

Liste des Abréviations

Eq-H_N : Equivalent-habitant.

NK : Azote KJELDAHL.

STEP : Station d'épuration.

pH : Potentiel d'hydrogène.

NH₄⁺ : Azote ammoniacal.

NO₂⁻ : Nitrite.

NO₃⁻ : Nitrate.

N₂ : Azote gazeux.

N-org : Azote organique.

O₂ : Oxygène.

H₂O : Eau.

CO₂ : Dioxyde de carbone.

H⁺ : Hydrogène.

NO : Monoxyde d'azote.

N₂O : Protoxyde d'azote.

HCO₃: Bicarbonate

H₂CO₃: Acide carbonique.

CaO : Oxyde de calcium.

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène pour 5 jours.

MES : Matières en suspension.

Cm : Charge massique.

DCO : Demande chimique en oxygène.

μ aT : Taux de croissance des bactéries nitrifiantes à la température T.

μ a20 : Taux de croissance des bactéries nitrifiantes à 20 °C.

PO_4^{3-} : Orthophosphate.

CaCO_3 : carbonate de calcium.

H_3PO_4 : Acide phosphorique.

$\text{Ca}(\text{OH})_2$: Hydroxyde de calcium.

$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$: Phosphate tricalcique.

MO : Matières organiques.

PHA : polyhydroxyalcanoates.

OH^- : Ion d'hydroxyde.

NaOH : Hydroxyde de sodium.

MVS : Matières volatiles sèches.

Vba : Volume du bassin d'aération.

Qj : Débit journalier d'eaux usées à traiter.

Liste des figures

Figure I.1 : Formes de l'azote dans les eaux usées.....	04
Figure I.2 : Effet de la température sur le taux de croissance des Microorganismes Nitrifiants	08
Figure I.3 : Influence de la concentration en oxygène dissous sur le taux de croissance des bactéries nitrifiantes.....	09
Figure I.4 : Variation de la nitrification en fonction de la charge massique appliquée	09
Figure I.5 : Variation de la nitrification en fonction de l'âge des boues	11
Figure I.6 : Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore.....	16
Figure II.1 : Schéma du principe de l'électrodialyse	21
Figure II.2 : Synoptique d'une station d'épuration comportant un lit bactérien.....	22
Figure II.3 : Synoptique d'une STEP comportant un disque biologique	23
Figure II.4 : Schéma de principe d'un disque biologique	23
Figure II.5 : Traitement des eaux usées par boue activée.....	24
Figure II.6 : Mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel.....	26
Figure II.7 : Schéma de principe d'un lagunage aéré.....	27
Figure II.8 : Accumulation intra cellulaire de la matière organique en anaérobiose et de polyphosphates en aérobiose	31
Figure III.1 : Vue de la station d'épuration de la ville Maghnia.....	33
Figure III.2 : Photo du déversoir d'orage	35
Figure III.3 : Photo de la grille grossière mécanisée	36
Figure III.4 : Photo de bâtiment de relevage	37
Figure III.5 : Photo de la grille fine mécanisée (02 unités)	38
Figure III.6 : Photo de la grille fine manuelle de by-pass	38
Figure III.7 : Photo de la bande de transport des refus de dégrillage	39
Figure III.8 : Photo de dessableur – déshuileur	40
Figure III.9 : Photo de Lits de sable	40
Photo III.10 : Photo des bassins de dénitrification	41
Figure III.11 : photo des bassins d'aération.	42
Figure III.12 : Photo de décanteur secondaire.....	42
Figure III.13 : Photo des vis de recirculation de boue.	43
Figure III.14 : Photo de bassin de chloration.....	44
Figure III.15 : Photo de l'épaississeur de boue	44
Figure III.16 : Photos de lits de séchage.....	45
Figure IV.1 : Photo du pH mètre	47
Figure IV.2 : Photo du conductivimètre	48
Figure IV.3 : Photo d'un Oxymétrie portatif (HI 9146)	50

Figure IV.4 : Photo de Cônes d'IMHOFF	51
Figure IV.5 : Photo de Spectrophotomètre	51
Figure IV.6 : Photo du réactif à DCO.....	53
Figure IV.7 : Photo du réacteur DCO mètre.....	54
Figure IV.8 : DBO mètre	55
Figure V. 1 : Variation de pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.....	59
Figure V.2 : Variation de Température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia	60
Figure V.3 : Variation de l'oxygène dissous de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia	61
Figure V.4 : Variation hebdomadaire de la concentration des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.....	62
Figure V.5 : Variation hebdomadaire de la concentration de la DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia	63
Figure V.6 : Variation hebdomadaire de la concentration de la DBO ₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia	64
Figure V.7 : Variation hebdomadaire de la teneur du N-NH ₄ ⁺ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.....	65
Figure V.8 : Variation hebdomadaire de la concentration du N-NO ₂ ⁻ dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.....	66
Figure V.9 : Variation hebdomadaire de la concentration du N-NO ₃ ⁻ dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.....	67
Figure V.10 : Rendement d'abattement de l'azote minéral.....	68
Figure V.11 : Variation de la concentration du PO ₄ ³⁻ dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia durant la période d'étude	68
Figure V.12 : Rendement d'abattement du phosphore	69
Figure V.13 : Variation de la charge massique (Cm) dans les bassins d'aération de la STEP de Maghnia	70

Liste des tableaux

Tableau II.1: Avantages et Inconvénients des boues activées	25
Tableau III.1: Données de bases de la STEP de Maghnia	34
Tableau IV.1 : Sélection du volume d'échantillon	54
Tableau V.1 : les classes de boues activées	70

