constituer le principal stock dans le compartiment eau et sont présentées en grande quantité dans les sédiments.

II.3.2 Les mécanismes de transfert de phosphore entre les phases dissoutes et particulières

II.3.2 .1 Transfert d'un état dissous à un état particulaire

On distingue les mécanismes suivants :

a) L'assimilation

Les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire).

La part de phosphore éliminée simplement par cette voie représente environ 25 % de la quantité journalière à dégrader (Déronzier et al, 2001).

On peut distinguer trois types d'organismes vivants :

- Les producteurs (algues et végétaux) : assimilent les orthophosphates d'une part pour leur métabolisme et d'autre part, pour constituer des réserves.
- Les consommateurs : ils peuvent être primaires (zooplancton) ou secondaire (poissons). On peut considérer qu'ils se nourrissent exclusivement des producteurs.
- Les décomposeurs : Ce sont essentiellement les bactéries.

b) L'adsorption sur des composés inorganiques

L'adsorption est la fixation d'éléments dissous à la surface des particules. Les solides organiques sont de faibles adsorbants par rapport aux solides minéraux.

c) Les précipitations avec des composés inorganiques

La précipitation correspond à la formation de particules solides à partir d'éléments dissous. Dans le cas des orthophosphates, plusieurs phases solides peuvent exister ; En effet les orthophosphates peuvent donner plusieurs sels solubles avec les ions calcium en solution. Par ailleurs, la forte élimination des phosphates en lagunage naturel résulte non pas de leur assimilation par les algues, mais de leur précipitation sous forme d'hydroxyapatite, précipitation due à l'élévation du pH résultant du prélèvement du CO₂ lors de la photosynthèse.

II.3.2.2 Transfert d'un état particulaire à un état dissous

a) La minéralisation de la matière organique

La minéralisation correspond à une oxydation de la matière organique par un ensemble de micro-organismes que l'on regroupe sous le terme de décomposeurs. C'est la transformation d'un substrat organique en produits minéraux.

b) La désorption

La désorption est le processus inverse de l'adsorption.

c) La dissolution

C'est la réaction inverse de la précipitation. En effet, dans le milieu aquatique insaturé (concentration en phosphates faible par rapport à la concentration d'équilibre thermodynamique), le phosphore particulaire tend à se dissoudre.

II.4 Mécanismes d'élimination de la pollution bactériologique

Les germes pathogènes (salmonelle, streptocoque, virus...), vecteurs de maladies, proviennent essentiellement des organismes vivants et notamment de notre flore intestinale. Ils font partie de ces micro-organismes exogènes qu'il faut absolument éliminer pour éviter tout type de contamination avale.

Pour les éliminer, différents processus physico-chimiques ou biologiques ont lieu :

- Rôle bactéricide des ultraviolets (U.V) : grâce aux rayonnements solaires (d'où une faible profondeur d'eau permet aux rayons d'atteindre le fond).
- Phénomène de compétition avec les espèces autochtones.
- Forte prédation par les espèces bactériophages (zooplancton).
- Production de substances ou bactéricides naturelles (antibiotiques par exemple) par certaines bactéries, micro-algues et macrophytes entraînant la mort ou une baisse de la reproduction des pathogènes.
- Durée du cycle d'épuration longue durant laquelle les germes peuvent être éliminés par ces différents processus.
- Fixation des germes sur des matières en suspension et sédimentation au fond des lagunes .Ainsi, ces germes se trouvent éliminer du milieu liquide.

Conclusion

On a pu dans ce chapitre d'étudier les mécanismes épuratoires dans le lagunage naturel, on conclut donc que l'élimination des pollutions organique, azoté et phosphoré par cette technique se fait par voie biologique avec une symbiose algue-bactérie.

Chapitre III

Introduction

Le réseau d'assainissement est l'ensemble des collecteurs de décharge des eaux usées, pluviales et industrielles. Ces eaux peuvent être nuisibles envers l'environnement en cas de rejet sans traitement d'où vient l'utilité de l'épuration des eaux usées. C'est dans l'objectif de préserver l'environnement en générale et Oued Dhab en particulier qu'une station d'épuration par lagunage naturel a été réalisée en 2006.

En effet, au cours des quinze dernières années, le lagunage naturel a pris dans notre pays une place importante parmi les procédés de traitement des eaux usées domestiques, notamment en milieu rural.

Dans ce chapitre, on va définir les principales caractéristiques de la STEP par lagunage naturel de Beni fouda ainsi la description détaillée de cette dernière.

III.1 Présentation de la ville de BENI FOUDA

III.1.1 Structure de la ville

La commune de Beni Fouda est située dans la partie Nord-Est à une trentaine de Km du chef-lieu de la Wilaya de Sétif et à environ 17 Km du chef-lieu de la Daïra de Djemila. Elle couvre un territoire de 30.000 ha dont un peu plus de la moitié de terres agricoles.

Elle se caractérise par un relief très accidenté qui se traduit par des ensembles montagneux (Djebel Medjounes, Djebel Ank El Djemel, Djebel El Arfa) occupant la majeure partie du territoire communal. Les seules bandes de terres plates se localisent sur les bords des vallées.

Le tissu de l'agglomération de Béni Fouda est divisé en deux parties :

- Un tissu ancien, formant le noyau de la ville actuellement, occupé essentiellement par les activités commerciales, quelques habitations et des fermes en mauvais état. La majorité des constructions ont été soit réhabilité, soit reconstruite avec un style architectural typiquement urbain.
- Un tissu nouveau : c'est l'extension de la ville vers le Nord, l'Est et le Nord-Ouest. Il est constitué essentiellement par des lotissements urbains récents associés à quelques équipements « Lycée, CEM, Ecole primaire... ». Ce tissu comporte, en plus de l'habitat individuel, plusieurs immeubles d'habitat collectif, caractérisés par un aspect architectural urbain.

III.1.2 Développement de la ville

Beni Fouda est une commune semi rurale dont l'ACL a été classé dans la catégorie des centres de niveau 2, d'après le plan d'Aménagement de la Wilaya (PAW) de Sétif. Elle possède quelques équipements de base pouvant desservir un certain espace limitrophe.

L'activité économique au niveau de la commune s'articule autour de l'agriculture qui couvre plus de la moitié du territoire communal (50%). Cependant, ce secteur ne fait travailler que 18,48% de la population occupée. Le tertiaire (service et commerce surtout) demeure le plus grand employeur 37% de la population occupé suivi du BTP (36,71%).

L'agglomération chef-lieu concentre, à elle seule, 41% de la population avec comme appui les AS (Bellouta 7,18% et Chirhoum 7,79%). Le reste, se répartit en zone éparses.

La situation de Beni Fouda (ACL), à proximité d'un axe très structurant (RN 77) et sa position centralisée à l'intérieur du territoire communal, fait d'elle un important regroupement humain, non seulement pour la commune, mais aussi pour les communes limitrophes.

III.2 Démographie

La population du centre de Beni Fouda au (31/12/2002) d'après la dernière estimation de la Direction de Planification et de l'Aménagement du Territoire (D.P.A.T), était de 7564 habitants avec un taux d'accroissement naturel de 1,56%.

III.3 Situation sanitaire

D'après les services sanitaires de la ville de Beni Fouda, depuis 1984 aucun cas de contamination par les maladies à transmission hydriques n'a été déclaré à ce jour.

III.4 Activités socio-économiques

III.4.1. Activités agricoles

La commune possède un secteur agricole qui participe faiblement à l'activité économique. Cette faiblesse trouve son origine dans différents facteurs qui ont influencé d'une manière négative sur le développement du secteur et qui sont :

- Le manque de matériel et équipements nécessaires ;
- L'absence de l'encadrement technique qualifié ;
- La faiblesse de la mobilisation des ressources hydriques ;
- Les conditions naturelles peu favorables (sécheresse, relief contraignant et les phénomènes érosifs très actifs).

Capacité d'irrigation

La capacité d'irrigation, à partir de Oued Safsaf et Oued Deheb et les deux forages de Chirhoum d'une profondeur de 120 m, n'excède pas 500 ha.

Une superficie de 494 ha actuellement est exploitée en irriguée, dont 405 ha en cultures fruitières, 66 ha en cultures maraîchères et 8 ha en céréalicultures.

Tableau III.1 : Superficie des cultures irriguées

SECTEUR	Céréales		Cultures fruitières	Cultures maraîchère	Cultures fourragèr	Total (ha)
	Eté	Hiver				
Ferme pilote	-	-	54,80	-	15	69,8
Secteur privé y compris les EAC/EAI	-	08	350,2	66	-	424,2
Total	-	08	405	66	15	494

(Source : service agricole de Sétif)

En conclusion, on peut dire que la vocation agricole de cette commune est loin d'être confirmée car celle ci n'occupait que seulement 383 personnes soit 18,48%. Par contre en 1977, elle occupait 358 personnes soit 34,46% de la population active (PDAU 97). D'où la déperdition qu'a connue ce secteur et qui s'oriente vers une situation de plus en plus critique. Et ce pour des raisons qui sont citées ci-dessus.

III.4.2 Activités industrielles

Il n'existe aucune activité industrielle au niveau de la commune de Beni Fou da. Ce secteur ne regroupe que 7,81% de la population occupée travaillant en dehors du territoire communal. En effet, l'absence d'une activité industrielle joue en faveur d'un traitement biologique des eaux notamment le lagunage naturel.

III.5 Caractéristiques du système d'assainissement existant

III.5.1 Etat du réseau et taux de raccordement

L'agglomération du chef lieu de la commune de Beni Fou da possède un réseau d'assainissement de type unitaire dont les diamètres varient entre Ø 300 et 800 mm. Ce réseau est raccordé à deux bassins de décantation en état de fonctionnement moyen. Le premier bassin situé au lieu dit Ain Cheikh reçoit le rejet du centre et la partie Nord du chef lieu (zone 1), le deuxième bassin situé au lieu dit Brabekra reçoit le rejet de la partie Sud du Chef lieu (zone 2).

Ainsi l'agglomération est donc structurée en deux (02) zones par rapport au réseau d'assainissement. La zone 1 est située au Nord de la Route Nationale R.N.77 alors que la zone 2 au Sud de cette même RN.

Le taux de raccordement de la population est de 100%.

III.6 Localisation et caractéristiques du site

La station d'épuration, objet de la présente étude, est située à l'est de ville de BENI FOU DA à environ 300 m, elle est limitée par des terrains agricoles des cotés nord, sud et ouest et limitée par oued El Dhaheb du coté est. (Voir la planche N°2)

Le site d'étude est caractérisé par un climat de type semi aride, avec des hivers humides et froids et des étés secs et chauds, et des températures moyennes variant entre 7°C et 26°C et des précipitations moyenne annuelles de 387,3 mm.

L'accès à la station d'épuration à partir de la route nationale RN 77 est assuré par une piste carrossable située à l'Ouest de ce site.

La station de lagunage de BENI FOU DA a été réalisée dans le cadre de la protection de l'environnement et de la santé publique et pour une éventuelle réutilisation des eaux usées épurées en agriculture étant donné que la région est à vocation agricole.

Elle a été conçue en 2006 et elle été certifiée ISO en 2011. Elle est dimensionnée pour l'horizon 2020. Elle reçoit toutes les eaux résiduaires urbaines du village BENI FOU DA, et les eaux traitées sont rejetées dans oued El Dhaheb.

La figure suivante montre les différentes lagunes composant la station.



Figure III.1: Photo satellitaire de la station par lagunage de BENI FOUDA

- 1 : Lagune de décantation (2).
- 2 : Lagune facultative (2).
- 3 : Lagune de maturation (2).

Le tableau suivant résume les caractéristiques générales de la STEP :

Tableau III.2: Caractéristiques générales de la STEP de BENI FOUDA.

Type de réseau	Unitaire
Nature des eaux brutes	Résiduaires urbaines
Superficie de l'assiette	06 hectares
Capacité nominale	11 200 Equivalent-habitants
Débit moyen journalier	1341 m ³ /j
Débit moyen horaire	56 m ³ /h
Débit de pointe par temps sec	106,33 m ³ /h
Débit de pointe par temps de pluie	168 m ³ /h.
DBO ₅ eau brute	248 mg/l soit 333kg/j.
MES eau brute	435 mg/l, soit 583 kg/j.
DBO ₅ eau traitée	25 mg/l
MES eau traitée	60 g/l

III.7 Description de la station

III.7.1 Prétraitement

Le prétraitement à l'entrée de la station a pour rôle d'assurer l'élimination des éléments gênants pour le bon fonctionnement de l'installation :

- Corps denses responsables des dépôts au fond des ouvrages ;
- Corps flottants qui peuvent s'accumuler à la surface des bassins.

a. Dégrillage

Les deux grilles manuelles sont constituées de barreaux en acier, elles sont installées dans un canal d'amenée des eaux, inclinées d'un angle de 60° par rapport à la verticale. Leur fonction est l'élimination des corps solides et volumineux. La quantité de déchets est estimée à $0,09 \text{ m}^3/\text{j}$.

a. Dessablage - Déshuilage

L'opération du dessablage et du déshuilage se fait dans un seul bassin de forme longitudinal. Sa fonction est d'assurer une élimination par sédimentation des sables et des matériaux lourds et par flottation les graisses et autres corps flottants qui remontent à la surface de l'eau. Les sables extraits sont évacués directement dans un bac de refus. La production de sable est estimée à $0,3 \text{ kg/j}$.

La quantité de graisses à évacuer est d'environ 3 g/EH/j , un volume annuel maximum de 10 l/an/EH .



Figure III.2: Ouvrages de prétraitement

III.7.2 Bassins anaérobies

La station compte 02 bassins anaérobies, disposés en parallèle, de forme rectangulaire.

- La profondeur des bassins est de 4 m et leur surface est de $(1575,68+1838,82) \text{ m}^2$;
- Les bassins comptent une géomembrane en PVC ;
- Le temps de séjour dans ces bassins est de 8 jours.



Figure III.3: Bassin anaérobie

III.7.3 Bassins facultatifs

En aval des bassins anaérobies, se trouvent 02 bassins facultatifs, de forme rectangulaire, disposés en parallèle. Le passage des eaux entre les bassins anaérobies et facultatifs se fait par cascade.

- La profondeur des bassins est de 1,5 m et leur surface est de $(3696,57 + 3707,74) \text{ m}^2$;
- Les bassins comptent une géomembrane en PVC ;
- Le temps de séjour dans ces bassins est de 14 jours.



Figure III.4: Bassin facultatif

III.7.4 Bassins de maturation

Les bassins de maturation reçoivent les effluents des bassins facultatifs par canaux de répartition. Ce sont des bassins entièrement aérobies, et donc relativement d'une faible profondeur. Ces bassins sont disposés en parallèle

- La profondeur des bassins est de 1,5 m et leur surface est de $(3340,56+3288,35) \text{ m}^2$;
- Les bassins comptent une géomembrane, en PVC ;
- Le temps de séjour dans ces bassins est de 8 jours.



Figure III.5: Bassin de maturation

Conclusion sur la conception des lagunes

Site d'implantation

L'implantation d'un lagunage naturel doit tenir compte des risques de nuisances .A cet effet, il paraît souhaitable de l'implanter, si possible, à plus de 200 m de tout groupe d'habitations. Il est à noter que dans notre cas la distance par rapport aux habitations est bien respectée. Elle est d'environ 300 m.

Prétraitement

En général, le lagunage naturel devrait être réservé à des effluents domestiques, un dessableur- dégraisseur n'est pas nécessaire. Un dégraisseur simplifié (une cloison siphonée peut suffire) sera implanté en tête du premier bassin pour éviter la présence de flottants divers.

Aussi, Sauf cas très particuliers, le dessablage n'est pas nécessaire. Il pourra être prévu lorsque le réseau est susceptible de transporter des quantités particulièrement élevées de sable.

Il est à préciser que ce n'est pas le cas de notre station d'étude.

Lagunes de maturation

Les lagunes de maturation dont le rôle est l'abattement supplémentaire des sels nutritifs (azote et phosphore) et l'élimination des germes pathogènes sont caractérisées par une profondeur de

1 m et avec une tolérance conseillée de 0,90 à 1,10 m. Cependant, les bassins de maturation de la STEP Beni Fouda ont une profondeur de 1,5 m, dépassant donc la norme préconisée.

Par ailleurs, la présence de trois bassins permet, lors du curage des boues du premier, de maintenir une bonne qualité de traitement.

Chapitre IV

Introduction

Après la construction de la STEP et sa mise en marche, une auto-surveillance et un suivi rigoureux est indispensable pour assurer une bonne gestion de celle-ci dans le but d'améliorer la qualité des eaux en sortant et de perfectionner son fonctionnement.

Afin de réaliser ces objectifs, il faut optimiser le fonctionnement des stations d'épuration, ce qui implique une parfaite connaissance des interactions mises en jeu. Celles-ci sont complexes et nécessitent de s'appuyer sur des calculs. Des indicateurs pour mesurer la performance des services peuvent répondre à cette préoccupation. Les indicateurs en question (pH, MES, DBO₅, azote, phosphore...), sont des paramètres souvent chiffrés, permettant d'évaluer les performances et la qualité du traitement mis en place.

Ainsi, ce chapitre est consacré à l'étude des performances épuratoires de la STEP de BENI FOUDA par lagunage naturel à travers les données disponibles issues de l'autosurveillance de l'installation pour les cinq dernières années à savoir 2011, 2012, 2013, 2014 et 2015.

IV.1 Matériels et méthodes

IV.1.1 Mesure de débit

Pour la STEP de BENI FOUDA la mesure de débit se fait par un débitmètre installé à l'entrée de la STEP à coté des ouvrages de prétraitement. Une simple lecture sur cet appareil permet de relever le débit entrant à la STEP à chaque instant.

IV.1.2 Prélèvement et échantillonnage

Une grande rigueur est toujours portée aux prélèvements qui constituent l'élément majeur pour l'appréciation des concentrations et charges traitées et rejetées par la STEP. Pour les lagunes de BENI FOUDA des prélèvements rigoureux sont effectués régulièrement sur les eaux brutes à l'entrée des ouvrages de prétraitement, et sur les eaux épurées à la sortie de la STEP en l'occurrence à la sortie des bassins de maturation. Ces informations sont nécessaires et permettent de dresser un bilan assez précis du fonctionnement annuel de la station de lagunage et d'exercer une exploitation rationnelle de celle-ci.

Les prélèvements se font manuellement à raison de deux fois par jour, par les exploitants de la station, vu que la station n'est pas dotée d'échantillonneurs automatiques.

Un échantillon moyen est donc constitué à partir des prélèvements est analysé par la suite au laboratoire.

Le transport et la conservation des échantillons d'eaux usées sont réalisés dans une glacière gardée à 4°C conformément au guide général pour la conservation et la manipulation des échantillons.

En effet, il est à noter que les débits et les charges polluantes peuvent être extrêmement variables dans le temps. Aussi, l'effluent peut évoluer entre le moment de prélèvement et celui de l'analyse. Cette évolution peut être :

- Biologique : dégradation de certains composants par les microorganismes présents dans l'effluent. On peut bloquer ces transformations en conservant l'échantillon aux alentours de 0°C.
- Chimique : oxydation lente par l'oxygène de composés facilement oxydables. On éliminera toute bulle d'air dans le flacon de prélèvement.
- Physique : décantation ou coalescence d'émulsion ; adsorption de films superficiels par les parois du flacon.