SOMMAIRE

Introduction générale	01
-----------------------------	----

Chapitre I : Généralités sur l'azote et le phosphore

I.1. Introduction	03
I.2. Origine et formes de l'azote dans les eaux usées	03
I.3. Réactions de transformation de l'azote dans l'eau	05
I.3.1. L'ammonification	05
I.3.2. L'assimilation	05
I.3.3. La nitrification –dénitrification	05
I.3.3.1. La nitrification	05
I.3.3.2. La dénitrification.....	06
I.3.4. Bilan de la nitrification-dénitrification	06
I.3.4.1. Bilan de la nitrification	06
I.3.4.2. Bilan de la dénitrification	07
I.4. Paramètres influents sur la nitrification-dénitrification.....	07
a) Paramètres influents sur la nitrification	07
Influence de la température	07
Influence du pH.....	8
Influence de l'O ₂ dissous.....	8
Influence de la charge massique (Cm)	9
Influence de l'âge des boues.....	10
Influence de la Concentration en N-NH ₃ à l'entrée.....	11
b) Paramètres influents sur la dénitrification	11
Effet de la température	11
Effet du pH	12
Effet de l'oxygène dissous.....	12
Effet de la charge massique.....	12
Effet de la concentration des nitrates.....	12
I.5. Le Phosphore	13
I.5.1. Origine et formes du phosphore dans les eaux usées	13

Formes du phosphore dans les eaux usées	13
I.5.2. Élimination du phosphore des eaux usées	14
I.5.2.1. Traitement biologique du phosphore	14
Réactions biologiques impliquant le phosphore	15
a) L'assimilation du phosphore	15
b) Processus de suraccumulation du phosphore	15
I.5.2.2. Le traitement physicochimique du phosphore	16
I.6. Impact du phosphore sur le milieu naturel	17
I.7. Conclusion	17

Chapitre II : Procédés de traitement de l'azote et du phosphore en stations d'épuration

II.1. Introduction	19
II.2. Procédés de traitement de l'azote	19
II.2.1. Les procédés physico-chimiques.....	19
II.2.1.1. L'échange d'ions	19
II.2.1.2. L'électrodialyse	20
II.2.2. Les procédés biologiques	21
II.2.2.1. Systèmes intensifs	21
II.2.2.1.1. Réacteurs à biomasse fixée	21
a) Lit bactérien.....	21
b) Disques biologiques	22
II.2.2.1.2. Réacteurs à biomasse libre.....	23
a) Boues activées	23
II.2.2.2. Systèmes extensifs.....	25
a) Le Lagunage naturel	26
b) Le Lagunage aéré.....	27
II.3. Procédés de traitement du phosphore	27
II.3.1. Les procédés de déphosphatation physico chimiques	28
II.3.1.1. Principe	28
II.3.1.2. Mise en œuvre des procédés	29
Pré-précipitation.....	29
Précipitation simultanée	29

Précipitation en post-traitement	30
II.3.2. Les procédés de déphosphatation biologiques	30
II.3.2.1. Principe	30
II.3.2.2. Conditions influençant le rendement de déphosphatation par voie biologique	31
Le pH.....	31
La température	31
L'âge des boues.....	32
Les métaux	32
Présence d'oxygène et de nitrate dans la zone anaérobie	32
II.4. Conclusion	32

Chapitre III : Présentation et description de la STEP de Maghnia

III.1. Introduction.....	33
III.2. Situation géographique de la STEP de Maghnia.....	33
.....	33
III.3. Données de bases.....	34
III.4. Description du processus d'épuration de la STEP	34
III.4.1. Description des ouvrages de traitement de la filière eaux	35
III.4.1.1. Déversoir d'orage	35
III.4.1.2. Prétraitement physique	35
a) Le dégrillage.....	35
b) Le dessableur- déshuileur (02 unités)	39
III.4.1.3. Traitement biologique	40
a) Transport	40
b) Bassin de dénitrification.....	40
c) Bassin d'aération (4 unités).....	41
III.4.1.4. Décanteur secondaire (02 unités)	42
III.4.1.5. Bassin de la chloration	43
III.4.2. Description des ouvrages de traitement de la filière Boues	44
A) Epaissement	44
B) Lits de séchage	45
III.5. Conclusion	45

Chapitre IV : Matériel et méthodes

IV.1. Introduction	46
IV.2. Prélèvement et échantillonnage	46
IV.3. Analyses physico-chimiques	46
IV.3.1. Température	46
IV.3.2. Le potentiel hydrogène (pH)	46
IV.3.3. Conductivité	48
IV.3.3.1. Mesure de la conductivité	48
IV.3.4. Oxygène dissous	49
IV.3.5. Matière insoluble Décantable (M.I.D)	50
IV.3.6. Paramètres mesurés par Spectrophotomètre	51
IV.3.6.1. Les matière en suspension (MES) et la Turbidité	51
IV.3.6.2. Demande chimique en oxygène (DCO)	52
IV.3.6.3. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	54
IV.3.6.4. Azote ammoniacal (NH ₄ ⁺)	55
IV.3.6.5. Nitrite (NO ₂ ⁻)	56
IV.3.6.6. Nitrates (N-NO ₃)	57
IV.3.6.7. Le phosphore	58

Chapitre V : Résultats et discussion

V.1. Introduction	59
V.2. Résultats et interprétations des analyses	59
V.2.1. Le potentiel d'hydrogène (pH)	59
V.2.2. Température de l'eau (T°C)	60
V.2.3. Oxygène dissous	61
V.2.4. Matières en suspension	61
V.2.5. Demande chimique en oxygène (DCO)	62
V.2.6. Demande biologique en oxygène (DBO ₅)	63
V.2.7. Azote ammoniacal (N-NH ₄)	64
V.2.8. Nitrites (NO ₂ ⁻)	65

V.2.9. Nitrates (NO_3^-)	66
V.2.10. Rendement global d'abattement de l'azote minéral	67
V.2.11. Orthophosphates (PO_4^{3-})	68
V.2.12. Rendement global d'abattement de l'orthophosphate	69
V.2.13. La charge massique (Cm)	69
V.3. Conclusion	71
Conclusion générale	72
Bibliographie	
Annexes	

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

Les eaux usées issues des rejets domestiques et industries ne devraient pas être directement rejetées dans le milieu naturel, car sans traitement elles peuvent engendrer de graves problèmes environnementaux et de santé publique. Les principaux polluants de l'eau sont l'azote et le phosphore. Ces derniers, présents dans les eaux usées, proviennent principalement des déjections humaines et les détergents. Les urines contribuent largement à l'apport en azote essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque [1]. Les quantités d'azote rejetées sont estimées, à travers la notion d'équivalent-habitant (Eq-HN). Pour le cas de l'azote, il est situé entre 12 et 15 g NK/jour selon la taille de l'agglomération [2].

L'impact des rejets azotés et phosphorés sur la dégradation des milieux récepteur notamment les eaux superficielles s'est relativement généralisées ces dernières années. Ce fait a conduit à renforcer les exigences réglementaires concernant les normes des rejets en azote et en phosphore en sortie des STEP et à étendre la contrainte de leur élimination à un nombre de plus en plus important d'installation [3]. Certes, l'azote et le phosphore sont des nutriments indispensables pour l'intensification des rendements agricoles mais leur rejet excessif dans les milieux aquatiques est indésirable et contribue à l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau menaçant ainsi la faune et la flore.

En Algérie, les systèmes d'assainissement hérités de la période coloniale étaient basés sur des égouts qui débouchaient dans des oueds pour finir en mer engendrant ainsi la pollution des eaux et du littoral. C'est pourquoi, l'une des priorités du secteur des ressources en eau est de consacrer un programme d'investissement important en matière de réalisation de stations d'épuration de haute technologie et voir même le pouvoir de réutiliser ces eaux polluées et épurées.

Plusieurs méthodes sont actuellement utilisées pour l'élimination de l'azote et du phosphore contenus dans l'eau. Les techniques physico-chimiques englobant l'échange d'ions et l'électrodialyse sont plus efficace mais très couteux. Les procédés biologiques comprenant les boues activées, les disques biologiques, les lits bactériens ou le lagunage sont autant des procédés capables de réaliser ce traitement de manière plus au moins poussée et plus économique. L'objectif de ce travail est d'étudier l'efficacité de l'abattement de l'azote et du phosphore dans une station d'épuration utilisant le système boues activées. Le travail a été mené sur la STEP de Maghnia qui fonctionne à faible charge. Pour ce fait, une série de

mesures sur les paramètres de pollution de l'eau notamment les matières azotées et phosphorées a été réalisée. Les analyses d'échantillons ont été effectuées à l'entrée (eau brute) et à la sortie (eau traitée) de la STEP.

Afin de réaliser notre travail, nous avons structuré notre mémoire en Cinq (05) chapitres :

- Dans le premier chapitre, nous avons donné des généralités sur l'azote et le phosphore: origines, formes et leurs impacts sur le milieu naturel ;
- Au deuxième, nous avons présenté les différents procédés de traitement de l'azote et du phosphore en stations d'épuration : les procédés biologiques, les procédés physico-chimiques, leurs efficacités ainsi que les paramètres influents sur le traitement;
- Au 3eme chapitre, nous avons donné une présentation et une description de la station d'épuration de la ville de Maghnia;
- Dans le chapitre 4, nous avons présenté les matériels et les méthodes analytiques utilisés dans le cadre de ce travail ;
- Le chapitre 5 donne les résultats expérimentaux trouvés ainsi que leurs interprétations.

Une conclusion générale est donnée à la fin de notre mémoire ainsi que des recommandations.

CHAPITRE I
GENERALITES SUR L'AZOTE ET LE
PHOSPHORE

Chapitre I : Généralités sur l'azote et le phosphore

I.1. Introduction

L'azote et le phosphore sont des nutriments indispensables pour le développement des êtres vivants et l'intensification des rendements agricoles. Cependant, leurs rejets excessifs et leurs présences dans les milieux aquatiques reste indésirable et contribuent largement à l'eutrophisation de ces derniers, qui trouvent leurs équilibres bouleversés avec une menace sérieuse aussi bien sur la faune que sur la flore. D'une manière générale. Les perturbations engendrées par de tels gestes peuvent être de nature diverse :

- Physico-chimiques : modification des paramètres physico-chimiques du cours d'eau initial (pH, température, teneur en oxygène dissous, augmentation de la turbidité et des matières en suspension. Enclenchement du processus d'eutrophisation, etc.) ;
- Biologiques: stress de la biocénose pouvant conduire à sa disparition et l'eutrophisation du cours d'eau.

Ces dernières années, la tendance croissante de la pollution azotée et phosphatée ainsi que ses conséquences sur les écosystèmes naturels a conduit les pouvoirs publics à définir et à renforcer les exigences réglementaires en matière d'abattement ou d'élimination de ces polluants provenant des eaux usées à travers, la multiplication d'installations de traitement des eaux résiduaires d'une part, et d'autre part le développement et la généralisation des procédés de traitements tertiaires adéquats pour obtenir des effluents propres et conformes aux normes de rejet [3].

I.2. Origine et formes de l'azote dans les eaux usées

L'azote présent dans les eaux résiduaires provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (assouplissant...) qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés [4].

- Formes de l'azote dans les eaux usées :

L'azote des eaux usées est essentiellement constitué d'azote organique ammonifiable et d'azote ammoniacal (figure I.1). L'azote KJELDAHL (NK), du nom du

chimiste qui a mis au point le dosage, représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. L'azote organique est dit ammonifiable lorsqu'il peut être transformé par hydrolyse enzymatique en azote ammoniacal.