Pour toutes ces raisons, les analyses de l'échantillon sont réalisées le jour même des prélèvements.

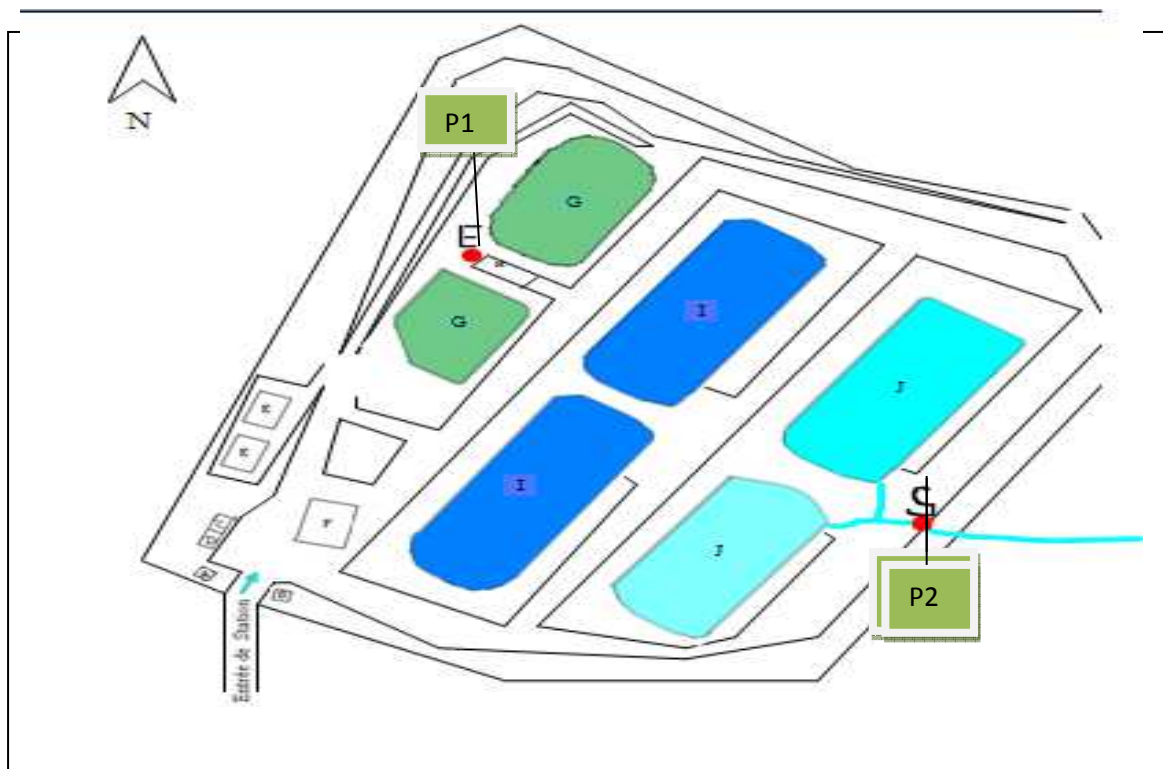


Figure IV.1 : Points de prélèvement des eaux usées

IV.1.3 Les paramètres à analyser

Les principaux paramètres analysés à l'entrée et à la sortie de la STEP sont : le pH, la conductivité électrique (CE), les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO), les composés azotés (Nitrates, nitrites, ammonium et l'azote total) et le phosphore.

Les méthodes d'analyses sont données en **annexe N°1**.

IV.1.4 Fréquence des analyses

Chaque STEP a sa fréquence d'analyse qui dépend des facteurs climatologiques de la région mais aussi de la destination des eaux épurées. Pour assurer le suivi de la qualité de l'eau suite au traitement, il faut donc procéder aux mesures et aux analyses. Le tableau ci-dessous montre la fréquence des analyses pratiquées à la STEP de BENI FOU DA.

Tableau IV.1 : Fréquences et méthodes d'analyses à la STEP de BENI FOU DA

Paramètres	Méthode	Fréquences d'analyses
(DBO5)	NFT 90 – 103	Hebdomadaire : EB + ET
(DCO)	ISO 6060	Bi-Hebdomadaire : EB + ET
(MES)	NFT 90- 105-2	Hebdomadaire : EB + ET
L'oxygène dissout	-----	Cinq fois par jour : EB + ET
Azote total (NT)	ISO 5663	Hebdomadaire : EB + ET
Azote ammoniacal (NH4)	NFT 90 - 015-1	Hebdomadaire : EB + ET
Nitrate (NO3)	ISO 7890-3	Hebdomadaire : EB + ET
Nitrite (NO2)	ISO 6777	Hebdomadaire : EB + ET
Orthophosphate (PO4)	ISO 6878	Hebdomadaire : EB + ET
Phosphates (PO4)-3	NFT 90- 023	Hebdomadaire : EB + ET
pH	NFT 90-008	Cinq fois par jour : EB + ET
Conductivité	ISO 7888	Cinq fois par jour : EB + ET
Température	NFT 90- 100	Cinq fois par jour : EB + ET

(Source : L'ONA 2014, Laboratoire centrale/ contrôle STEP)

EB : eau brute. ET : eau traitée.

IV.2 Résultats et discussion

Les résultats d’analyses pour la période étudiée allant de l’année 2011 au mois de Mai de l’année 2015 sont donnés sous formes de tableaux en **Annexes N°2**.

IV.2.1 Evolution du débit

La variation moyenne mensuelle des débits entrants à la STEP pendant la période allant de janvier 2011 à Mai 2015 sont représentés par le graphe suivant :

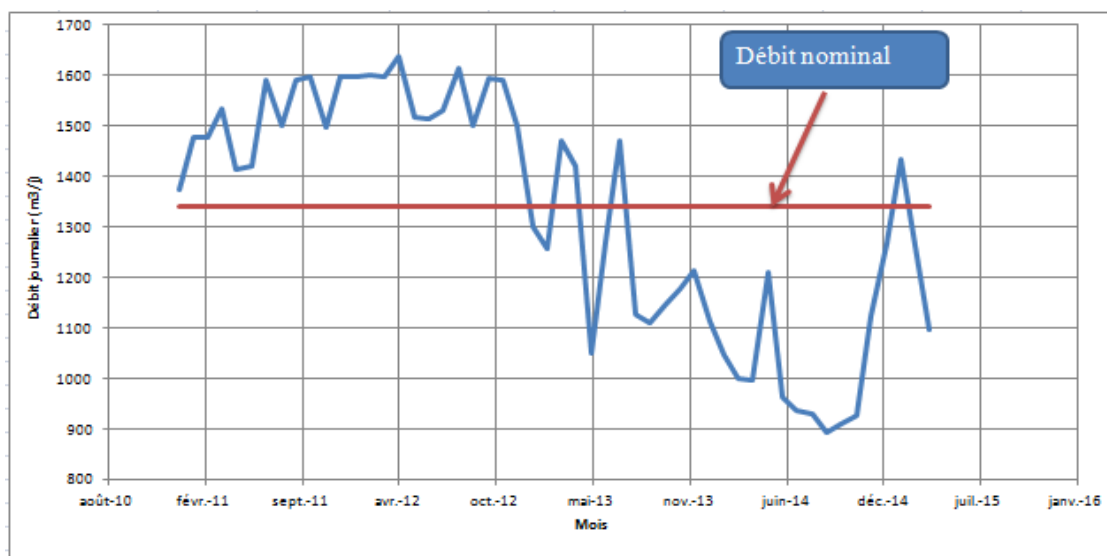


Figure IV.2: Évolution moyenne mensuelle des débits des eaux brutes de la STEP.

Les débits enregistrés à l’entrée de la STEP pendant la période d’étude, sont très variables, le tableau suivant représente les valeurs moyenne, maximale, minimale et leur rapport de la capacité nominale de la STEP ainsi que l’écart type:

Tableau IV.2 : Les valeurs moyenne, maximale, minimale et leur pourcentage par rapport à la capacité nominale de la STEP et l’écartype

	2011		2012		2013		2014		2015	
	Valeur (m3/j)	Pourcentage %	Valeur (m3/j)	Pourcentage %	Valeur (m3/j)	Pourcentage %	Valeur (m3/j)	Pourcentage %	Valeur (m3/j)	Pourcentage %
Moy	1506.2	112.3	1566.8	116.8	1251.1	93.3	1004.8	74.9	1266.2	94.4
Max	1599.3	119.3	1638	122.2	1470	109.6	1210	90.2	1435	107
Min	1373	102.34	1500	111.9	1050	78.3	893	66.6	1096	81.7
Ecart type(σ)	78.40		49.87		141.54		99.53		138.41	

La variation du débit des eaux brutes à l'entrée de la STEP repose principalement sur le bon ou le mauvais fonctionnement de la station de relevage et il est fonction des saisons. Nous remarquons que les débits entrants à la station pendant les années 2011 et 2012 sont nettement supérieurs à ceux des autres années et dépassent la capacité nominale de la STEP. Aussi, nous avons enregistré des débits importants en hiver par rapport à la période chaude durant l'année 2012 ; ce qui caractérise un réseau unitaire. Toutefois, nous avons remarqué une baisse considérable de la charge hydraulique entrant à la STEP par rapport à sa capacité nominale durant les années 2013, 2014 et le premier semestre de l'année en cours.

Cette grande perturbation du débit peut s'expliquer par un mauvais fonctionnement de la station de relevage durant cette période.

Les dépassements de débits durant la période d'étude sont représentés par La figure (IV.3).

Il est à noter que le procédé d'épuration par lagunage naturel supporte la variation de la charge hydraulique contrairement au procédé d'épuration par boue activée. Donc les dépassements enregistrés au niveau de la STEP d'étude sont tolérables.

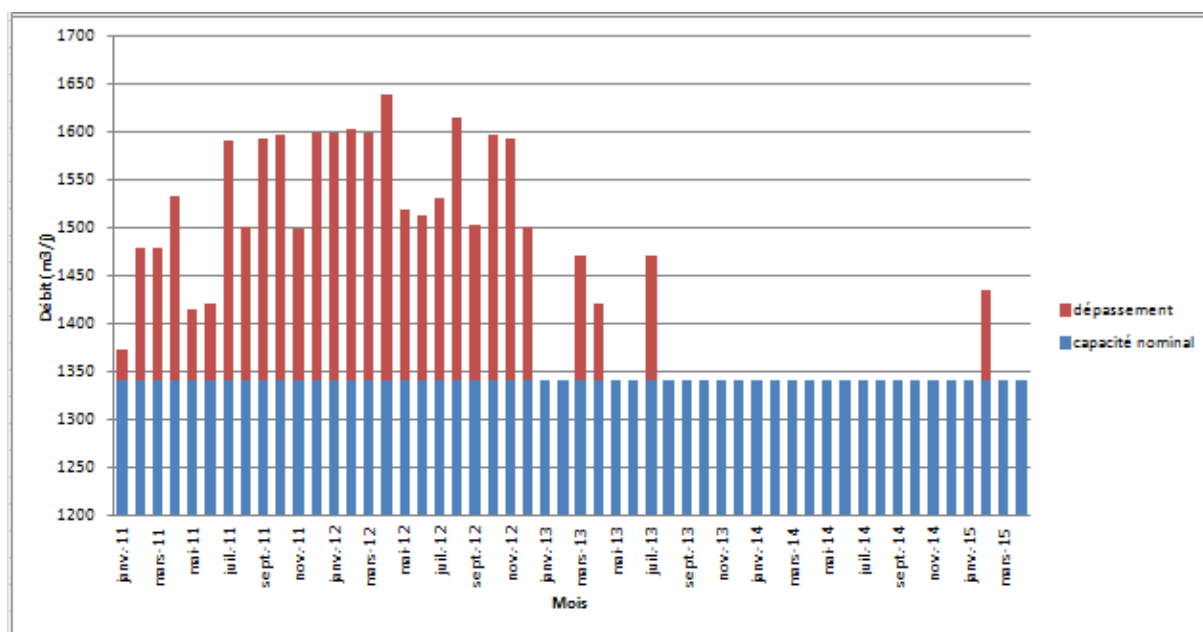


Figure IV.3 : Dépassement des débits journaliers enregistrés au niveau de la STEP

IV.2.2 Etude des paramètres physico-chimiques

IV.2.2.1 pH

La figure (IV.4) représente l'évolution moyenne mensuelle du pH à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOU DA.

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 que le pH oscille entre 6,5 à 8,5. Des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent directement la viabilité et la croissance des micro-organismes. 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 STEP de BENI FOU DA sont comprises entre 7,1 et 8,2 ; variant en fonction de la saison. Les eaux usées brutes ont un pH qui oscille entre 7,15 et 8 Avec une moyenne de 7,7 ; lors de son passage dans les bassins de lagunage, l'eau usée a tendance à acquérir un pH plus alcalin.

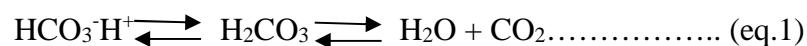
À la sortie de la station, les valeurs de pH varient de 7,2 à 8,18 Cette augmentation est beaucoup plus marquée en été et en début d'automne. On constate pratiquement la même chose pour toutes les années d'étude.

La figure V.3 représente les variations des valeurs du pH dans la station. Le pH est considéré comme indicateur de plusieurs activités biochimiques, dont la photosynthèse et la biodégradation de la matière organique.

À l'entrée de la station, les valeurs du pH des eaux brutes sont proche de la neutralité, avec parfois, une légère tendance à l'alcalinisation, ces valeurs sont conformes à celles obtenues dans les eaux résiduaires urbaines et rentrent dans l'intervalle favorisant le développement des bactéries épuratrices (6,5-8,5).

À la sortie de la station, les valeurs de pH varient de 7,2 à 8,18 Cette augmentation est beaucoup plus marquée en été et en début d'automne ; période propice pour le développement des algues qui consomment le CO₂ et entraînent par la suite une élévation du pH.

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 (eq.1) (ELHACHEMI et *al.*, 2012) :



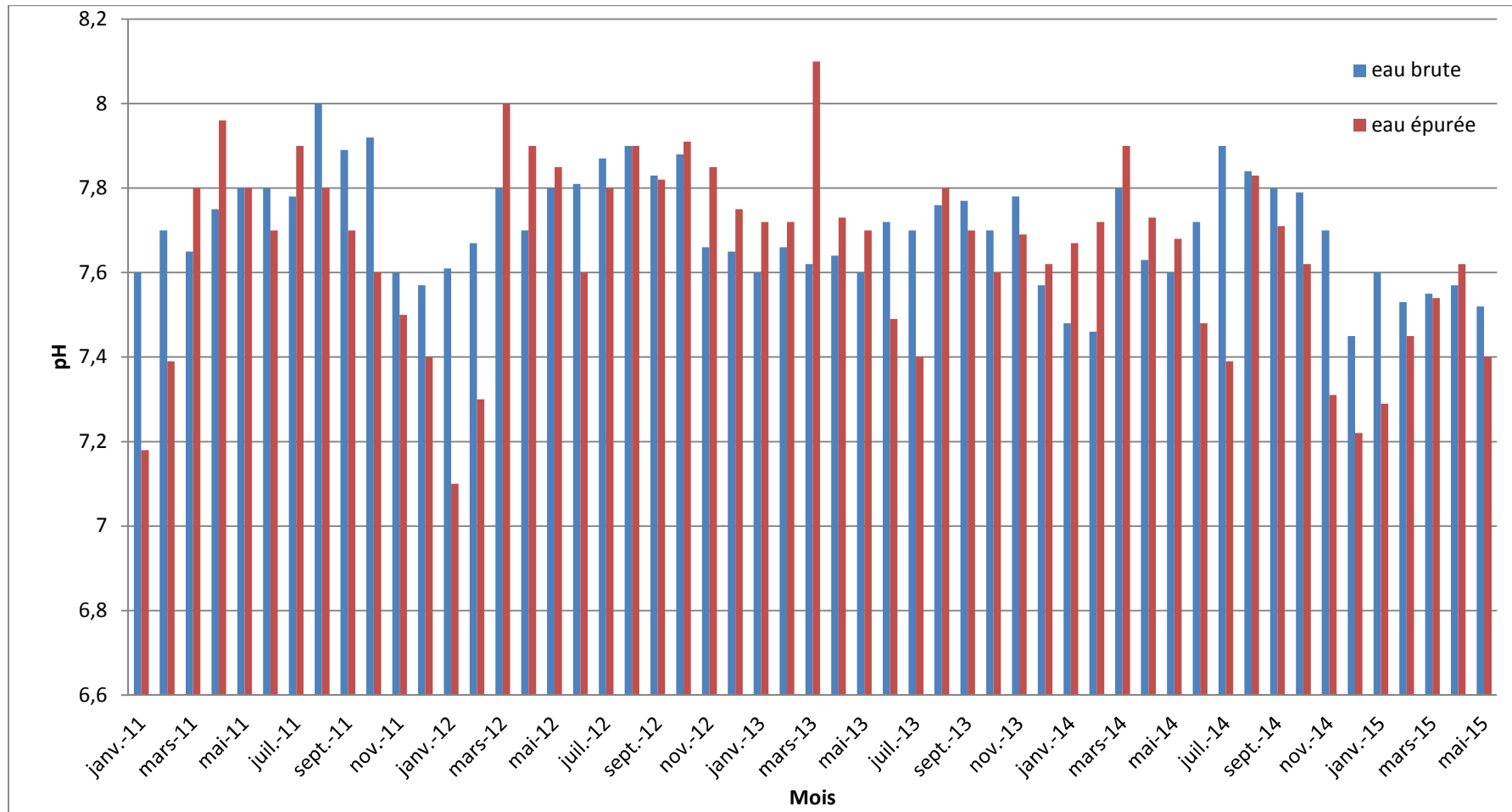


Figure IV.4 : L'évolution moyenne mensuelle du pH à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUDA.

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, le pH atteint des valeurs maximales (8.1 comme maximum enregistré pendant le mois de Mars 2013). 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. Ainsi, ce facteur est considéré comme indicateur de plusieurs activités biochimiques, dont la photosynthèse et la biodégradation de la matière organique.

IV.2.2.2 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 ; c'est le cas de la STEP de BENI FOUUDA.

La conductivité électrique des eaux usées brutes est comprise entre 1036 (en avril 2012) et 1895 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (en juillet 2011) avec une moyenne de 1365.66 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La conductivité électrique des eaux à traiter tend à diminuer lors de son passage dans les bassins de lagunage, excepté pour les mois de mai à septembre de l'année 2012 où on observe une augmentation de celle-ci.

Les valeurs à la sortie de la STEP varient de 731 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en février 2013 à 1557 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en juin 2013 à l'exception d'une valeur minimale de 182.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ qui a été mesurée en décembre 2012 avec une moyenne de 1166.56 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

On remarque une importante diminution de la conductivité entre l'entrée et la sortie de la STEP pour la période allant de Février à Septembre 2011.

Il conviendrait de préciser qu'au-delà de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ l'eau est difficilement utilisable par l'irrigation et que la qualité d'une eau d'irrigation ne peut être établie qu'en fonction du sol qui la reçoit et la culture à pratiquer.

La comparaison des valeurs de conductivité électrique enregistrées avec les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation permet de les classer dans la classe 3 : 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -2250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, donc des eaux à haute salinité qui ne devraient pas être utilisées dans les sols où le drainage est faible. De plus, ce type d'eau ne doit pas servir à irriguer les plantes sensibles aux sels même sur les sols ayant un bon drainage.