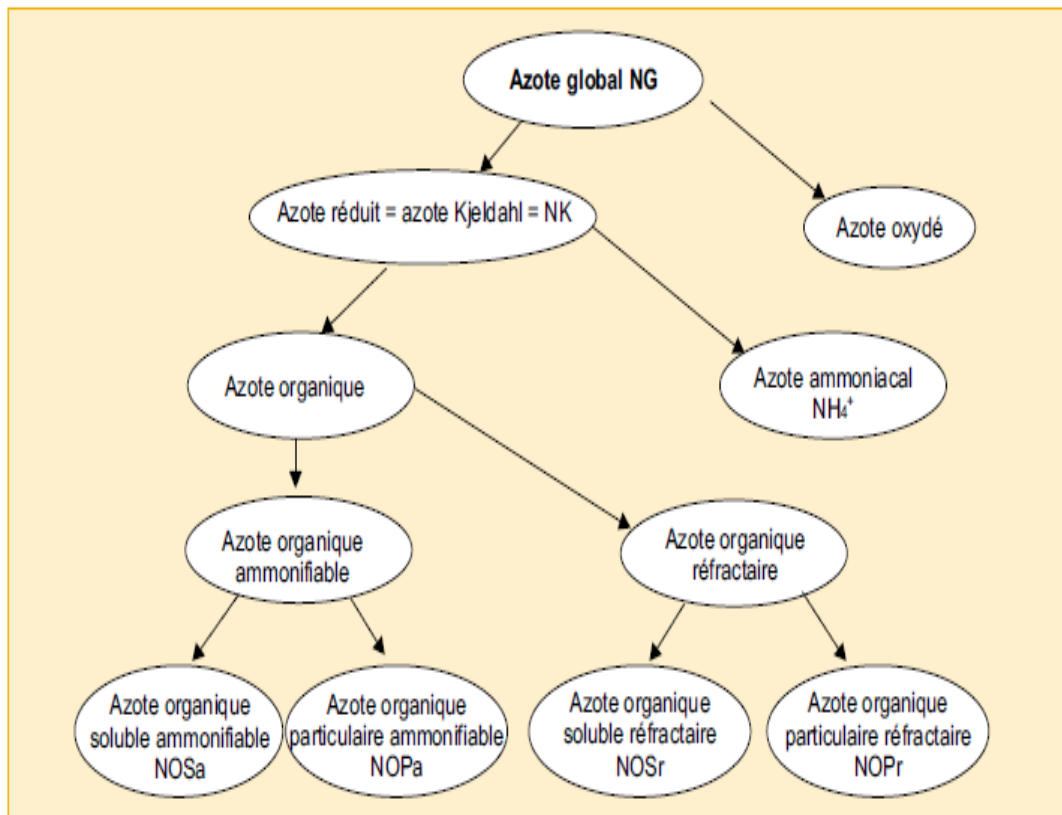


Figure I.1 : Formes de l'azote dans les eaux usées [2].

L'azote rejeté d'une habitation se trouve rapidement dans le réseau sous ses deux formes réduites : organique et ammoniacale. La proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50 % pour les réseaux courts à 75 % pour les réseaux très longs. Les quantités d'azote rejetées sont estimées, à travers la notion d'équivalent-habitant en azote (EqH_N) entre 12 et 15 g NK/jour selon la taille de l'agglomération. Cette donnée sert de base au calcul des projets de stations d'épuration. En réalité, l'habitant d'un bourg rural raccordé au réseau rejette en moyenne 8-9 g NK/jour (mesurés à l'entrée des stations d'épuration) [2].

Au cours d'un traitement biologique, l'azote peut subir différentes transformations: passage de la forme ammoniacale (NH_4^+) à la forme nitreuse (NO_2^-) puis nitrique (NO_3^-) et retour à la forme gazeuse (N_2) [2].

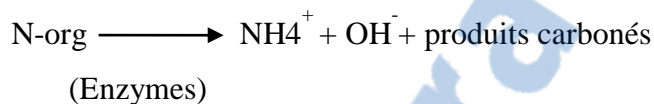
I.3. Réactions de transformation de l'azote dans l'eau

L'élimination de l'azote par voie biologique consiste à le transformer par des microorganismes vivants. En milieu naturel, les micro-organismes capables de transformer l'azote pour leur synthèse sont nombreux: algues, champignons, bactéries nitrifiantes autotrophes ou hétérotrophes, et bactéries dénitrifiantes autotrophes ou hétérotrophes. En revanche, en boues activées (culture mixte de microorganismes utilisant la pollution carbonée, azotée et phosphorée comme source d'énergie pour leur croissance) [5].

Celle-ci fait appel à quatre processus d'oxydo-réduction énumérés comme suit :

I.3.1. L'ammonification

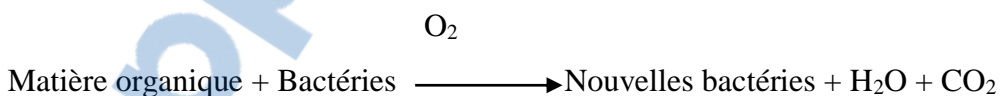
On peut résumer l'étape de transformation de l'azote organique en azote ammoniacal comme suit :



Comme toute réaction, plusieurs facteurs favorisent plus ou moins la réaction. Néanmoins on peut dire que cette ammonification se fait sans problème dans les ouvrages d'assainissement et en particulier en station d'épuration [6].

I.3.2. L'assimilation

C'est l'utilisation d'une partie de l'azote ammoniacal et éventuellement organique pour la synthèse bactérienne. L'assimilation peut jouer un rôle important pour l'élimination de l'azote dans certains effluents industriels. Mais dans bien des cas, l'assimilation ne suffit pas à elle seule à éliminer l'azote, car les quantités présentes dans les effluents à traiter sont bien supérieures à ce qui peut être assimilé pour la synthèse [7].

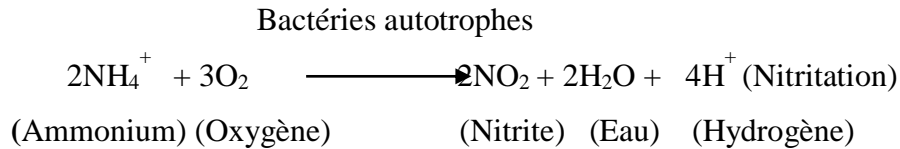


I.3.3. La nitrification –dénitrification

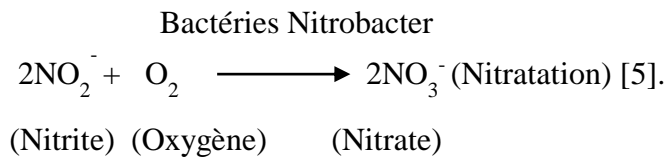
I.3.3.1. La nitrification

La nitrification consiste en l'oxydation biologique de l'azote ammoniacal en nitrates. C'est l'oxydation de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en azote nitreux (NO_2^-) par des bactéries

autotrophes du genre Nitrosomonas, Nitrosococcus ou Nitrospira. La transformation chimique de l'azote ammoniacal s'écrit par l'équation :

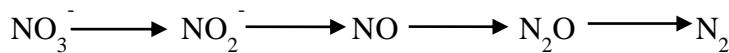


Les bactéries du genre Nitrobacter oxydent les nitrites (NO₂⁻) formés lors de l'étape de dénitrification en nitrates (NO₃⁻). La réaction chimique s'écrit :



I.3.3.2. La dénitrification

En absence d'oxygène dissous, de nombreuses bactéries hétérotrophes sont contraintes d'utiliser une autre source d'oxygène. Elles utilisent alors l'oxygène combiné, c'est-à-dire celui contenu dans le nitrate (NO₃⁻). Avant d'arriver au stade ultime d'utilisation complète de l'oxygène du nitrate pour obtenir l'azote gazeux (N₂), une série de réactions complexes se produisent. Ces réactions peuvent être résumées comme suit :



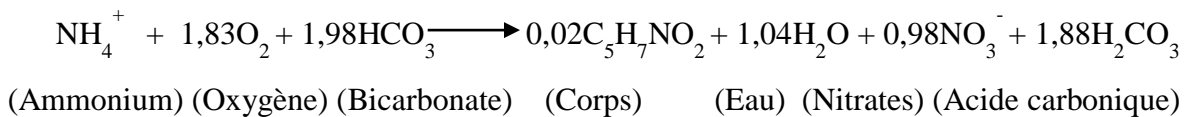
La réaction finale :



I.3.4. Bilan de la nitrification-dénitrification

I.3.4.1. Bilan de la nitrification

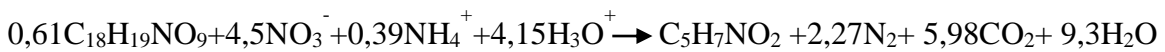
La nitrification biologique peut être décrite par la réaction suivante :



Ce bilan fait ressortir que la nitrification biologique d'un (01) kg d'azote ammoniacal nécessite théoriquement 4,2 kg d'oxygène dont 80 % sont inclus dans les nitrates formés, s'accompagne d'une diminution de l'alcalinité (compensable par 3,9 kg de chaux vive CaO) et produit 170 g de bactéries nitrifiantes ce qui est très faible vis-à-vis de la production de boues générées lors de la dégradation de la charge organique carbonée [4].

I.3.4.2. Bilan de la dénitrification

La dénitrification consiste en une réduction des nitrates en azote gazeux par des bactéries hétérotrophes du genre *Pseudomonas* en l'absence d'oxygène dissous avec présence de nitrates [5]. La matière organique est utilisée comme source de carbone et les nitrates comme accepteurs d'électrons. L'équation stœchiométrique de la réaction biologique s'écrit :



Cette réaction de dégradation de la matière organique, toutes autres conditions égales par ailleurs, est plus lente que celle qui se produirait en présence d'oxygène. Elle est d'autant plus lente que le carbone disponible est moins rapidement biodégradable.

I.4. Paramètres influents sur la nitrification-dénitrification

L'activité des bactéries de nitrification-dénitrification dépend généralement de plusieurs paramètres dont les principaux sont :

- la température,
- l'oxygène (O₂) dissous,
- le pH de l'eau et
- la source de carbone organique utilisée.

a) Paramètres influents sur la nitrification**- Influence de la température**

La nitrification est, comme tout processus biochimique, sous la dépendance de la température et des substrats, et notamment, ici, limitée par NH₄⁺ et O₂ pour la nitritation, et par NO₂⁻ et O₂ pour la nitratisation. La vitesse de réaction la plus lente étant celle de la réaction de nitritation, c'est celle-ci qui régira la cinétique globale de nitrification.

La gamme des températures favorables à la nitrification est très large (figure I.2). La limite inférieure serait 5°C, alors que la limite supérieure se situerait entre 40°C et 45°C. Dans cette large gamme, les microorganismes nitrifiants présentent une température optimale qui se situe entre 25 et 36°C [8].