La figure (IV.5) présente les variations des valeurs de la conductivité dans la station

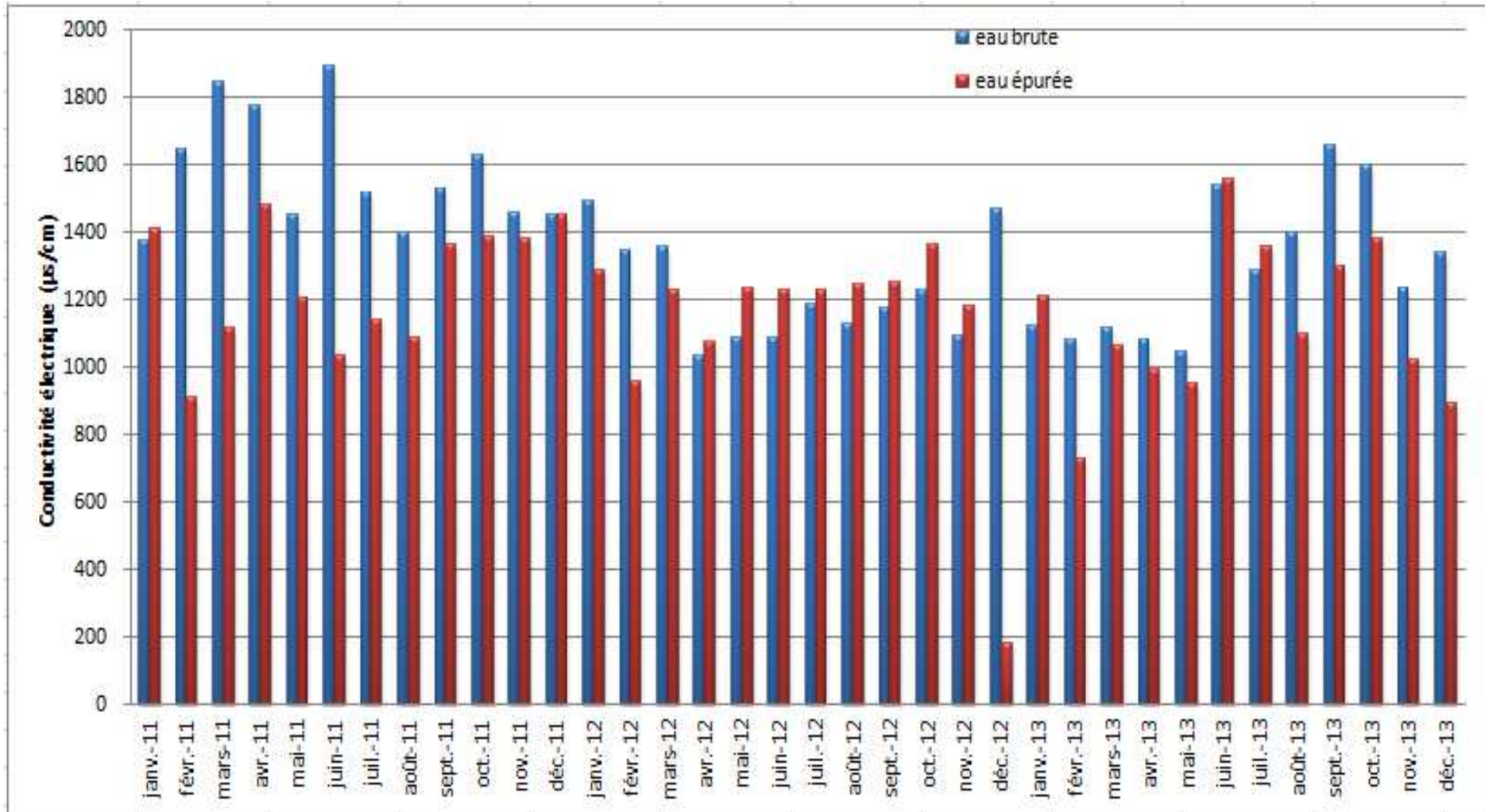


Figure IV.5 : L'évolution moyenne mensuelle de la conductivité à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUDA.

Les résultats obtenus dans cette étude ne sont pas similaires à ceux obtenus au Maroc par BAHLAOUI (2000) qui note 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. Sachant que La variation des valeurs de conductivité électrique des eaux est essentiellement contrôlée par l'évaporation de l'eau dans les bassins. Etant donné 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. Cependant notre région d'étude a un climat semi-aride avec des températures qui varient de 5,5°C en Janvier à 26,1°C en Juillet et les évaporations qui ne sont pas très importantes allant de 55.2 en mois de décembre à 398,4 mm en mois de juillet. (D'après les tableaux en annexes).

IV.2.2.3 Oxygène dissout

La concentration en oxygène dissout d'une eau est fonction de plusieurs facteurs, à savoir ; la température, la pression atmosphérique et la salinité, ou alors de l'intensité de l'activité photosynthétique. En effet, l'oxygène dissout 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.

Les eaux usées brutes sont caractérisées par des valeurs très faibles en oxygène dissout, allant de 0,1 mg/L à 0.5 mg/L avec une valeur moyenne de 0.21 mg/L.

Lors de son passage dans les bassins de lagunage, l'eau s'enrichit en oxygène. Les valeurs de l'oxygène dissout à la sortie de la STEP augmentent légèrement, elles sont comprises entre 0.2 mg/L et 3.8 mg/L Avec une moyenne de 1.38 mg/L.

La figure (IV.6) présente les variations des valeurs de l'oxygène dissout dans la station

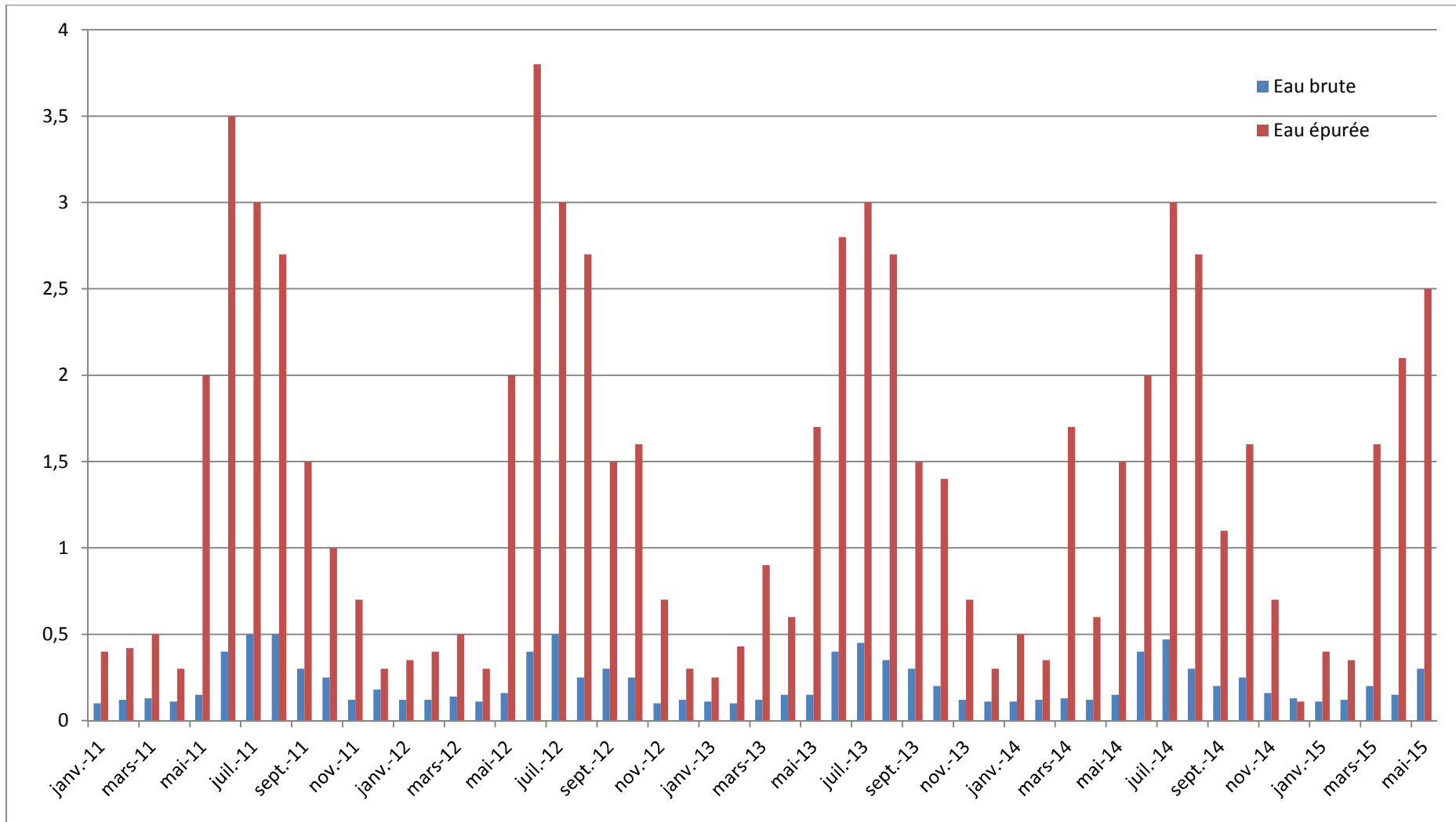


Figure IV.6 : L'évolution moyenne mensuelle de l'oxygène dissout à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUD

IV.2.2.4 Température

La température est un facteur abiotique important. Sa mesure est nécessaire, elle joue un rôle important dans la solubilité des gaz, la dissociation des sels dissous et dans la détermination du pH. 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.

Les températures de l'eau sont étroitement dépendantes de la température atmosphérique. 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 variations de températures pour chaque année sont présentées dans le tableau (IV.3)

Tableau IV.3 : Les valeurs minimales, maximales et moyennes des températures pour chaque année

	2011		2012		2013		2014		2015	
	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE	EB	EE
Moy	18.62	16.97	18.46	16.95	18.35	17.11	18.43	17.28	14.6	13.41
Max	25.7	23.5	26	24.4	25.7	24.4	25.7	24.2	19.5	20.2
Min	11.5	10.3	10.4	8.7	11.1	9.1	9.09	7.31	10.4	7.07
Ecart type(σ)	4.47	5.00	5.31	5.60	4.68	5.20	5.48	6.00	3.86	5.43

Les températures de l'eau brute variaient selon les saisons avec une tendance à augmenter en période estivale et à diminuer en période hivernale. C'est la même constatation pour l'eau épurée. En effet, généralement les températures avoisinant les 10 °C à l'entrée de la station, se retrouvent avec des températures de 8 °C à la sortie en période hivernale. En été par contre, les températures d'entrée sont généralement de 25 °C ; à la sortie, elles sont avoisinant les 22 °C. Toutes les températures enregistrées pendant la période d'étude sont conformes à la norme fixée (≤ 30 °C) comme valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur.

De même ces valeurs de température sont inférieures à 35°C, considérée comme valeur limite indicative pour les eaux destinées à l'irrigation.

Il est important de noter 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. En conséquence, les variations thermiques saisonnières ont toujours une influence significative sur la performance épuratrice des bassins de stabilisation.

La figure (IV.7) présente l'évolution moyenne mensuelle de la température au niveau de la STEP.

IV.2.2.5 Matières en suspension (MES) :

La Figure (IV.8) représente l'évolution moyenne mensuelle des MES à l'entrée et à la sortie de la STEP

Les eaux usées brutes entrant à la STEP de BENI FOUUDA ont une charge en MES très variable, les valeurs des concentrations en MES oscille entre 99.25 mg/l en février 2011 à 780 mg/l en février 2015 avec une moyenne de 336.42 mg/l. qui représente respectivement 22.81%, 179.31 % et 77.34 % de la capacité nominal de la STEP estimé à 435 mg/l, sachant que cette valeur a été dépassé durant 10 mois pendant la période d'étude (53 mois).

Cette augmentation est due à l'importance de l'apport solide par temps de pluie vue que le réseau de collecte des eaux usées est unitaire, recevant à la fois les eaux usées et les eaux pluviales, et par l'augmentation de la charge polluante pour le temps sec (absence de dilution par la pluie).

Les plus fortes teneurs en MES mesurées sont attribuées en hiver (mois de janvier et février surtout). 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.

Pour les eaux épurées sortant de la STEP, la valeur minimale a été enregistrée en mai 2011 avec 10 mg/l, la maximale est de 192.5 mg/L en octobre 2014 et la moyenne est de 71.11 mg/L.

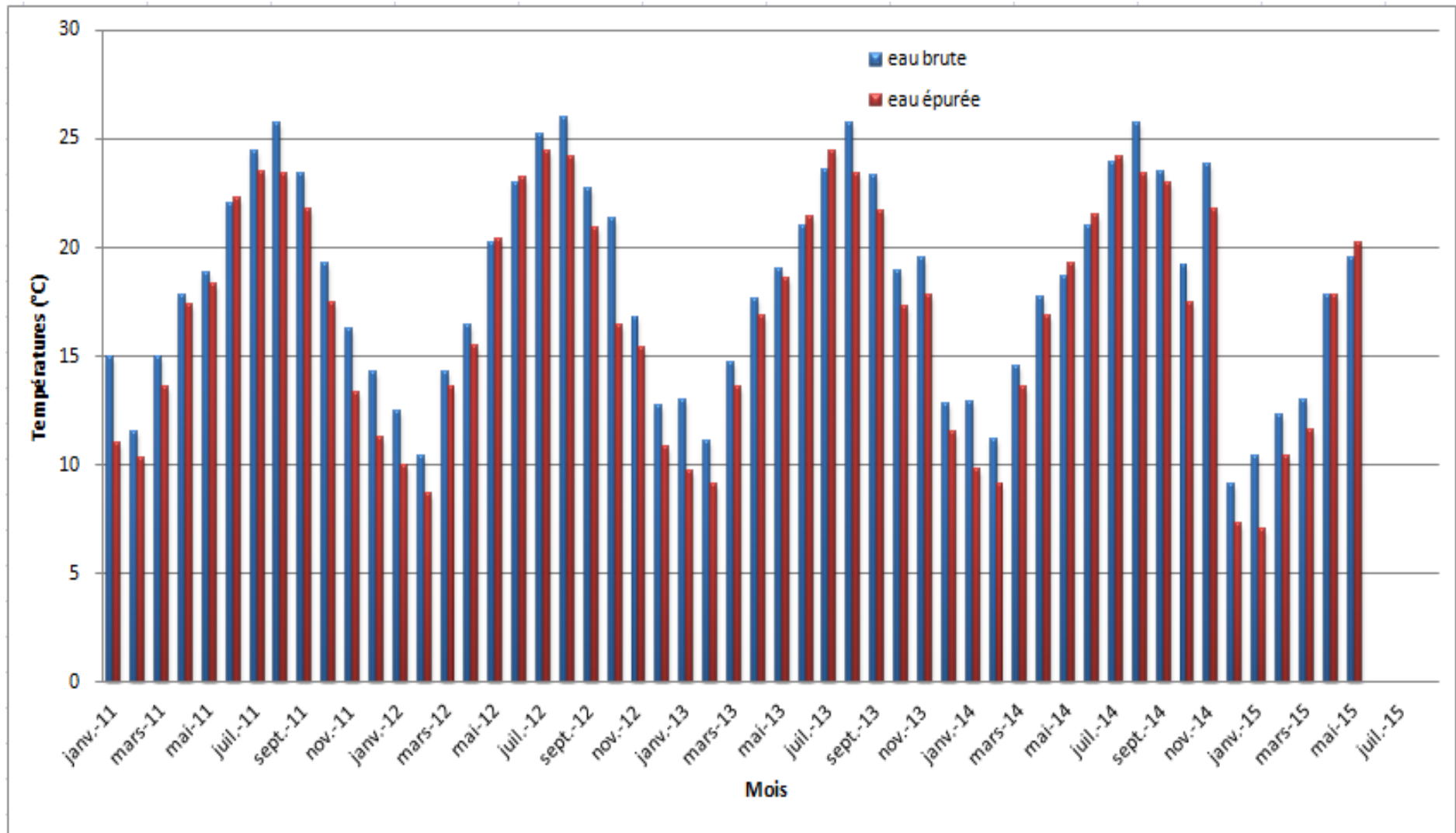


Figure IV.7 : L'évolution moyenne mensuelle de la température à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUDA.

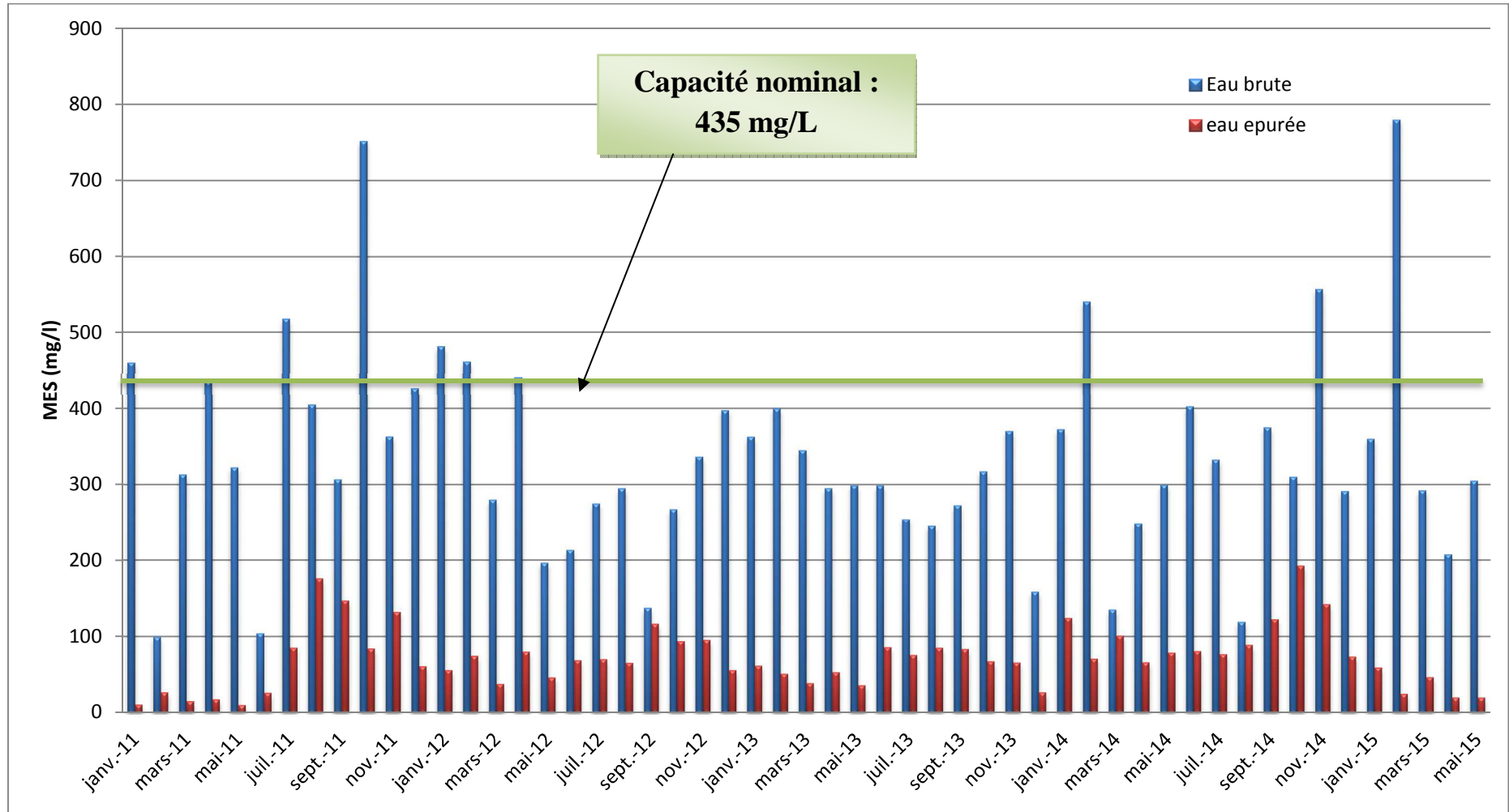


Figure IV.8 : L'évolution moyenne mensuelle des MES à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUDA.