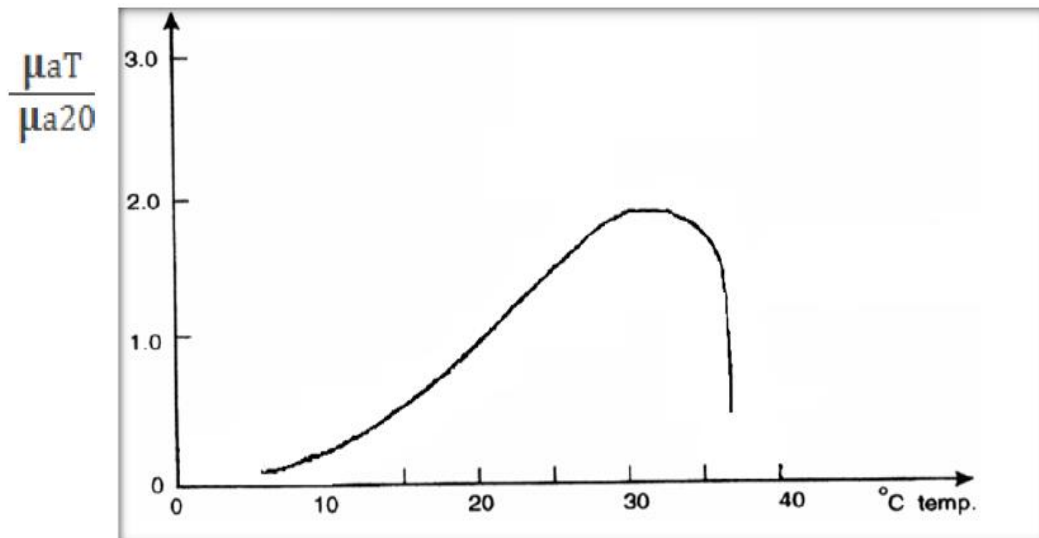


Figure I.2: Effet de la température sur le taux de croissance des Microorganismes nitrifiants [8].

Le taux de croissance des bactéries nitrifiantes en fonction de la température est décrit par l'équation suivante :

$$\mu_a T = \mu_a 20 \times \theta^{(T-20)}$$

Avec :

$\mu_a T$: taux de croissance des bactéries nitrifiantes à la température T ;

$\mu_a 20$: taux de croissance des bactéries nitrifiantes à 20 °C ;

θ : Coefficient correctif : valeur retenue = 1,06 [8].

- Influence du pH

L'activité des microorganismes nitrifiants est très sensible au pH. Dans la nature, ces bactéries peuvent croître dans une large plage de pH allant de 5 à 8.5. Cependant, leur croissance et leur activité optimales se situent aux environs d'un pH compris entre 7.5 et 8.5.

La vitesse de nitrification n'est pas influencée par le pH dans une gamme comprise entre 7,2 et 8,5. Un pH un peu plus acide (supérieur à 6,5) ou un peu plus basique peut la ralentir [8].

- Influence de l'O₂ dissous

La vitesse de nitrification est plus importante lorsque la concentration en O₂ dissous est élevée. Pour une charge massique d'environ 0,2 kgDBO/kg MES.j, aucune nitrification n'est observée pour des concentrations; en O₂ inférieur à 0,2 mg/l ; 50% de NH₄⁺ est

oxydé pour une concentration de 0,3 mg/l et 100% de NH_4^+ est oxydé pour une concentration de 0,5 mg/l.

Par ailleurs, la figure I.3 montre l'influence de la concentration en oxygène dissous sur le taux de croissance des bactéries nitrifiantes.

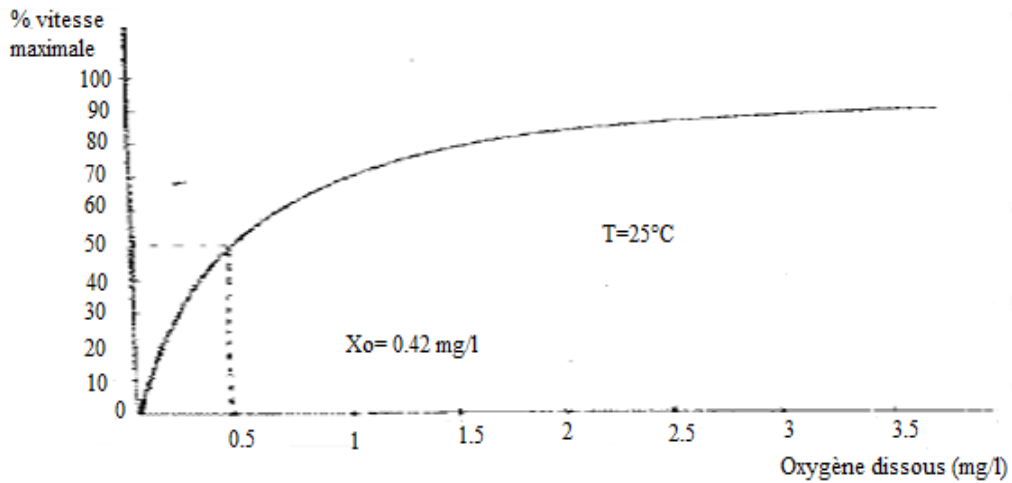


Figure I.3: Influence de la concentration en oxygène dissous sur le taux de croissance des bactéries nitrifiantes [8].

- Influence de la charge massique (Cm)

La charge massique influe considérablement sur le processus de la nitrification. L'élimination de l'ammoniaque est presque complète jusqu'à des charges de 0,3 kg $\text{DBO}_5/\text{kg MES.j}$. L'augmentation de la Cm cause de déficiences en O_2 dans le bassin et affecte la nitrification. La figure I.4 montre la variation de la nitrification en fonction de la charge massique appliquée dans le réacteur.

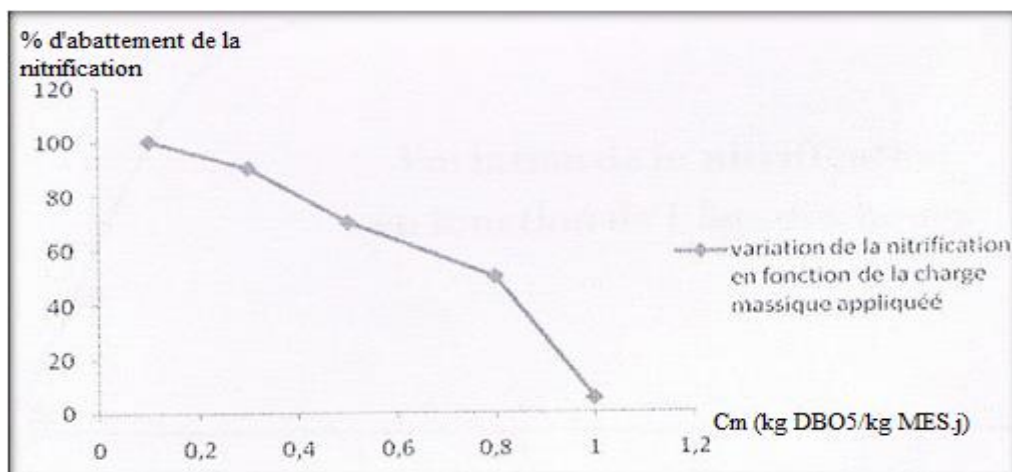


Figure I.4: Variation de la nitrification en fonction de la charge massique appliquée [8].

L'interprétation de l'influence de la charge massique sur la nitrification peut être la suivante :

- Une forte proportion de matières organiques favorise la croissance des bactéries hétérotrophes.
- Le rendement cellulaire des autotrophes (nitrosomonas et nitrobacter) est beaucoup plus faible que celui des hétérotrophes. La population autotrophe décroît rapidement compte tenu de l'extraction des boues.
- Pour qu'il y ait une bonne nitrification, il est nécessaire d'établir un équilibre entre les hétérotrophes et les autotrophes à savoir que la matière organique dégradée va former du CO₂ qui sera utilisé par les autotrophes pour la synthèse de nouvelles cellules.
- En outre, l'augmentation de la charge massique cause des déficiences en oxygène dans le bassin et affecte la nitrification [8].

Remarque : Si Cm croît, le rendement de nitrification diminue.

- Influence de l'âge des boues

L'activité de nitrification peut être considérablement influencée par l'âge des boues. En effet, vu le faible taux de croissance des nitrifiants, un âge de boues élevé permet d'accumuler la biomasse et favoriser une meilleure activité de nitrification. C'est pourquoi ce critère est parfois utilisé comme stratégie de suivi de procédé [8].

L'âge de la boue est le quotient (G) de la masse de boues présentes dans l'aérateur (X_a) et celle (ΔX_a) extraites quotidiennement. Il s'exprime en jours, soit :

$$G = X_a / \Delta X_a$$

Les essais faits par des différents auteurs [montrent qu'une bonne nitrification est obtenue pour un âge de boues supérieur à 4 jours (figure I.5).

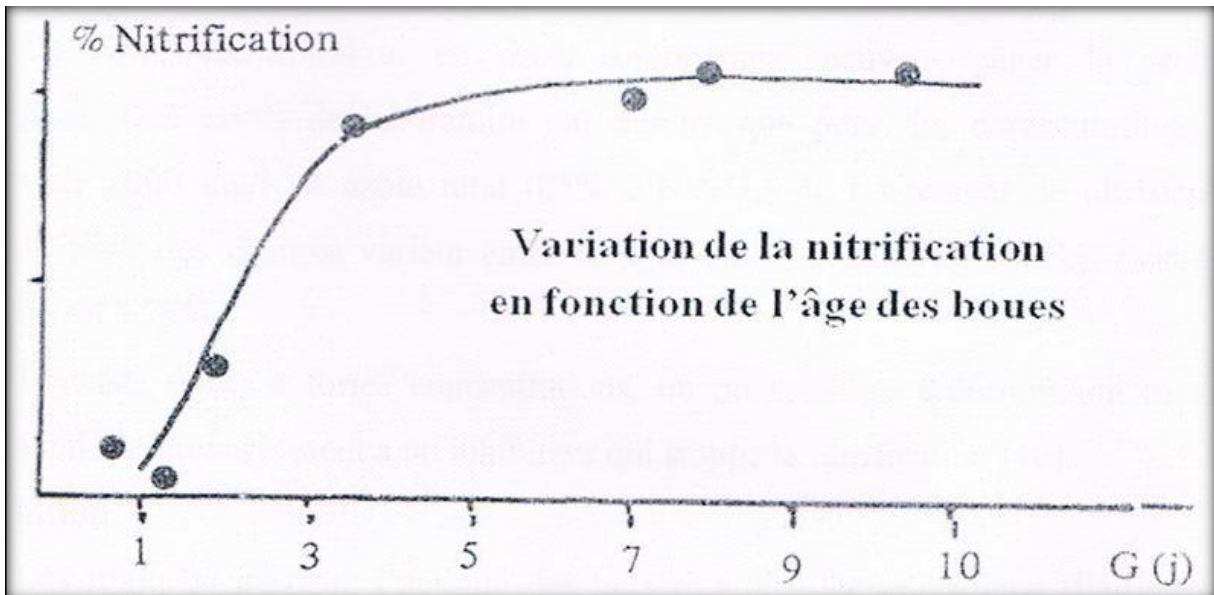


Figure I.5 : Variation de la nitrification en fonction de l'âge des boues [8]

L'interprétation d'un tel phénomène s'explique par le fait que lorsque la charge massique croît (C_m), l'âge de la boue diminue. Si C_m croît le rendement de nitrification diminue. Il en résulte que le rendement de nitrification croît avec G [8].

- Influence de la Concentration en $N-NH_3$ à l'entrée

Les fortes concentrations en azote ammoniacal gênent le processus de nitrification.