En effet, d'une façon générale, les plus fortes teneurs en MES mesurées sont attribuées en hiver (mois de janvier et février surtout) ce qui est caractéristique d'un réseau unitaire ; à l'exception de l'année 2011 où les valeurs les plus élevées sont enregistrées aux mois de mai, juillet, août et octobre.

Notant que durant la période d'étude, les valeurs moyennes mensuelles des MES à la sortie ne sont pas conformes aux normes de rejet des eaux usées (30 mg/l) des systèmes classiques d'épuration tel que les boues activées, à l'exception des mois de janvier jusqu'à juin 2011 et le mois de décembre 2013. Ainsi, le taux d'abattement le plus élevé a atteint la valeur de 98% enregistrée en mai 2011. Cependant la station de BENI FOU DA assure un bon abattement des MES ; près de 70% en sont éliminées en moyenne. L'abattement total a atteint une efficacité maximale de 98% enregistrée en mai 2011.

Les 30 % restant expriment la forte charge d'organismes planctoniques qui se sont développés dans les deuxièmes et troisièmes bassins. Ils ne représentent pas une pollution en soi, tant que le milieu récepteur peut accepter cette charge de matière organique vivante. Pour cette raison, les stations de lagunage doivent éviter des rejets dans des milieux clos et/ou trop petits, sous risque d'entraîner des phénomènes d'eutrophisation. Afin de palier au problème, des systèmes de filtrage sur lit de sable sont possibles, diminuant d'autant plus la charge en MES. Ainsi que l'ajout des plantes aquatiques dans les bassins de maturation qui joueront le rôle des barrières physiques freinant le transport des MES vers la sortie des bassins et contribuant ainsi à leur décantation et digestion dans les sédiments [Wolverton *et al.*, 1975; Wolverton and McDonald, 1979a; Kim and Kim, 2000; Kim *et al.*, 2001].

Remarque

Les teneurs d'autorisation de rejet pour la MES imposé par la réglementation sont plus élevés pour les stations de lagunage (que dans les stations d'épuration classique) du fait de la plus grande concentration en micro-organismes épurateurs (algues et zooplancton) en sortie : de l'ordre de 150 mg.L⁻¹ maximum autorisé en rejet par rapport au 30 mg.L⁻¹ des systèmes classiques.

IV.2.2.6 Demande biochimique en oxygène (DBO5) :

La figure (IV.9) représente l'évolution moyenne mensuelle de la charge organique exprimé en DBO5 à l'entrée et sortie de la STEP.

La concentration en matière organique exprimée en DBO₅ que reçoit la station est, en moyenne, de l'ordre de 471.46 mg/l. La charge journalière maximale atteint 916 mg/l enregistré en Juillet 2011; et la charge minimale est de l'ordre de 210 mg/l enregistré en Février 2015 qui représente respectivement 190 %, 369.4 % et 84.77 % de la capacité nominale en DBO5 de la STEP qui est de 248 mg/l. Nous constatons que pour la majorité des mois, les valeurs de la DBO₅ dépassent énormément la capacité nominale de la STEP.

Globalement, les concentrations de DBO₅ en entrée de station, sont en baisse en 2012, 2013 et 2014 par rapport à 2011 mais restent très élevées. Les charges les plus importantes sont enregistrées en 2011. Cette observation est probablement à relier, d'une part à la présence d'effluents industriels d'origine agro alimentaire en quantité importante, d'autre part au phénomène de lessivage des réseaux par temps de pluie.

Nous constatons que pour toute la période d'étude, les valeurs de la DBO5 dépassent énormément la capacité nominale de la STEP nous concluant donc que la charge polluante à traiter au niveau de cette STEP est mal estimé lors de l'étude et le dimensionnement de cette dernière, et la majorité des valeurs sortent de la fourchette d'une eau usée moyennement polluée qui est de 150 < DBO5 < 350 mg/l ce qui rend la possibilité de traitement difficile.

Il conviendrait de préciser que la technique du lagunage est plutôt mieux adaptée au traitement d'effluents peu concentrés (DBO₅ < 300 mg/l en moyenne annuelle). En effet, l'apport d'eaux usées concentrées s'accompagne presque inmanquablement d'un passage en anaérobiose avec émission d'odeurs, et d'un virage de couleur des bassins.

Cependant pour remédier à ce problème de surcharge de l'installation, la mise en place d'une batterie de filtres plantés de roseaux en tête peut répondre aux nécessités d'extension du système de traitement. Cette solution "rustique" peut apporter un abattement de 60% sur la DBO₅; non seulement elle diminue très sensiblement la charge à traiter sur les bassins de lagunage, mais elle rétablit aussi l'état d'oxygénation des eaux brutes.

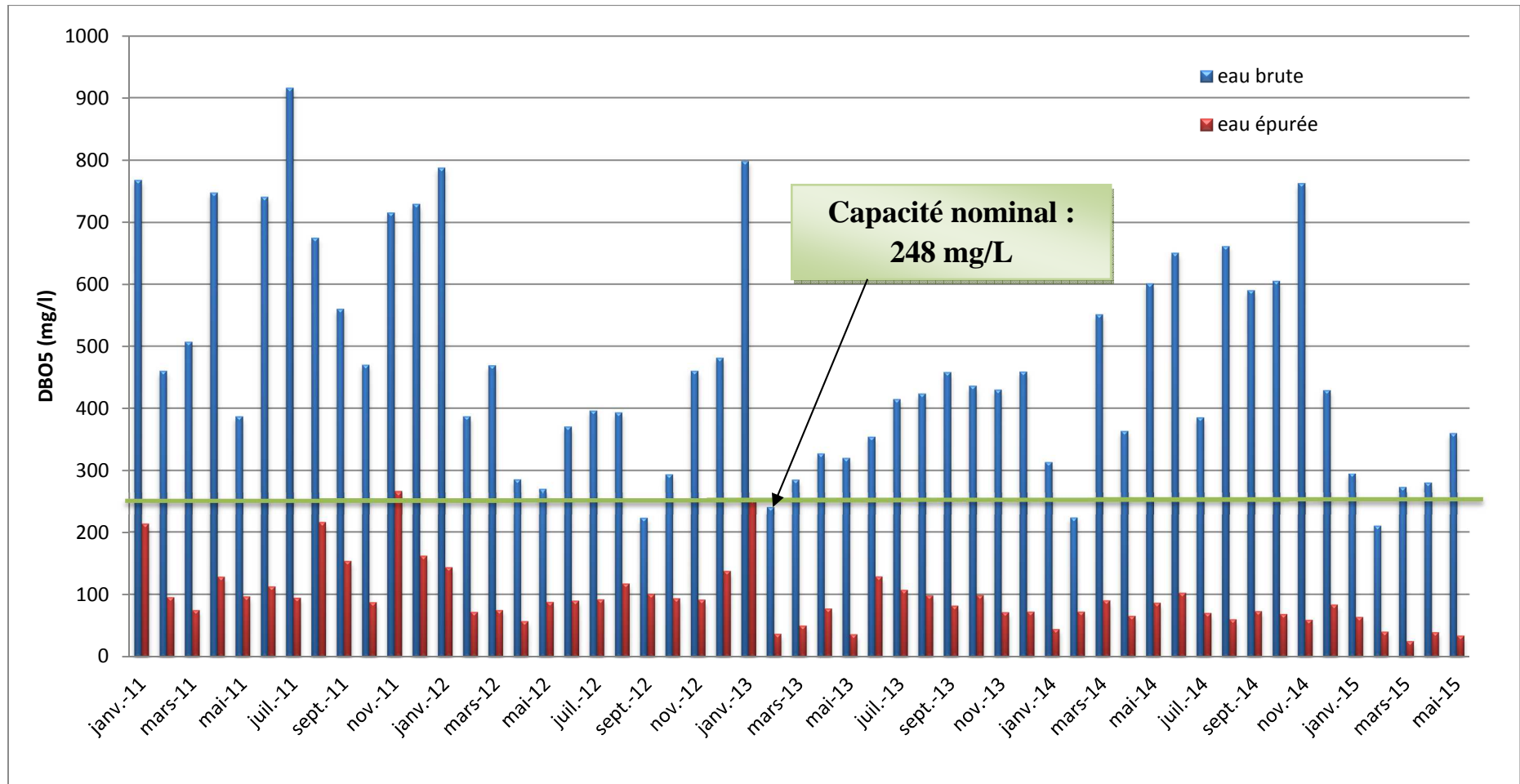


Figure IV.9 : L'évolution moyenne mensuelle de la concentration de la charge organique exprimé en DBO5 à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUDA

La concentration en matière organique exprimée en DBO₅ à la sortie de la STEP oscille entre 24.9 mg/l et 265.5 mg/l avec 95.20 mg/l comme valeur moyenne. La majorité de ces valeurs sont supérieures à 60 mg/l considérée comme valeur limite de rejet pour une station d'épuration par lagunage naturel. Ceci peut être expliqué par la concentration importante entrante à la STEP. malgré les rendements d'élimination satisfaisants enregistrés qui varient entre 54.96 % et 92.23% avec une moyenne de 79.30%.

La station de BENI FOUUDA assure une élimination satisfaisante de la matière organique par rapport à l'entrée. 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 70 %. En cette période, l'effluent traité contient jusqu'à 216 mg/l de DBO₅ ce qui dépasse largement la valeur préconisée par le constructeur estimée à 25 mg/L.

IV.2.2.7 La demande chimique en oxygène (DCO)

Les valeurs de la DCO enregistrées à l'entrée de la station varient entre 415.5 mg/l et 1724.3 mg/l comme valeurs maximales et minimales respectivement avec une moyenne de 888.58 mg/l qui représente respectivement 95.5 %, 396.4 % et 204.27 % de la capacité nominale de la STEP qui est égale à 435 mg/l. Nous constatons que presque toutes les valeurs de la période d'étude dépassent la capacité nominale de la STEP, cela peut être expliqué par de fortes charges polluantes à l'entrée de la STEP, ou bien par une mauvaise estimation de cette charge lors de l'étude du projet de dimensionnement de la station de BENI FOUUDA.

A la sortie de la station, la concentration en DCO varie entre 91.5 mg/l (Décembre 2012) et 408 mg/l (Novembre 2011) avec 227.53 mg/l comme valeur moyenne. Pendant la période d'étude on a enregistré des valeurs de DCO qui dépassent 90 mg/l, considérée comme valeur limite de rejet direct fixée par l'OMS, de même dépassant les 120 mg/l (norme de DCO prescrite dans le journal officiel de la république algérienne).

Le degré d'abattement de la DCO varie entre 50.26% et 83.52% avec une moyenne de 73.22%; ceci montre un abattement remarquable de cette charge au sein du bassin de maturation. Il est à noter que les teneurs obtenues en DCO sont supérieures à celles de la DBO; ce qui démontre l'organicité de la pollution admise à la STEP.

La figure (IV.10) représente l'évolution moyenne mensuelle de la DCO au niveau de la station de BENI FOUUDA.

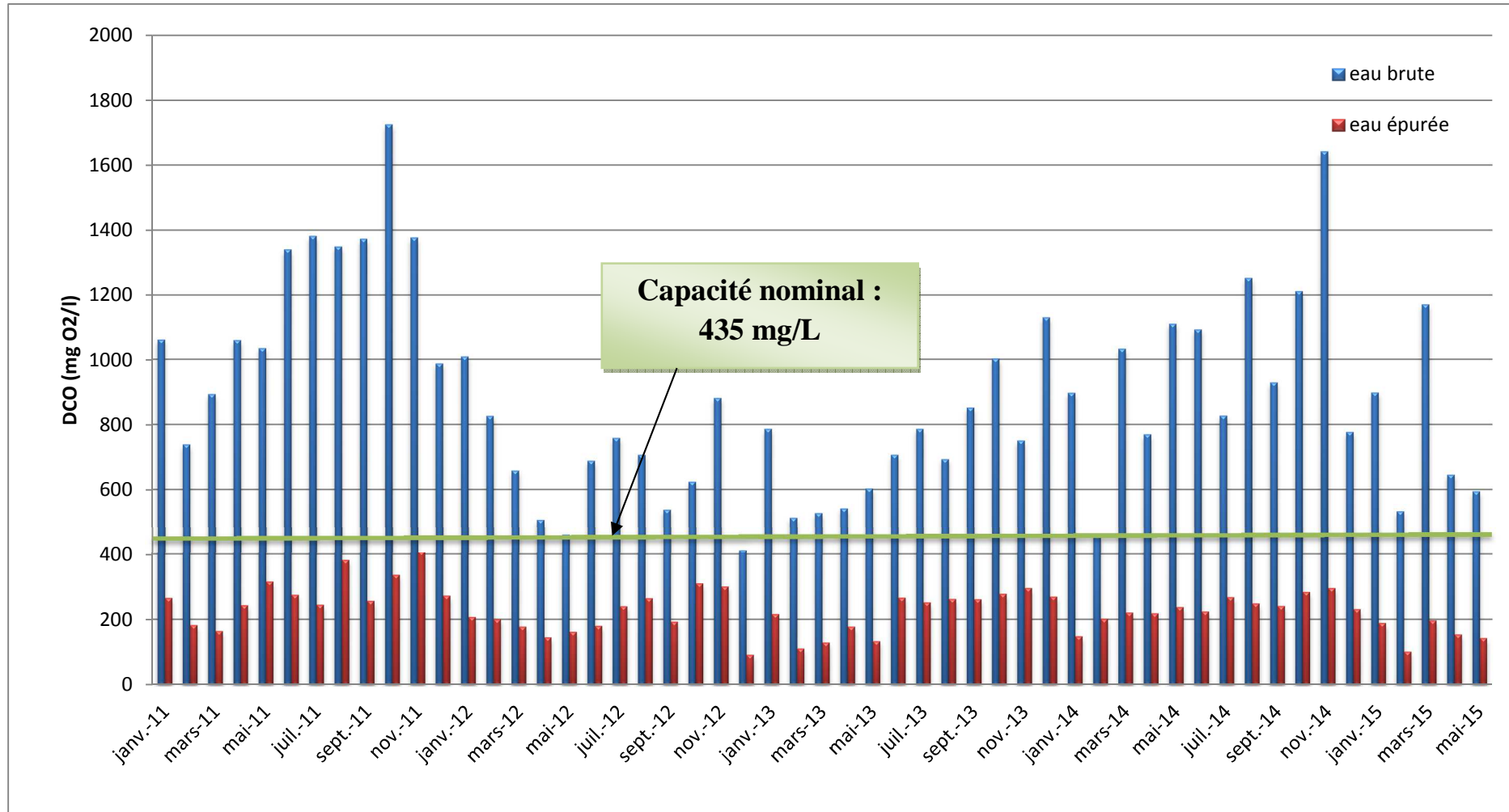


Figure IV.10 : L'évolution moyenne mensuelle de la concentration de la charge organique exprimé en DCO à l'entrée et sortie de la STEP de BENI FOUDA

IV.2.2.8 Les nitrites (NO₂-) :

La figure (IV.11) représente la variation moyenne mensuelle des nitrites

A l'entrée de la station les concentrations en nitrites sont très variables, varient entre 0.3 mg/l et 2.5 mg/l avec une moyenne de 1.02 mg/l. Ces variations sont fonction du degré de la nitratisation.

Cependant, des concentrations élevées en NH₄⁺ observées dans la station Beni Fouda peuvent inhiber la nitrification et plus particulièrement la nitratisation car les nitrobacters sont plus sensibles aux variations des conditions du milieu.

A la sortie de la STEP, les concentrations en nitrites varient de 0.4 mg/l à 3.8 mg/l avec une moyenne de 1.71 mg/l.

L'analyse des données de janvier 2011 à mai 2015, établit que la concentration en NO₂- à l'entrée de la station est inférieure à celle de la sortie ce qui démontre qu'il se produit le phénomène de la nitratisation qui est l'oxydation de l'ion ammonium en ion nitrite. Elle est réalisée par des bactéries nitreuses : *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosococcus* et *Nitrosospira*. Pour la période allant de mars 2013 à Décembre 2014 on a enregistré des concentrations en nitrites très faibles inférieurs à 0.8 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 ; et pour la période où la concentration des nitrites est importante cela est expliqué par une diminution des bactéries nitreuses.

IV.2.2.9 Les nitrates (NO₃⁻) :

Les teneurs moyennes des nitrates à l'entrée de la STEP oscillent entre 0.65 mg/l (Décembre 2014) et 31.64 mg/l (Juillet 2013) avec une moyenne de 10.32 mg/l.

Les valeurs de nitrates enregistrées à la sortie de la station présentent des variations considérables allant de 0.50 mg/l (Octobre 2014) à 14.75 mg/l (Février 2015) avec une moyenne de 5.38 mg/l, ce qui nous permet de conclure qu'une partie de l'azote ammoniacal est transformée en nitrates selon le phénomène de nitrification. Aussi, la valeur moyenne obtenue est inférieure à la valeur de rejet direct fixée par l'OMS qui est de 10 mg/l.

En outre, dans les eaux usées domestiques les nitrates sont en faible quantité et les algues utilisent surtout la forme ammoniacale. Les algues préfèrent assimiler les ions ammoniums

sur les autres formes d'azote inorganique. Ainsi toute autre forme inorganique est réduite en ion ammonium avant d'être incorporée dans la biomasse algale.

La figure (IV. 12) représente la variation spatio-temporelle des nitrates au niveau de la station de BENI FOUUDA.

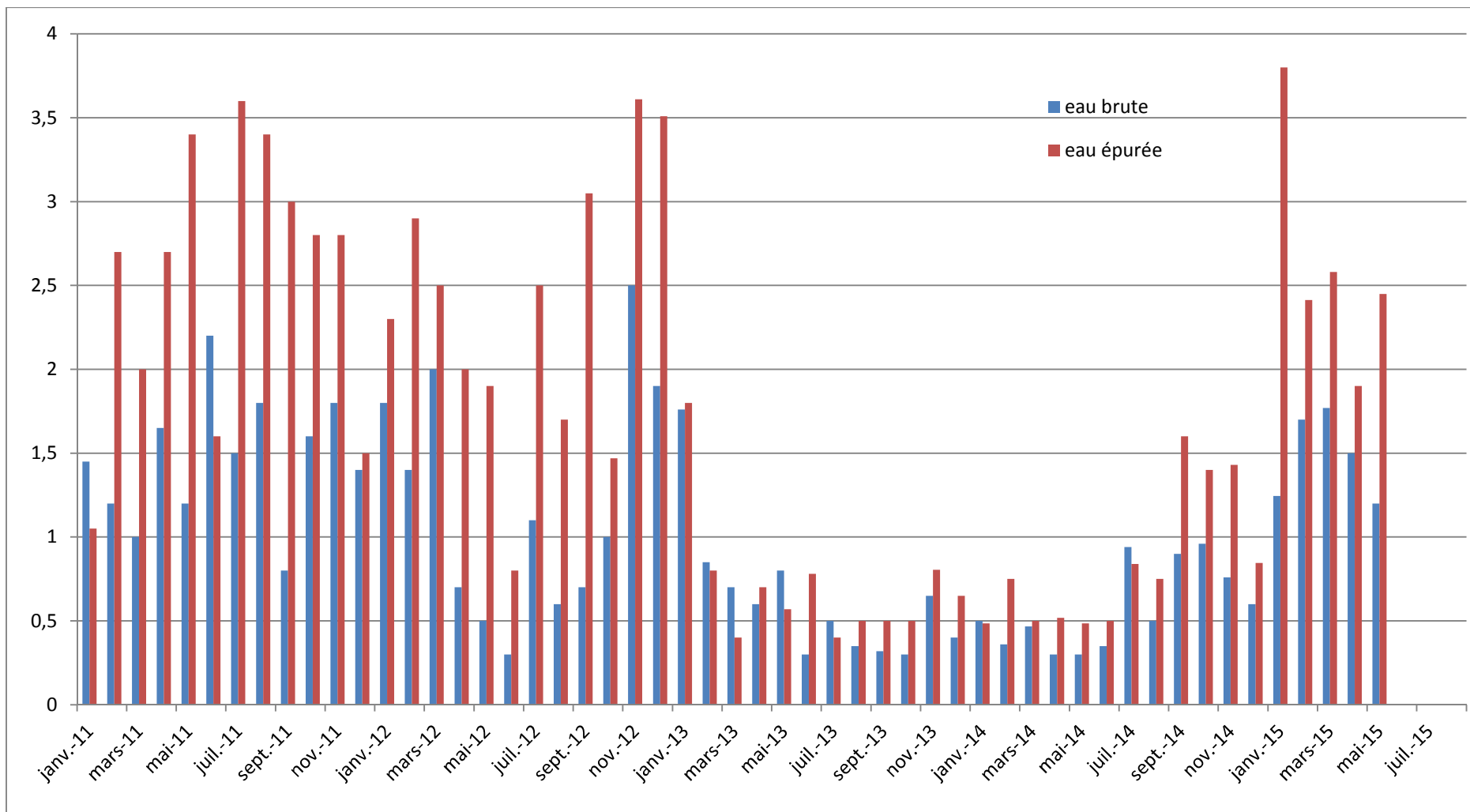


Figure IV.11 : L'évolution moyenne mensuelle des Nitrites (NO₂⁻) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUADA

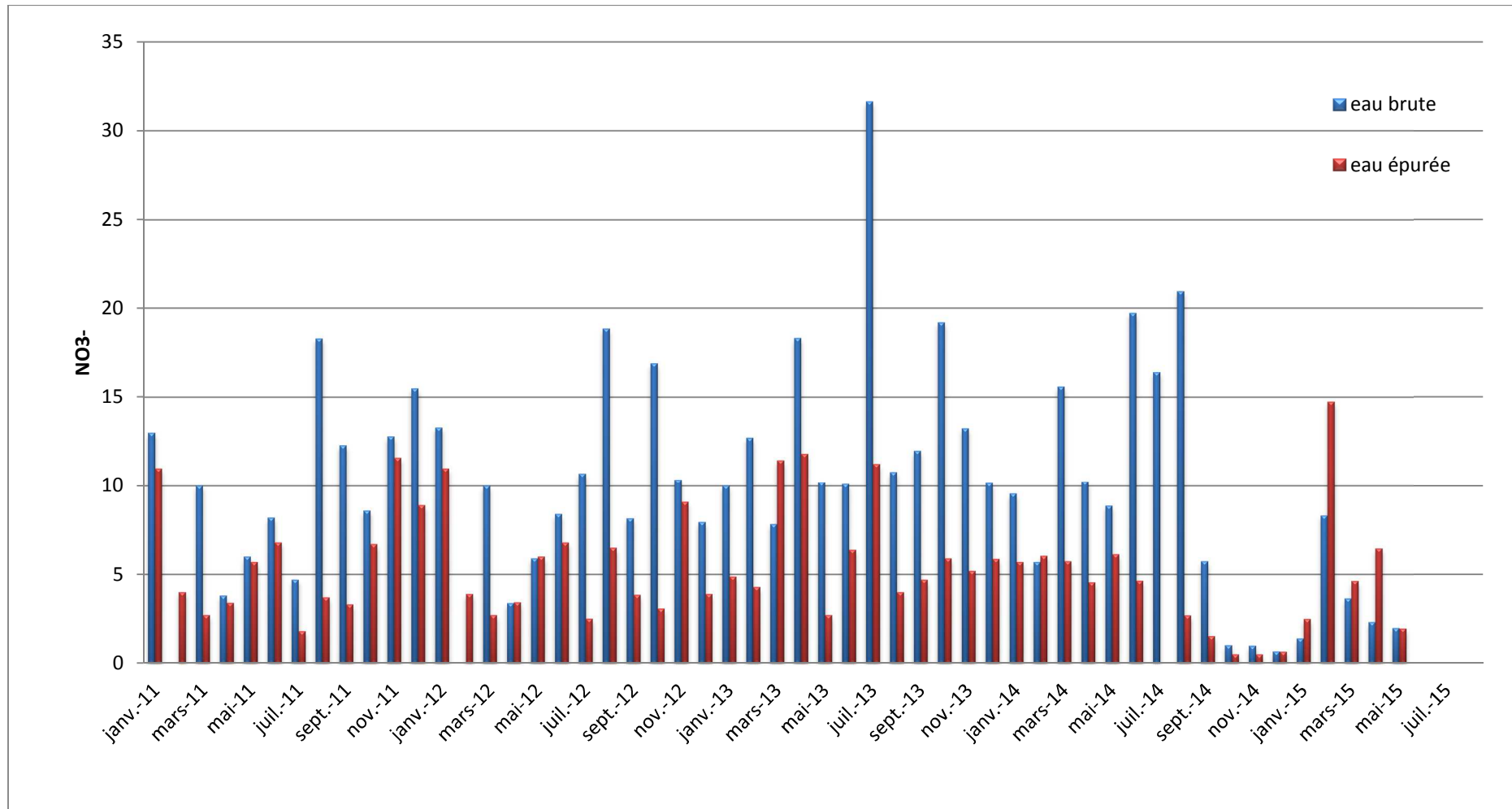


Figure IV.12: L'évolution moyenne mensuelle des Nitrates (NO₃⁻) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUDA

IV.2.2.10 L'azote ammoniacal (NH₄⁺)

Les valeurs de l'azote ammoniacal à l'entrée oscillent entre 23.44 mg/L et 143.6 mg/L avec une moyenne de 76.84 mg/L. Ces variations sont fonction de la température et du temps de séjour dans le réseau de collecte.

A la sortie de la STEP, les concentrations d'ammonium sont extrêmement variables, allant de 16.685 mg/l à 111.91 mg/l avec une moyenne de 62.90 mg/l. Ces valeurs sont supérieures à la valeur limite qui est de 5 mg/l fixée par l'OMS.

Ces fortes concentrations peuvent être justifiées par une faible nitrification suite à une aération insuffisante, des fortes charges organiques entrantes mais aussi par le phénomène de relargage qui se produit dans la couche de dépôts d'autant plus que l'épaisseur de sédiments est importante suite à des charges organiques entrantes très élevées.

Il est à noter qu'en sortie de lagunage, l'azote se trouve essentiellement sous forme d'azote ammoniacal.

La figure (IV.13) représente la variation spatio-temporelle de l'azote ammoniacal au niveau de la STEP.

IV.2.2.11 L'azote total (NT) :

L'analyse des eaux usées à l'entrée de la STEP montre que les valeurs en azote total varient entre 24.10 mg/l (février 2015) et 125 mg/l (juillet 2011) avec une moyenne de 65.94 mg/l. Ces teneurs décrivent des effluents d'origine urbaine puisque leurs concentrations sont généralement inférieures à 100 mg/L.

A la sortie, les concentrations en azote total oscillent entre 21.75 mg/l (avril 2013) et 92.50 mg/l (aout 2011) avec une moyenne de 55.93 mg/l. ces valeurs dépassent la norme fixée par l'OMS et par le journal officiel de la république algérienne qui est de 10 mg/l. ces dépassements peuvent conduire à un développement excessif d'algues et par la suite à un déséquilibre du milieu récepteur. Nous pouvons donc conclure que l'élimination de cette pollution azotée au sein de cette station est insuffisante et inefficace, cela peut avoir pour origine des effluents très chargés à l'entrée de la station avec des rendements épuratoires faibles. En effet, le degré d'abattement moyen de l'azote total est de 19.76 %.

La figure (IV.14) présente les variations spatio-temporelles de l'azote total au niveau de la station

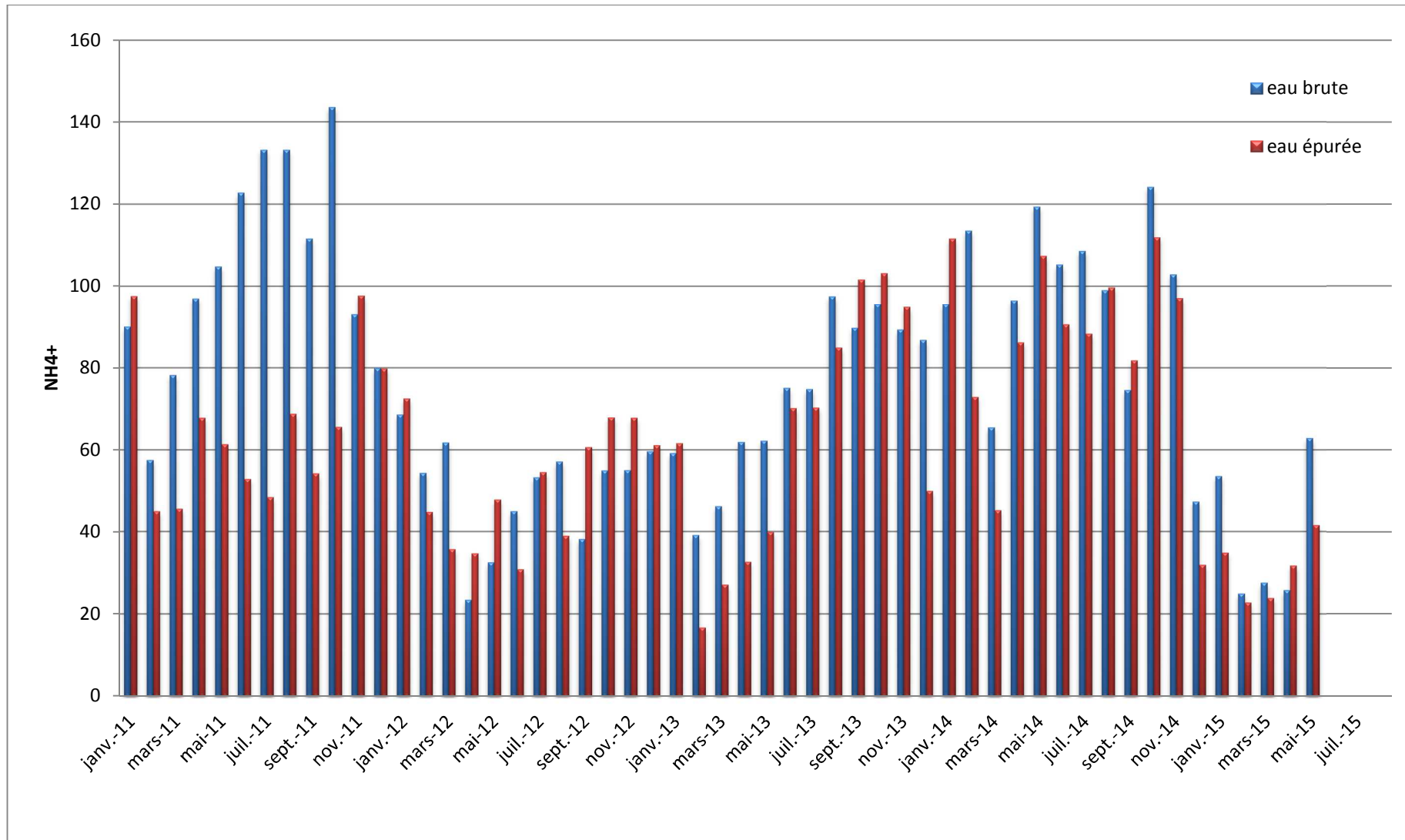


Figure IV.13: L'évolution moyenne mensuelle de l'azote ammoniacal (NH4+) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUA.

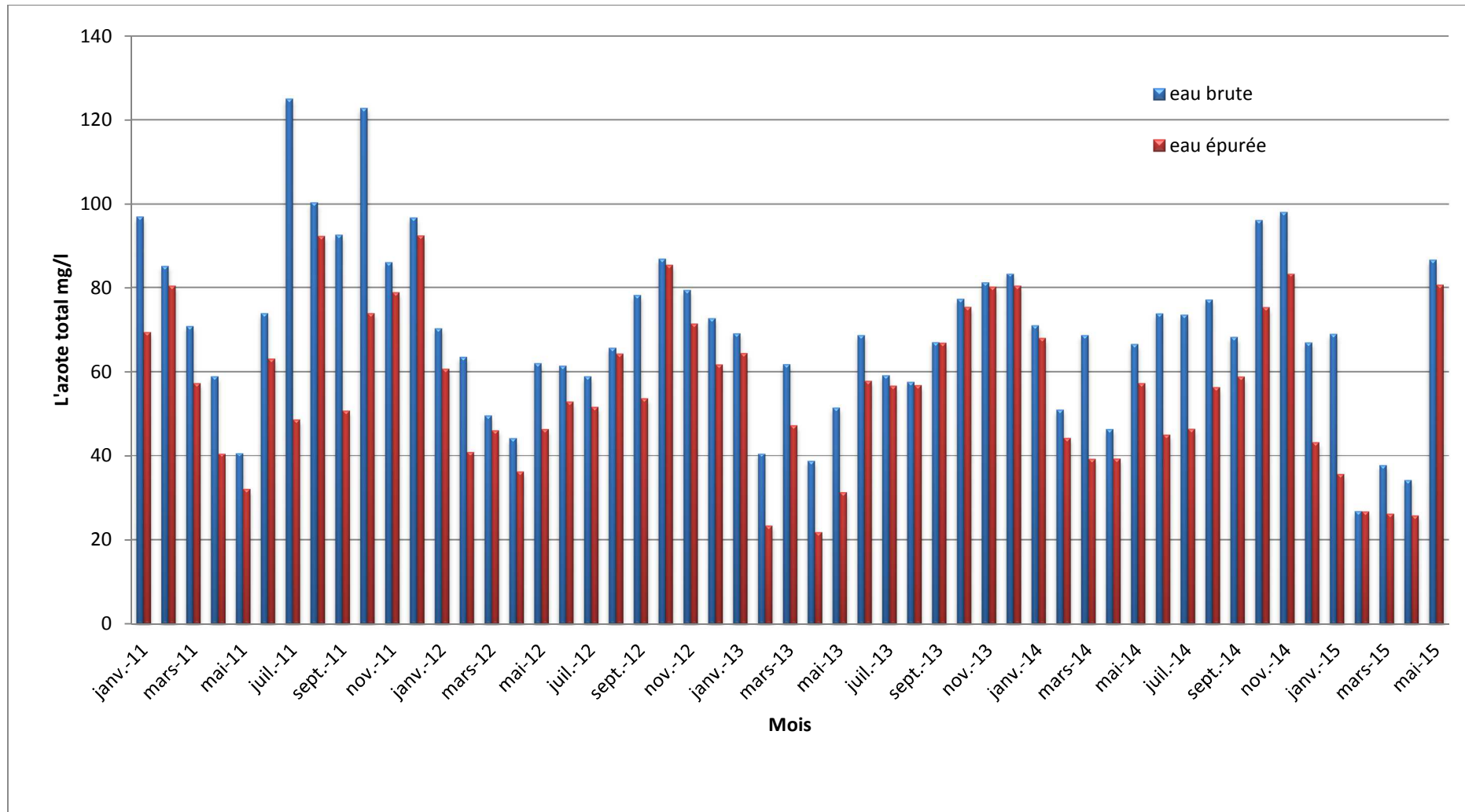


Figure IV.14 : L'évolution moyenne mensuelle de l'azote total (NT) à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUD

IV.2.2.12 Les orthophosphates (PO₄⁻)

Les résultats obtenus en orthophosphates à l'entrée de la station sont compris entre 5.6 mg/L et 39.6 mg/L avec une moyenne de 15.4 mg/L. Ces valeurs sont caractéristiques d'un effluent urbain dont la concentration est inférieure à 20 mg/L. Ainsi, la présence des orthophosphates dans les eaux brutes admises dans la station proviennent essentiellement des déjections humaines et animales et des détergents.

Par ailleurs, les résultats des orthophosphates obtenus à la sortie de la station sont compris entre 4.0 mg/L et 27.5 mg/L avec une moyenne de 11.6 mg/L. Cette valeur est supérieure à la norme de rejet fixée par l'OMS qui est de 2 mg/L. Aussi, nous remarquons des concentrations à la sortie supérieures à celles de l'entrée pour quelques mois des années 2012 et 2013, cela peut être expliqué par la redissolution du phosphore pendant la décantation (le relargage) due au temps de séjour élevé dans les bassins. En effet, la régénération du phosphore à partir des sédiments se fait par mobilisation biologique ou physicochimique. Les bactéries en anaérobiose et les microalgues à l'obscurité changent de métabolisme et relarguent le phosphore stocké dans leur cytoplasme, dans le milieu extérieur.

Les rendements d'abattement des orthophosphates varient entre 4.6 % et 78.9 % avec une moyenne de 32 %. Cependant, pour PO₄³⁻ malgré sa fixation par les microorganismes (bactéries et algues) ou sa précipitation par les variations du pH de l'eau (alternance de la photosynthèse et de la respiration), une grande partie reste excédentaire et sera alors rejetée dans le milieu récepteur.

La figure (IV.15) présente les variations spatio-temporelles des orthophosphates au niveau de la station.

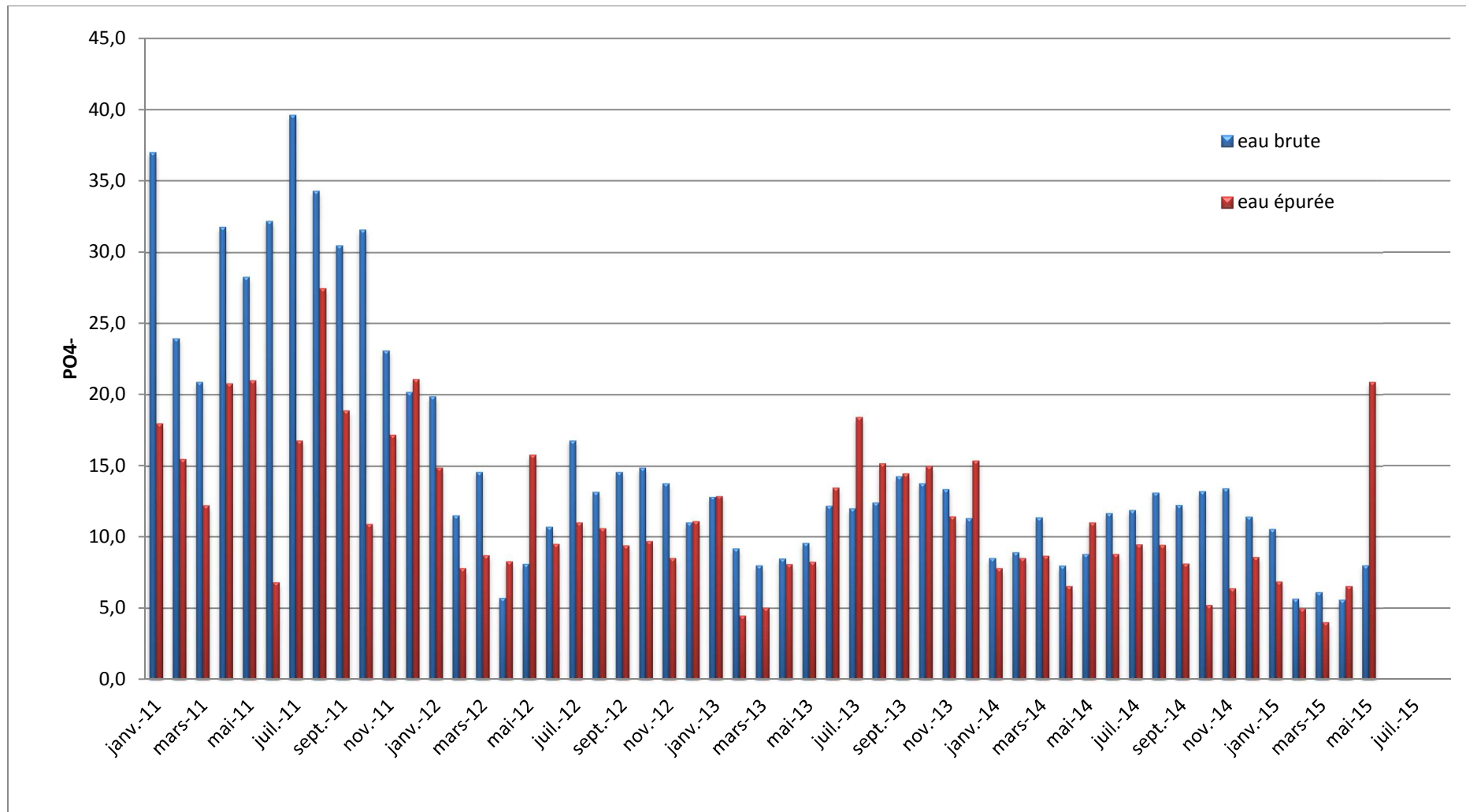


Figure IV. 15 : L'évolution moyenne mensuelle des orthophosphates à l'entrée et sortie de la station de BENI FOUADA.

Conclusion

L'examen détaillé des résultats montre que ce procédé imposant un long temps de séjour des effluents et soumis à une forte influence saisonnière, fournit des résultats dispersés et souvent difficiles à interpréter ; on discerne bien là les limites d'une modélisation et de la prévision de la qualité des eaux épurées. Des tendances nettes peuvent cependant être dégagées, elles doivent aider à trouver le meilleur domaine d'application du lagunage.

D'après les résultats obtenus lors des différentes analyses effectuées sur les eaux brutes et les eaux épurées pendant les années d'étude de 2011 jusqu'à mai 2015, nous avons détecté les problèmes suivants :

- ❖ Un débit important qui arrive dans la station d'épuration, surtout pour les années 2011 et 2012 où on a enregistré des débits dépassant la capacité nominale de la STEP ;
- ❖ Des concentrations des paramètres physicochimiques importantes. Pour les années d'étude, les valeurs des MES ont été supérieures à la capacité nominale de la STEP durant 10 mois (sur 53 mois d'étude), alors que pour la concentration en DBO₅ dépasse la capacité nominale de la STEP durant toute la période d'étude.

Enfin, pendant la période d'étude on a enregistré des valeurs de DCO qui dépassent la norme de rejet direct fixé par l'OMS estimé à 90 mg/l.

- ❖ L'élimination insuffisante d'azote ;
- ❖ Problème de dénitrification ;
- ❖ Un faible taux d'ammonification.

Chapitre V

Introduction

L'analyse des données disponibles pour la période d'étude allant de janvier 2011 à Mai 2015 faite au chapitre précédent, fait ressortir que les lagunes de BENI FOUDA présentent plusieurs anomalies provoquant une perturbation du fonctionnement, attribué à des causes diverses (surcharge, nature des effluents, lentilles d'eau, défaut d'entretien,...).

Le présent chapitre est consacré à l'étude des différentes solutions pour remédier à ces dysfonctionnements.

V.I Dysfonctionnements observés dans les lagunes de Beni fouda

Un certain nombre de dysfonctionnements sont apparus sur les lagunes naturelles de Beni fouda au fil des années. Parmi ces dysfonctionnements liés au taux de charge très élevé atteignant la STEP, on cite :

- Les bassins subissent une crise de dystrophique (une prolifération massive de phytoplancton, due à un enrichissement en éléments nutritifs, et provoquant le dysfonctionnement de l'écosystème lié en particulier à une disparition de l'oxygène dissout). En effet, les concentrations très faibles obtenues (valeur moyenne de 1.38 mg/L) dans les bassins de maturation ne sont pas conformes à celles données par la littérature. En France, les maxima semblent être de l'ordre de 30 mg/l en climat extrême mais peuvent atteindre 20 mg/l en période ensoleillée. La figure suivante montre une prolifération algale intense au niveau des lagunes. Cette situation empêche la pénétration de la lumière donc la production d'oxygène par photosynthèse. Il conviendrait de signaler que ce phénomène est observé en période printanière et estivale. Aussi, étant donné la texture des algues, il est fort probable qu'il s'agit des cyanophycées qui sont responsables de la production des substances hydrosolubles toxiques appelées cyanotoxines. Ces dernières sont de trois types, les hépatotoxines, les dermatotoxines et les neurotoxines.



Figure V.1. Apparition d'un bloom algal dans les bassins de lagunage de la STEP de Beni Fouda

- Apparition des plaques de boues et des débris organiques en surface des lagunes ; signe révélateur d'un passage en anaérobiose. En effet, les fermentations qui se produisent au niveau des sédiments conduisent à la formation des gaz tels que le dioxyde carbone CO_2 , le méthane CH_4 , l'azote moléculaire N_2 et l'ammoniaque NH_3 . ces bulles de gaz en remontant en surface, remontent avec elles des boues sédimentées au fond des lagunes.
- Apparition d'odeurs localisées perceptibles en été. Ainsi, en été, un fort bloom algal entraîne des phénomènes d'anoxie nocturne favorisant le développement de bactéries photosynthétique du soufre. Des odeurs nauséabondes se dégagent
- Apparition des couleurs (voir figure V.2) parfois rouge parfois marron au niveau des bassins à cause du développement de bactéries photosynthétiques du soufre qui utilisent comme substrat l' H_2S du milieu, lorsque ce dernier se trouve à des fortes concentrations. A ce stade, on note une baisse des odeurs puisque le soufre est consommé. La coloration verte traduit un retour à une situation normale ;



Figure V.2 Exemple de dysfonctionnement (coloration marron de la lagune)

- Développement excessif des plantes enracinées par endroit et en bordure des lagunes ce qui gêne le traitement et détériore la géomembrane responsable de l'étanchéité du fond des bassins de lagunage. Aussi, la présence de ces végétaux peut favoriser le développement de larves d'insectes (moustiques) et dégrader l'aspect esthétique de l'installation (voir figure ci-dessous)



Figure V.3. Apparition des végétaux enracinés dans la lagune de la STEP

- Détérioration des berges des bassins ;
- Rejet des eaux épurées régulièrement hors normes en termes de matières organiques et matières azotée et phosphorée. Il est à signaler que des rendements négatifs en phosphore ont été parfois observés. Aussi, des valeurs dépassant les 300 mg/L en DBO₅ ont été enregistrées à la sortie de la station d'épuration

V.2 Cause des dysfonctionnements

V.2.1 Mauvais entretien des lagunes

Suite à notre visite de la station d'étude, nous avons constaté une dégradation de l'état des lagunes qui se manifeste par l'envahissement des berges et de l'intérieur des lagunes par des végétaux enracinés et par la présence des flottants. En effet, cette situation révèle le manque d'entretien de la station.

V.2.2 Taux de charge

Une étude faite en France a montré que lorsque les charges réelles appliquées sur le premier bassin atteignent 6 à 7 g de DBO₅/m².j l'équilibre biologique devient instable et des conditions anaérobies sont fortement probables, notamment pendant un hiver sec. En effet pour la STEP d'étude la charge organique maximale exprimé en DBO₅ appliquée dans la lagune de décantation est très importante, elle est de 816 g/m².j ce qui rend le traitement difficile et non efficace.

V.2.3 Nature des effluents

V.2.3.1 Concentration

La concentration de l'effluent brut est un facteur prépondérant de dysfonctionnement des bassins. La technique du lagunage est plutôt plus adaptée au traitement des effluents urbains peu concentrés (150 < DBO₅ < 300 mg/l en moyenne annuelle). En effet Les concentrations de DBO₅ enregistré au niveau de la STEP d'étude sortent de la fourchette d'un effluent urbain donc il existe probablement des usines agro alimentaires (des abattoirs...) qui jettent des eaux très chargé en matières organique dans la STEP. La valeur maximale enregistrée en DBO₅ est de 916 mg/L.

V.2.4 Facteurs saisonniers

D'après les exploitants de la STEP de Beni fouda, certains dysfonctionnements répertoriés ci-dessus, apparaissent en été. Les phénomènes observés peuvent se résumer en un développement massif de microalgues, dégagement de mauvaise odeurs et présences des boues en surface des bassins de lagunage notamment les lagunes facultatives et de maturation.

V.2.5 Conception

Plusieurs défauts de conception peuvent être à l'origine de dysfonctionnement pour le cas de la STEP d'étude, on distingue :

- Le dimensionnement du premier bassin est inférieur à 50 % de la surface totale de plan d'eau ce qui favorise une surcharge organique locale ;
- La charge appliquée dans le dimensionnement des lagunes n'est pas conforme à celle utilisée ni dans les pays industrialisés ni chez les pays voisins en l'occurrence le Maroc et la Tunisie ;
- La profondeur des bassins (bassin facultatif et bassin de maturation) excédant 1 m favorise la tranche anaérobie ;
- Le type d'alimentation des bassins conduisant à une accumulation rapide de dépôts en tête de bassin et par la suite amorcer une anaérobiose locale. Une bonne alimentation génère une répartition homogène de l'effluent et une oxygénation des bassins (voir la figure V.)



Figure V.4. Ouvrage d'alimentation et dégradation de l'aspect des lagunes de la STEP de Beni fouda

V.3 Remèdes et solutions

V.3.1 Entretien des lagunes et l'autosurveillance de la STEP

Le système de lagunage naturel nécessite un entretien régulier et rigoureux pour avoir un bon fonctionnement de celui-ci. Le mauvais entretien du piège à flottants ou du dégraisseur induit plutôt des odeurs localisées et non pas un dysfonctionnement majeur.

Les analyses fréquentes d'eaux traitées doivent être effectuées tant au niveau chimique que bactériologique à la sortie de chaque bassin pour vérifier le rôle joué par chaque lagune dans le traitement.

Les tâches d'entretien des lagunes comprennent :

A. Nettoyage des lagunes

Un nettoyage journalier de la surface du plan d'eau est nécessaire pour se débarrasser des corps flottants (algues en excès, les lentilles d'eau...) qui gênent la pénétration de la lumière et l'oxygène dans les bassins, en utilisant des racleurs manuels.

B. Curage des bassins

Les bassins de lagunage, et principalement le premier bassin, nécessitent un curage de la boue accumulée au bout d'un certain temps et dans certaines conditions. Le volume des boues accumulées au fond de bassin est très variable en fonction du

dimensionnement des bassins, de la charge entrante, de la qualité des effluents, du taux de raccordement...

Dans la pratique, le déclenchement de l'opération de curage doit être précédé de certaines observations, mesures et diagnostics permettant de juger de l'opportunité du curage.

Lorsque la lagune a été curée il y a moins de 8 ans, l'une des observations suivantes peut déclencher la démarche :

- Dégradation de la qualité des eaux de sortie ;
- Accumulation importante de boues à l'entrée de la lagune ;
- Apparition de boues en surface ;
- Emanation d'odeurs nauséabondes.
- Changement de coloration de la lagune ;

Il à noter que tous ces phénomènes ont été observés à la station d'épuration étudiée. Nous concluons donc que les bassins de la station Beni Fouda nécessitent un curage.

C. Faucardage des végétaux

Le faucardage est une opération qui a pour but de maintenir l'aspect esthétique de l'installation et de limiter le comblement progressif des bassins. Elle doit être réalisée une fois par an, à la fin de l'été ou au début de l'automne.

La STEP de Beni fouda a un problème de développement des plantes enracinées au niveau des bassins facultatifs et de maturation, il est donc nécessaire de réaliser un entretien régulier des bordures, d'effectuer un curage partiel ou total des lagunes et de procéder à une réfection d'étanchéité des bassins.

Aussi, il est préférable de modifier l'ouvrage d'alimentation de la lagune de tête et de communication entre les bassins pour une meilleure circulation et répartition des eaux usées dans les bassins.

La communication entre les lagunes peut être assurée par des canalisations permettant le transfert des eaux d'une lagune à une autre et à travers les ouvrages de régulation, l'écoulement s'effectue en charge entre les lagunes est de préférence à mi-hauteur du plan d'eau les différentes communications sont citées si dessous :

- Une canalisation de sortie.
- Un trop plein, en cas de problème sur la canalisation de sortie.
- Un by-pass permettant la déconnection du bassin pour intervention de curage ou de réfection d'étanchéité.

La figure ci-dessous montre la canalisation d'intercommunication entre les bassins



Figure V.5. Canalisation d'intercommunication entre les bassins

V.3.2 Solutions pour un abattement supplémentaire de la pollution carbonée

Pour pouvoir remédier au problème de la charge organique très élevée à la sortie de notre station, deux cas sont envisagés :

- ❖ Dimensionnement de bassins plantés de roseaux ;
- ❖ Ajout des aérateurs de surfaces dans les bassins facultatifs.

V.3.2.1 Filtre planté de roseaux

Le principe de fonctionnement d'un filtre planté de roseaux repose sur une filtration mécanique et une dégradation aérobie biologique de la phase dissoute par les bactéries fixées sur les matériaux granulaires.

Classiquement, la filière se compose de deux étages de traitement composés de trois filtres en parallèle au 1er étage et deux au second étage. Les figures V.5, V.6 et V.7 permettent de visualiser la configuration des filtres ainsi que les granulométries des matériaux utilisés à chaque étage.

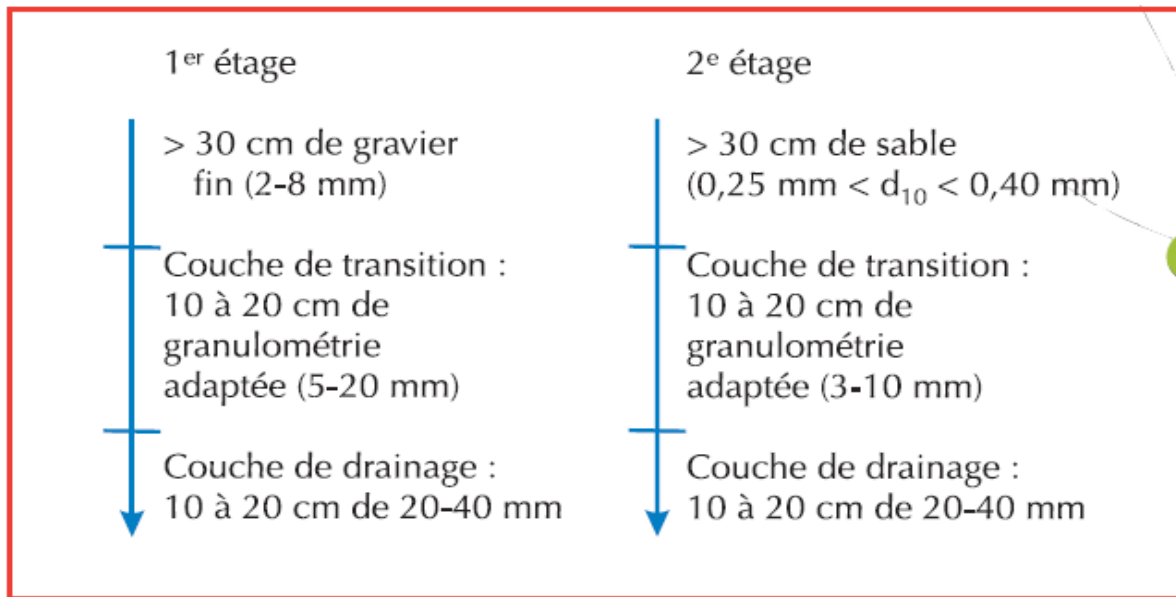


Figure V.6 : Profil granulométrique des filtres plantés de roseaux.

On distingue deux types de filtres selon leur alimentation :

- ❖ Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal
- ❖ Filtre planté de roseaux à écoulement vertical

Les figures suivantes représentent les deux types de filtres

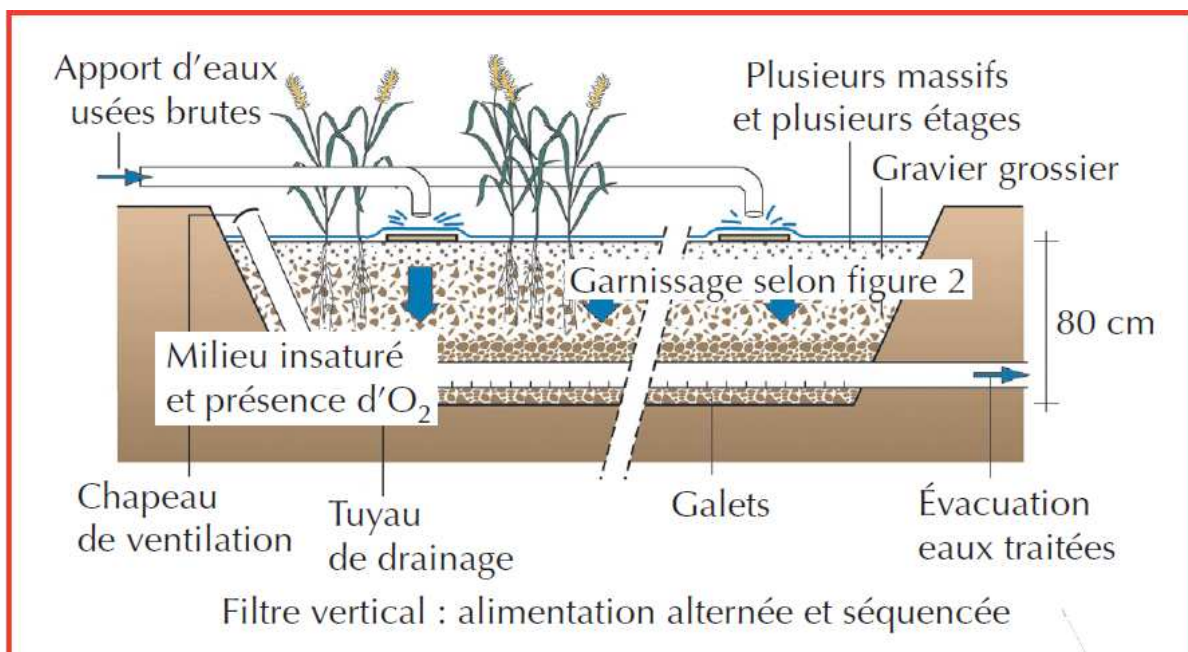


Figure V.7 : Filtre planté de roseaux à écoulement vertical.

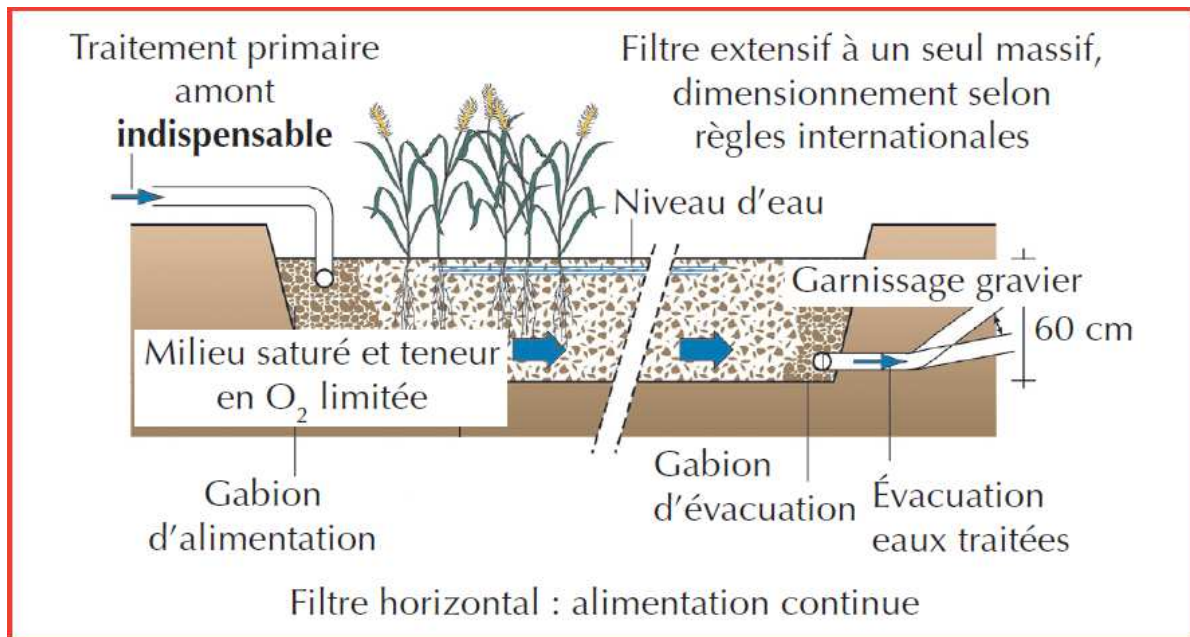


Figure V.8 : Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal.

Les dépôts, partie intégrante de l'activité biologique des filtres, se minéralisent à environ 60 %, conduisant à une augmentation de la hauteur de boues stockées sur les filtres du 1er étage de 1,5 cm par an environ. Ces dépôts doivent être évacués lorsqu'ils atteignent une hauteur de 20 cm,

Soit au bout de 10-15 ans. Ils peuvent être valorisés en agriculture en absence d'industrie connectée au réseau.

En fonctionnement à charge nominale, un dimensionnement de $1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$ au 1er étage et $0,8 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$ au 2e étage permet d'atteindre des rejets aux concentrations suivantes :

- 60 mg.L-1 en DCO,
- 15 mg.L-1 en MES,
- 8 mg.L-1 en N-NK,

Les rendements épuratoires obtenus sont ::

- 90 % pour la DCO,
- 95 % pour les MES,
- 85 % de nitrification.

Le 1er étage de traitement a un rôle prépondérant sur l'abattement de la DCO et des MES, alors que la nitrification est variable et de l'ordre de 50 % de la charge entrante en N-NK.

Le 2e étage assure la finition de la qualité du rejet en termes de DCO et de MES et complète la nitrification. Il apparaît qu'une surface totale de $2 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$ est un pré-requis pour atteindre une bonne nitrification.

La nitrification peut être améliorée en augmentant la surface du 1er étage plutôt que celle du 2e étage : une surface de 1,5 m². hab-1 au 1er étage permettrait, en sortie de station, de garantir un rejet de 6 mg.L-1 en N-NK.

Les stations combinant lagunes et filtres plantés sont encore rares et les retours d'expérience peu nombreux.

La question de la position des lagunes dans la filière est donc ouverte : faut-il les mettre en fin de filière et risquer une pollution du rejet par les algues ? En tête de filière au risque de colmater les filtres ? Entre les deux étages de filtration ?

La réponse est fonction du contexte.

Si l'objectif est d'augmenter la capacité de traitement, on mettra plutôt en tête de station des filtres plantés à écoulement vertical de type premier étage de la filière FPR qui réduiront les charges en entrée de lagunes, en particulier les surcharges organiques, génératrices de dysfonctionnements des lagunes.

Si l'objectif est d'améliorer la qualité du rejet (MES, DCO, nitrification), on mettra plutôt en sortie de lagune des filtres à écoulement vertical de type deuxième étage dont le dimensionnement sera validé pour des charges hydrauliques ne dépassant pas 0,80 m/j sur le filtre en fonctionnement (hypothèse : trois filtres en parallèle) et des concentrations DCO en entrée ne dépassant pas 250 mg/l.

Pour des objectifs multiples, des associations plus complexes peuvent être envisagées (filtre 1 + lagune + filtre 2) au prix d'emprises au sol plus importantes.

L'intégration des lagunes dans la filière de traitement peut également être saisonnière en fonction des objectifs recherchés : diminution des flux par évapotranspiration, abattement des germes pathogènes, amélioration de la déphosphoration ou de la dénitrification. [A.Paulus,2009].

Pour la station de Beni Fouda, il s'agit du troisième cas (problème de surcharge organique + mauvaise qualité de rejet en termes de DCO et pollution azotée et phosphorée).

Cependant, la surface de la station de Beni fouda est insuffisante pour la mise en place de ces deux filtres plantés. Donc nous optons pour la deuxième variante qui est l'aération artificielle des lagunes facultatives.

V.3.2.2 Aération des lagunes facultatives

Le lagunage aéré présente l'avantage d'être tolérant vis-à-vis de nombreux facteurs qui pourraient engendrer des dysfonctionnements dans les procédés d'épuration classiques (le cas de la STEP d'étude). Parmi ceux-ci, citons :

- Les variations de charges hydrauliques et/ou organiques importantes;
- Les effluents très concentrés;
- Les effluents déséquilibrés en nutriments, cause de foisonnement filamenteux;
- Une bonne intégration paysagère;

Les inconvénients potentiels de la filière sont pour l'essentiel liés à la présence de matériels électromécaniques d'aération. D'où l'importance de les choisir avec soin pour minimiser l'entretien, la consommation énergétique et éliminer d'éventuelles nuisances sonores.

Pour améliorer la qualité des eaux sortant de notre station, on doit ajouter des aérateurs au niveau des lagunes facultatives.

L'aération mécanique favorise le développement des bactéries au détriment de la population algale. Pour limiter les dépôts qui peuvent perturber le traitement et pour prévenir la formation d'algues microscopiques, il est nécessaire de surdimensionner les aérateurs.

L'étanchéité de la lagune doit être effectuée par géomembrane pour limiter les risques de dégradation des berges dus au fort batillage de l'eau en mouvement.

Des dalles bétonnées complètent la protection contre les affouillements au droit de la turbine.

C'est dans cette lagune qu'ont lieu la croissance bactérienne et l'oxydation de la pollution organique.

Le dimensionnement des lagunes d'aération se fait selon le tableau V.1

Tableau V.1. Les points clés de dimensionnement

Paramètres	Unités	Valeurs standards
Dimensionnement	m ² /usager	1.5 à 3
Temps de séjour	Jours	20
Profondeur	Mètre	2 à 3.5 avec aérateur de surface 2.5 pour une turbine de 4 kw 3 pour une turbine de 5.5 kw >4 pour une insufflation d'air
Besoin en oxygène	Kg O ₂ /Kg DBO ₅	2
Puissance aérateur	W/m ³	5 à 6
Temps de fonctionnement moyen	h/j/aérateur	8

Pour la mise en place des aérateurs au niveau des lagunes facultatives, il faut d'abord rétablir l'étanchéité des lagunes qui s'est détériorée au fil des années. Aussi, la profondeur requise pour une lagune aérée varie entre 2 et 3.5 m donc on doit faire un déblaiement de 0.5 m ou 1 m pour avoir une profondeur de 2 ou 2.5 m répondant aux normes de conception des lagunes aérées et placer un aérateur de surface avec une puissance de 5 w/m³ qui fonctionne 8 h/j pour un temps de séjour de 20 jours.



Figure V.9. Lagune aérée avec un aérateur de surface.

Concernant le choix des aérateurs, il est à noter que l'aérateur à vis hélicoïdale réalise un brassage et une homogénéisation des eaux résiduaires et génère de façon efficace une circulation dirigée dans la lagune (déplacement horizontal de l'eau).

V.3.3 Solution pour un abattement supplémentaire de la pollution azotée et phosphorée

Afin d'améliorer les rendements d'élimination vis-à-vis de la pollution azotée et phosphorée, nous proposons l'installation d'une lagune de finition à macrophytes à la fin de chaîne de traitement.

Les végétaux aquatiques flottants couramment expérimentés pour l'épuration des eaux [Reddy, 1984b] sont : la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*), les hydrocotyles (*Hydrocotyle umbrella*), les fougères d'eau (*Salvinia spp*) et les lentilles d'eau (*Lemna spp, azolla caroliniana*). Ces végétaux ont une croissance rapide et connaissent leur optimum écologique dans les climats chauds et tropicaux. Parmi ces plantes nous choisirons celles qui sont disponibles dans la région.

Il est souhaitable de préparer une lagune à macrophytes de la même manière que celle à microphytes du point de vue de l'étanchéité du fond et des berges. Il sera ensuite procédé à un apport de matériaux tout-venant (pas nécessairement de la terre végétale) uniformément répartis en une couche d'épaisseur voisine de 5 cm après tassement. La tranche d'eau utile aura une épaisseur variable de 0,10 à 0,50 m, et l'on retiendra la valeur courante : 0,30 m.

Dans le cas de lagunes à macrophytes, le faucardage est absolument nécessaire pour empêcher le pourrissement des végétaux dans l'eau qui recharge les bassins en matières organiques et en nutriments. Cette opération permet aussi de limiter les écoulements préférentiels de l'eau qui réduisent le temps de séjour.

Conclusion

Les solutions et les propositions apportées à cette station pour optimiser son fonctionnement sont le fruit d'une étude de diagnostic détaillée. La mise en place des différentes solutions proposées pour l'optimisation de la station de Beni fouda va permettre le bon fonctionnement de cette dernière.

Conclusion Générale

Conclusion générale

Comparé aux autres techniques d'épuration conventionnelles plus exigeantes et plus coûteuses, le lagunage naturel offre aujourd'hui une alternative très intéressante pour des pays bien ensoleillés comme l'Algérie.

En effet, l'épuration par lagunage naturel peut donner satisfaction si nous arrivons à maîtriser les paramètres influençant le fonctionnement des lagunes.

Dans cette optique, l'objectif de notre travail est l'étude des performances épuratoires de la station de lagunage naturel de Beni Fouda (W Sétif) à travers l'analyse à l'entrée-sortie des paramètres physico-chimiques issus de l'autosurveillance de la STEP et ce pour une période allant de janvier 2011 à mai 2015.

Cette étude nous a permis d'une part, de connaître les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées, et d'autre part de vérifier le fonctionnement des bassins de lagunage, dans le but de proposer des solutions aux dysfonctionnements observés.

Ainsi, l'étude a mis en évidence :

- Des fortes charges organiques à l'entrée- sortie de la station qui dépassent largement les valeurs préconisées par le constructeur. Ces concentrations élevées sont pénalisantes pour maintenir une biomasse algale suffisante dans les bassins. Cette situation a eu une incidence négative sur la production de l'oxygène dont les concentrations sont très en deçà de celles obtenues dans les stations de lagunage naturel ;
- Les concentrations en MES sont conformes aux normes de rejet des stations de lagunage naturel ;
- Les performances obtenues vis-à-vis de la pollution azotée et phosphorée ne sont pas satisfaisantes et ne répondent pas aux normes exigées pour un rejet en milieu naturel (Oued El Dhehb).
- Les valeurs du pH varient en fonction des saisons.

Afin d'améliorer les performances épuratoires de la station de Beni fouda vis-à-vis de la pollution carbonée, nous avons proposés deux variantes à savoir :

- Mise en place de bassins plantés de roseaux

- Ajout des aérateurs de surfaces dans les bassins facultatifs

En effet, la mise en place d'une batterie de filtres plantés de roseaux en tête peut répondre aux nécessités d'extension du système de traitement . Cette solution "rustique" et économique peut apporter un abattement de 60% sur la DBO₅ ; non seulement elle diminue très sensiblement la charge à traiter sur les bassins de lagunage, mais elle rétablit aussi l'état d'oxygénation des eaux brutes. Cependant, à cause d'une superficie insuffisante au niveau de la STEP, nous avons optés pour la deuxième variante.

Pour augmenter le rendement d'élimination des sels nutritifs (azote et phosphore), nous proposons l'installation d'une lagune de finition à macrophytes à la fin de chaîne de traitement. Les macrophytes seront sélectionnées selon les plantes utilisées en épuration et qui sont disponibles dans la région d'étude

Au terme de cette étude, nous devons insister sur le fait que le bon fonctionnement de cette STEP nécessite un entretien régulier des ouvrages de prétraitement et des bassins de lagunage pour détecter à temps les anomalies et apporter les solutions adéquates.

Bibliographie

Bibliographie

AERM, 2007. Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse : Lagunage naturel, Fiche technique.

Agence de l'eau LOIRE-BRETAGNE ,2013. Guide méthodologique : Le curage des lagunes d'épuration

Agence de bassin LOIRE-BRETAGNE, 1979. Lagunage naturel et lagunage aéré : procédés d'épuration des petites collectés, 74 p.

Brouillet .J. Ecotechniques d'assainissement des eaux usées domestiques : évolution et perspectives. XIIIe Congrès Mondial de l'Eau – 1er au 4 septembre 2008–Montpellier.

Ballay.M, 1994. L'exploitation des lagunes naturels : Guide technique à l'usage des petites collectivités, « FNDAE », Avenue du Maine, Paris.

Boutayeba.M , Epuration des eaux usées domestiques par lagunage naturel dans cinq stations d'épuration de la région de la Chaouia Ouardigha-Maroc, « Nature and Technologie ». 2012. [Disponible sur base de donnée par payement], consulté le 21/05/2015.

CHAIB.A, 2004. Bioépuration par lagunage naturel. Bulletin des énergies renouvelables.

CTGREF, 1978. Le lagunage naturel-procédé biologique extensif d'épuration des eaux usées domestiques , N°30, 36p.

DERONZIER et al,2001. Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées ; 24 p.

EL HACHEMI Ouafae, 2012. Traitement des eaux usées par lagunage naturel en milieu désertique (oasis de figuig) ; performances épuratoires et aspect phytoplanktonique,[En ligne], Thèse de doctorat, Spécialité : Ecologie végétale. Université Mohammed Premier Faculté des Sciences Oujda, [Consulté en Avril 2015].

FARTAS Tahar, 2011. Etude des performances épuratoires d'une station d'épuration pilote par macrophytes dans la commune de Temacine. Mémoire de fin d'étude [en ligne]; Spécialité : Hydraulique, Université Kasdi Merbah, Ouarguela, Algérie.

HOSETTI.B, PATIL.S, 1986. Performance of wastewater stabilization ponds at different depths. Water Pollution Research Laboratory, Department of Zoology, Karnatak University, India, [Base de données par paiement], consulté en Février 2015.

ILLOVIC.S, BONNARME, V, 2012. Ces plantes qui guérissent l'habitat. Eyrolles, France. 130p.

JOHANAT.V. Le lagunage aéré : un compromis technico-économique intéressant, « L'eau, l'industrie, les nuisances - N° 278 », Italie.

KONE Doulaye, 2002. Epuration des eaux usées par lagunage à Microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre: état des lieux, Performances épuratoires et critères de Dimensionnement, [En ligne], Thèse de doctorat, spécialité Sciences et Ingénierie de l'Environnement, Ecole polytechniques Fédérale de Lausanne. [Consulté en Mars 2015].

MEZRIOUL.N, OUDRA.B, 1998. Wastewater Treatment with Algae. Bioscience, Yuk-Shan Wong, Morocco. [disponible sur base de donnée par paiement : Springer], Consulté en Mai 2015.

OUAZZANI.N., (1987); Lagunage expérimental sous climat aride, variation des paramètres physico-chimiques à Marrakech, Thèse de 3ème cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech, 84p.

OUDRA.B., (1988); 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.

OUAZZANI.N, BOUARAB.L, 1997. Variation des formes de phosphore dans une station de traitement des eaux usées par lagunage, sous climat aride de Marrakech (Maroc). Rev. Sci. Eau 4(1997), 527-544.

ONA, 2006. Station de lagunage de BENI FOUDA, notice de fonctionnement et d'exploitation, Sétif, 54p.

PAULUS.A, 2009. Association lagune-filtre planté, TSM numéro 11, 106 :104-105

RACAULT.Y et al. technique Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités. Document: FNDAE n° 25.

RACAULT.Y, 1997. Le lagunage naturel les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Cemagref, Bretagne. ISBN N°2 85362-435-6.

WILLIAM.J, 2014. Ecological engineering: The journal of ecosystem restoration.

Elsevier, Spain. [disponible sur base de donnée par paiement : Science direct]. Consulté en Avril 2015

Yves PIETRASANTA, Daniel BONDON, le lagunage écologique: Edition Economica 1994.

Sitographies

www.elsevier.com/locate/ecoleng (Ecological Engineering): Consulté le 01/05/2015

www.elsevier.com/locate/jenvman (Journal of Environmental Management): Consulté le 01/05/2015.

www.memoireonline.com/04/10/3289/m_Determination-de-la-pollution-residuelle-dune-station-depuration-par-lagunage-naturel-cas-d4.html : Consulté le 07/04/2015.

Annexes

ANNEXE N°1

Photographies de la STEP de Beni fouda



Figure 1 : Vue aérienne de la station de BENI FOU DA



Figure 2 : Dégrilleur manuel de la STEP



Figure 3 : Désableur de la STEP



Figure 4 : Lagune de décantation



Figure 5 : Canal d'alimentation de la lagune facultatif



Figure 6 : Lagune facultative



Figure 7: Canal d'alimentation de la lagune de maturation



Figure 8 : Cloison du bassin de maturation



Figure 9 : Laboratoire de la STEP

ANNEXE N°2

Les méthodes d'analyses

2.1 Mesure du Ph

Le potentiel d'hydrogène se mesure à l'aide d'un pH-mètre; le pH de l'eau brute et celle épurée est compris entre 7 et 8.

2.2 Mesure de la conductivité électrique

Elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre; elle donnée en $\mu\text{s}/\text{cm}$.

2.3 Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO)

a. Manipulation

- On prend cinq éprouvettes et on met dans :
- la première éprouvette: 10ml d'eau distillée ;
- la deuxième et la troisième éprouvettes : dans chacune 10ml d'hydroginophtalate de potassium ;
- la quatrième éprouvette : 10ml d'eau brute ;
- la cinquième éprouvette : 10ml d'eau épurée .
- on met dans les éprouvettes 5ml de dichromate de potassium qui sert à accélérer l'opération ;
- On ajoute dans les éprouvettes 15ml de la solution d'acide sulfurique sulfate d'argent ;
- on ferme sur les éprouvettes avec des tubes en verre ;
- on met les éprouvettes sur une plaque chauffante équipée d'une haute qui serve à aspirer
- les gaz qui se dégagent, pendant 2h à 150°C ;
- puis on laisse refroidir pendant 10 minutes et on vérifie le titrage.

b. Vérification du titrage

Dans une fiole de 100ml, on met 10ml de dichromate de potassium et on ajoute de l'acide sulfurique jusqu'à 100ml, on met le mélange dans un bécher et on ajoute 2 gouttes de ferroïne, on met le bécher sur un agitateur puis on ajoute goutte à goutte la solution de fer II et d'aluminium jusqu'à ce que on obtient la couleur rouge brique, on lit ainsi le volume correspondant :

La valeur du titrage = $2,4/V$ et elle doit être égale à 0.12

c. Calcul

Après refroidissement des éprouvettes on ajoute dans chacune 45ml de l'eau distillée et deux gouttes de féroïen puis on fait le titrage et on note les volumes obtenus

$$DCO = \frac{8000 \times \text{titre}}{v} \times (V_{\text{blanc}} - V_{\text{éch}})$$

2.4 Mesure de la demande biochimique en oxygène(DBO)

Deux méthodes sont fortement utilisées pour la détermination de la DBO : la méthode par dilution et la méthode respirométrique et nous on va travailler avec la première.

a. Manipulation

On prépare trois (03) flacons comme suit :

- Le premier flacon « Étalon » : dans une fiole de 500ml, on met 300ml d'eau distillée plus une capsule de la DBO5 nutritive, on agite, puis on met 133ml de ce mélange dans un flacon et on ajoute 7ml de la DBO5 et 15ml de l'eau brute ;
- Le deuxième flacon : pour connaître le volume de l'eau brute à ajouter dans le flacon, on utilise la valeur de la DCO déjà déterminée dans l'étape précédente et on la multiplie par 0,8 ; la valeur trouvée correspond dans le tableau des gammes DBO5, Tableau III.2, à un volume qui est le volume de l'eau brute nécessaire dans le flacon.
- De la même manière on trouve le volume d'eau épurée nécessaire dans le troisième flacon.

Tableau 2.1 La sélection du volume d'échantillon

Gamme de DBO mg/l	Volume nécessaire (ml)
0-35	420
0-70	355
0-350	160
0-700	95

Après avoir remplir les flacons avec les volumes nécessaires, on met les cupules et on ajoute l'hydroxyde de lithium qui sert à absorber le CO2 et de la graisse pour que l'oxygène injecté ne se gaspille pas, on met les flacons dans un réfrigérons et on les ferme avec des bouchons

qui contiennent des tuyaux qui injectent de l'oxygène, on règle la température a 20°C et on laisse les flacons pendant 5 jours, puis on lit directement le résultat du DBO5.



2.5 Mesure des matières en suspension (MES)

a. Manipulation

- on prend trois tares en aluminium et on les pèse à vide ;
- dans chaque tare on met un filtre et on pèse à nouveau ;
- dans une fiole de 1000ml on met 100ml de la solution de la cellulose microcristalline on remplit la fiole avec de l'eau distillée jusqu'à 1000ml et on agite quelques minutes ;
- on prend 200ml de la solution ;
- dans la filtration à fibre de verre on met le filtre et on verse les 200ml de la solution ;
- On fait marcher la pompe qui aspire l'air pour permettre à la solution de passer a travers le filtre ;
- On fait passer 100ml de l'eau brute et 100ml de l'eau épurée (c'est-à-dire l'eau a l'entrée et a la sortie de la station) a travers les deux autres filtres et on les rend dans les tares ;
- On met les tares dans l'étuve à 105°C pendant 2h ;
- On pèse les tares après séchage.

2.6 Les formes azotées

On distingue les formes azotées suivantes :

- Azote total ;
- Nitrate ;

- Ammonium.

Les méthodes d'analyse de ces différentes formes sont les suivantes :

- ✚ Détermination de l'azote ammoniacal : par acidimétrie ; par colorimétrie ou par spectrophotométrie (la plus courante) ;
 - ✚ Détermination de l'azote Kjeldahl (NTK) : par minéralisation au sélénium (la plus utilisée) ou par distillation ;
 - ✚ Détermination des nitrites et nitrates : par colorimétrie ou par spectrophotométrie.
-

ANNEXE N°3

**Les résultats d'analyses des différents
paramètres**

Tableau 3.1 Résultats d'analyses des eaux brutes pour les années d'étude

Date	Paramètres analysés											
	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	N-NH ₄ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	N-NO ₂ (mg/l)	P-PO ₄ (mg/l)	PH	T° (C°)	Cond (µs/cm)	NT (mg/l)	Débit (m ³ /j)
2011												
Janvier	460	768	1060	90	13	1.45	37	7.6	15	1373	97	1373
Février	99.25	460	738.2	57.55	8.5	1.2	23.95	7.7	11.5	1644	85.3	1477.5
Mars	313	507	892.8	78.2	10	1	20.9	7.65	15	1844.4	70.8	1477.5
Avril	435	748	1059	97	3.8	1.65	31.8	7.75	17.8	1775	58.9	1533
Mai	322.5	387	1034.2	104.8	6	1.2	28.3	7.8	18.8	1449.6	40.6	1415
Juin	103.8	741	1339.8	122.8	8.2	2.2	32.2	7.8	22	1895	73.9	1420
Juillet	517.5	916	1381.3	133.2	4.7	1.5	39.6	7.78	24.4	1515.9	125	1591
Aout	405	675.5	1348.8	133.2	18.3	1.8	34.3	8	25.7	1400	100.35	1500
Septembre	306.8	560	1373	111.6	12.3	0.8	30.5	7.89	23.4	1528	92.7	1593
Octobre	752	470	1724.3	143.6	8.6	1.6	31.6	7.92	19.3	1626.3	122.8	1597
Novembre	363	716	1376.7	93	12.8	1.8	23.1	7.6	16.3	1458	86.15	1498
Décembre	426	730	986.8	79.9	15.5	1.4	20.2	7.57	14.3	1450	96.8	1599.34
2012												
Janvier	481.3	788	1008.8	68.6	13.3	1.8	19.9	7.61	12.5	1491.6	70.3	1598
Février	461.3	387	826	54.4	9.5	1.4	11.5	7.67	10.4	1348.7	63.5	1602
Mars	280	469	657.8	61.8	10	2	14.6	7.8	14.3	1357	49.6	1598
Avril	440	284	503.5	23.44	3.38	0.7	5.71	7.7	16.4	1036	44.2	1638
Mai	196.3	269	462.5	32.5	5.9	0.5	8.1	7.8	20.2	1088.3	62	1518
Juin	213	370.4	687.6	44.9	8.4	0.3	10.7	7.81	23	1089	61.4	1513
Juillet	275	396	758.3	53.3	10.7	1.1	16.8	7.87	25.2	1187.7	58.9	1530
Aout	295	393	706.5	571.6	18.85	0.6	13.2	7.9	26	1126.8	65.7	1615
Septembre	137.25	222.5	535	38.13	8.15	0.7	14.6	7.83	22.7	1175	78.2	1502
Octobre	267.5	292	623	55	16.9	1	14.9	7.88	21.3	1228	87	1596
Novembre	336.25	460	881	55.04	10.35	2.5	13.8	7.66	16.8	1095	79.4	1592
Décembre	397.5	481.05	415.5	59.64	7.95	1.9	11.0	7.65	12.72	1469.5	72.7	1500

Tableau 3.1 Résultats d'analyses des eaux usées brutes pour les années d'étude (suite)

Date	Paramètres analysés											
2013	MES	DCO	DBO ₅	N-NH4	N-NO3	N-NO2	P-PO4	PH	T°	Cond	NT	Débit
	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)	(m3/j)
Janvier	362.5	798,5	786	59,2	10	1.76	12,85	7.6	13	1120	69.1	1300
Février	400	241	510	39,103	12.72	0.85	9,175	7.66	11,1	1083	40.5	1257
Mars	345	283,5	524,5	46,11	7.835	0.7	8	7.62	14,7	1115,4	61.8	1470
Avril	295	327	538,5	61,92	18.33	0.6	8,48	7.64	17,6	1083,2	38.65	1420
Mai	298.8	320	602,5	62,24	10.2	0.8	9,575	7.6	19	1046	51.45	1050
Juin	298.8	354	706,5	75,08	10.1	0.3	12,18	7.72	21	1538	68.65	1269.74
Juillet	254.17	414,67	786	74,79	31.64	0.5	12	7.7	23,6	1287,8	59.17	1470
Aout	245	423,5	693,0	97,5	10.8	0.35	12,4	7.76	25,7	1400,2	57.6	1127
Septembre	272.5	458,0	851,0	89,7	12	0.32	14,3	7.77	23,3	1661,2	67	1110
Octobre	317.3	436,0	1002,0	95,5	19.2	0.3	13,8	7.7	18,9	1602,3	77.3	1147
Novembre	370.25	430	750	89,265	13.25	0.65	13,4	7.78	19,5	1233,6	81.2	1178
Décembre	158.38	459	1129	86,753	10.16	0.4	11,3	7.57	12,8	1341,3	83.4	1215
2014	MES	DBO ₅	DCO	N-NH4	N-NO3	N-NO2	P-PO4	PH	T°	Cond	NT	Débit
	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)	(m3/j)
Janvier	372.5	313	897	95,46	9.56	0.5	8.5	7.48	12,9	*	71	1115
Février	541.25	223	462	113,52	5.7	0.36	8,91	7.46	11,2	*	51	1047
Mars	135	551	1032	65,468	15.6	0.467	11,365	7.8	14,5	*	68.7	1000.6
Avril	247.5	363,33	769	96,492	10.25	0.3	7,97	7.63	17,7	*	46.35	998
Mai	299.5	601	1109	119,33	8.88	0.3	880,6	7.6	18,7	*	66.55	1210
Juin	402.5	651,33	1091,7	105,26	19.73	0.35	11,667	7.72	21	*	73.8	964
Juillet	332.5	385	827	108,62	16.41	0.94	11,88	7.9	23,9	*	73.5	937
Aout	118.75	662	1252,5	99,008	20.94	0.5	13,15	7.84	25,7	*	77.1	932
Septembre	375	590	928,67	74,574	5.737	0.9	12,233	7.8	23,5	*	68.23	893
Octobre	310	605	1211,5	124,16	1	0.96	13,25	7.79	19,2	*	96.2	911
Novembre	557.5	763	1641,5	102,88	0.97	0.76	13,45	7.7	23,8	*	98.1	927
Décembre	291.25	429	776,5	47,4	0.654	0.6	11,415	7.45	9,09	*	66.95	1123
2015	MES	DCO	DBO ₅	N-NH4	N-NO3	N-NO2	P-PO4	PH	T°	Cond	NT	Débit
	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)	(m3/j)
Janvier	360	294	897.5	53.6	1.39	1.245	10.54	7.6	10.4	1429.4	68.95	1269
Février	780	210	530	24.9	8.32	1.7	5.65	7.53	12.3	1315	26.7	1435
Mars	292.5	272	1170.8	27.55	3.64	1.77	6.115	7.55	13	1518.1	37.63	1265
Avril	207.5	279	645	25.75	2.315	1.5	5.59	7.57	17.8	1534.2	34.1	1096
Mai	305	360	593.5	62.87	1.97	1.2	7.99	7.52	19.5	1520	86.75	1107

Tableau 3.2 Résultats d'analyses des eaux usées épurées pour les années d'étude.

Date	Paramètres analysés										
	MES	DCO	DBO ₅	N-NH4	N-NO3	N-NO2	P-PO4	PH	T°	Cond	NT
2011	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)
Janvier	10.8	213.5	265.3	97.6	11	1.05	18	7.18	11	1408.2	69.4
Février	26.8	95.5	182.2	44.88	4	2.7	15.5	7.39	10.3	910	80.4
Mars	15	74.7	164	45.5	2.7	2	12.21	7.8	13.6	1118.7	57.3
Avril	17.5	128	243.2	67.8	3.4	2.7	20.8	7.96	17.4	1479	40.5
Mai	10	96.8	315.4	61.4	5.7	3.4	21	7.8	18.3	1206.9	32
Juin	26	112.5	274.8	52.9	6.8	1.6	6.8	7.7	22.3	1035	63.1
Juillet	85	94.5	244.1	48.5	1.8	3.6	16.8	7.9	23.5	1139.9	48.65
Aout	176	216	382	68.8	3.7	3.4	27.5	7.8	23.4	1088	92.4
Septembre	147	153.3	256.3	54.3	3.3	3	18.9	7.7	21.8	1364	50.75
Octobre	84	87.5	336.3	65.6	6.7	2.8	10.9	7.6	17.5	1387	73.9
Novembre	132	265.5	408	97.7	11.6	2.8	17.2	7.5	13.3	1382	78.85
Décembre	61	162	272	79.8	8.9	1.5	21.1	7.4	11.3	1450	92.5
2012	MES	DCO	DBO ₅	N-NH4	N-NO3	N-NO2	P-PO4	PH	T°	Cond	NT
	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)
Janvier	55.8	143.2	206.6	72.5	11	2.3	14.9	7.1	10	1288.5	60.7
Février	74.4	71.7	199.9	44.7	3.9	2.9	7.8	7.3	8.7	957.9	40.9
Mars	37.6	74.9	177.5	35.7	2.7	2.5	8.7	8	13.6	1225.8	46.1
Avril	80	57	144.9	34.68	3.43	2	8.28	7.9	15.5	1077	36.1
Mai	46.3	87.9	161.9	47.9	6	1.9	15.8	7.85	20.4	1236.2	46.4
Juin	68.7	89.8	179.9	30.8	6.8	0.8	11.0	7.6	23.2	1230.5	52.9
Juillet	70.2	92.1	240	54.6	2.5	2.5	11	7.8	24.4	1228.1	51.65
Aout	65.42	117.25	264.4	38.93	6.5	1.7	10.6	7.9	24.2	1248.6	64.3
Septembre	116.67	100.22	192.4	60.64	3.85	3.05	9.4	7.82	20.9	1250	53.7
Octobre	93.75	93.8	309.9	67.89	3.07	1.47	9.7	7.91	16.43	1365	85.6
Novembre	95.41	91.4	300.4	67.83	9.1	3.61	8.5	7.85	15.37	1179	71.4
Décembre	55.83	137.5	91.5	61.14	3.9	3.51	11.1	7.75	10.8	182.7	61.7

Tableau 3.2 Résultats d'analyses des eaux usées épurées pour les années d'étude (suite).

Date	Paramètres analysés										
	MES	DCO	DBO ₅	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	P-PO ₄	PH	T°	Cond	NT
2013	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)
Janvier	61.67	253,2	215,6	61,59	4.875	1.8	12,9	7.72	9,7	1209	64.4
Février	50.83	36,8	110,4	16,68	4.29	0.8	4,47	7.72	9,1	731	23.3
Mars	38.75	49,9	128,6	27,08	11.45	0.4	5,02	8.1	13,6	1063	47.3
Avril	52.915	77,3	177,4	32,63	11.815	0.7	8,08	7.73	16,9	991,5	21.75
Mai	35.83	35,8	132,8	39,83	2.7	0.57	8,25	7.7	18,6	951	31.2
Juin	85.83	128,6	265,8	70,17	6.39	0.78	13,5	7.49	21,4	1557	57.85
Juillet	75.553	107,2	251,27	70,30	11.247	0.40	18,45	7.4	24,4	1356	56.67
Aout	85	98,4	261,8	84,9	4	0.5	15,2	7.8	23,4	1101,4	56.8
Septembre	83.3	81,9	261,5	101,6	4.7	0.5	14,5	7.7	21,7	1301,7	66.9
Octobre	67.5	98,8	277,9	103,2	5.9	0.5	15,0	7.6	17,3	1383,3	75.4
Novembre	65.8	71,2	295,4	94,81	5.19	0.805	11,43	7.69	17,8	1020	80.2
Décembre	26.65	72,3	269,5	49,98	5.87	0.65	15,4	7.62	11,5	893,6	80.4
2014	MES	DBO ₅	DCO	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	P-PO ₄	PH	T°	Cond	NT
	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)
Janvier	124.15	44,55	147,85	111,59	5.7	0.485	7.8	7.67	9,84	*	68
Février	70.8	72	201,6	72,878	6.05	0.75	8,5	7.72	9,1	*	44.3
Mars	100.8	90,4	220,8	45,15	5.735	0.5	8,675	7.9	13,6	*	39.13
Avril	66.1	65,6	218,07	86,172	4.5567	0.518	6,543	7.73	16,9	*	39.2
Mai	78.75	86,4	237	107,4	6.13	0.485	11	7.68	19,3	*	57.3
Juin	80.833	102,63	223,73	90,558	4.6333	0.5	8,79	7.48	21,5	*	45.03
Juillet	76.65	70	267,4	88,238	6,085	0.84	9,46	7.39	24,2	*	46.45
Aout	88.75	59,8	248,4	99,668	2.685	0.75	9,435	7.83	23,4	*	56.3
Septembre	122.5	73,2	240,8	81,786	1.52	1.6	8,12	7.71	30,0	*	58.83
Octobre	192.5	68,2	283,9	111,91	0.5	1.4	5,215	7.62	17,5	*	75.3
Novembre	142.1	59,25	295,8	97,073	0.495	1.43	6,39	7.31	21,8	*	83.4
Décembre	73.35	83,6	231	31,9	0.6415	0.845	8,58	7.22	7,31	*	43.25
2015	MES	DCO	DBO ₅	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	P-PO ₄	PH	T°	Cond	NT
	(mg/l)	(mg/l)	(mg O ₂ /l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)		(C°)	(µs/cm)	(mg/l)
Janvier	59.15	63.75	188.25	34.85	1.39	3.8	6.865	7.29	7.07	1017	35.5
Février	24.81	39.95	101	22.75	8.32	2.414	4.965	7.45	10.4	1272	26.65
Mars	46.67	24.9	196.25	23.85	3.64	2.58	4.005	7.54	11.6	1223	26.1
Avril	20	39.3	153.75	31.75	2.315	1.9	6.55	7.62	17.8	1299	25.7
Mai	20	34	142.5	41.5	1.97	2.45	20.9	7.4	20.2	1325	80.65