- Pour des concentrations d'entrée voisines de 1000 mg/l en azote total (soit 85 % d' $N-NH_3$), le rendement de nitrification est d'environ 60 à 75 % pour des C_m variant de 0,17 à 0,27 kg DBO/kg MES.j
- Le rendement de la nitrification peut atteindre 90 % et plus pour des concentrations d'entrée d' N total voisines de 100 mg/l.

b) Paramètres influents sur la dénitrification

- Effet de la température

La dénitrification étant l'œuvre d'un grand nombre d'espèces bactériennes. Les conditions optimales de température sont très variables et on rapporte dans la littérature des gammes de tolérance étendues de 5°C à plus de 75°C. De 35 à 60°C la dénitrification augmente avec la température, avec essentiellement accumulation de protoxyde d'azote, alors qu'à des températures supérieures à 60°C, elle décroît. Aux basses températures, les vitesses de dénitrification sont faibles mais mesurables jusqu'à 3°C. La température agit aussi sur la dénitrification à travers son rôle dans la solubilité et la diffusion de l'oxygène [9].

- Effet du pH

Les pH optimaux pour la dénitrification se situent entre 6,5 et 7,5 et ne constituent donc pas un facteur particulièrement limitant dans la plupart des cas de stations d'épuration. En milieu faiblement tamponné, des pH acides pourraient conduire à des réductions incomplètes des nitrates aboutissant à des oxydes nitriques et nitreux.

La dénitrification ne peut être que postérieure à la nitrification d'où il convient d'abord de maintenir le pH à des valeurs proches de la neutralité pour assurer la nitrification [2]. La réaction de dénitrification provoque une élévation du pH qui peut devenir inhibitrice aux alentours de pH 9. Il est donc nécessaire de réguler le pH par un acide au cours de tout procédé de dénitrification biologique [9].

- Effet de l'oxygène dissous

Pour que la dénitrification puisse avoir lieu, il est important de passer par ZERO en O₂ pour démarrer ces réactions. Ces vitesses de dénitrification sont très dépendantes de l'efficacité du brassage des boues dans le réacteur biologique. On retiendra qu'un brassage correct fiabilise la mise en contact des bactéries dénitrifiantes avec les nitrates et le carbone organique, garantissant une vitesse de dénitrification optimum [8].

- Effet de la charge massique

La dénitrification est d'autant plus rapide que la quantité de carbone disponible est importante et que ce carbone est rapidement biodégradable. Le carbone rapidement biodégradable est essentiellement constitué de petites molécules (comme les acides gras volatiles) et peut être estimé en première approximation par la DCO de l'eau usée filtrée. Les processus de nitrification et de dénitrification étant souvent mis en œuvre au sein de la même culture bactérienne, il s'agit donc de trouver un compromis entre la nécessité de travailler à faible charge pour favoriser le processus de nitrification et l'intérêt de maximiser la vitesse de dénitrification en maximisant la charge appliquée [2].

- Effet de la concentration des nitrates

En général, le nitrate est nécessaire pour la synthèse des enzymes. Selon Bryan (1981), le nitrate affecte la production du nitrate réductase. Sa présence déclenche la synthèse et sa concentration détermine la quantité d'enzymes synthétisée. La concentration des nitrates est d'ailleurs importante car elle joue sur la vitesse de la réaction de la dénitrification [9].

I.5. Le Phosphore

Le phosphore est présent dans l'eau sous plusieurs formes: phosphates, poly phosphates, phosphore organique etc. L'ion orthophosphate (PO_4^{3-}) est la forme la plus abondante dans l'eau et provient en majeure partie des déjections animales et des produits de lessive. Il joue un rôle important dans la respiration des cellules vivantes, dans le stockage et le transfert de l'énergie. A des concentrations élevées dans l'eau, il provoque l'eutrophisation. La protection des milieux aquatiques induit l'abatement du phosphore. Par contre, la réutilisation des eaux à des fins agricoles ne nécessite pas une réduction des teneurs en azote et en phosphore.

I.5.1. Origine et formes du phosphore dans les eaux usées

La quantité de phosphore utilisée chaque année sous forme d'acide phosphorique préparé industriellement à partir de minerai est en grande quantité. Toutefois, l'utilisation intensive de phosphore pose un problème environnemental : le phosphore est responsable, associé aux nitrates, de l'eutrophisation des lacs et des rivières.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux de surfaces sont multiples. Le développement excessif d'algues augmente la turbidité des eaux de surface, modifie leur couleur et peut être source d'odeurs nauséabondes.

L'origine du phosphore dans les eaux usées provient :

- Du métabolisme humain : un homme excrète entre 1 et 2 g de P par jour. Il s'agit de l'apport principal en phosphore dans les cours d'eau.
- Des produits lessiviels et de nettoyage : 1 à 2 g de P par jour et par habitation (en diminution).
- Des rejets industriels : les effluents d'industries agro-alimentaires, d'abattoirs, de laverie industrielles, d'industries de traitement de surface et d'industries chimiques spécialisées. Ils véhiculent une quantité de composés phosphorés à peu près équivalente à celle des eaux usées domestiques, pour des régions relativement urbanisées [11].

- Formes du phosphore dans les eaux usées

Les formes du phosphore qui interviennent dans la problématique traitement du phosphore, à savoir les formes minérales oxydées et les formes organiques.

✓ Formes minérales oxydées du phosphore

Les phosphates sont les oxydes de phosphore les plus connus. Ce sont les sels de

l'acide orthophosphorique H_3PO_4 . Cet acide peut s'ioniser selon le pH en $H_2PO_4^-$ ou en HPO_4^{2-} .

Le pentoxyde de phosphore P_2O_5 est également intéressant à citer puisque les agronomes et les laboratoires d'analyse des sols expriment souvent le résultat de la mesure de phosphore dans les boues à partir de cet oxyde. Il se forme lorsque le phosphore brûle à l'air et il réagit très violemment avec l'eau pour donner l'acide phosphorique.

Les charges ou concentrations en phosphore étant parfois exprimées en PO_4^{-3} pour les eaux usées et le rejet et souvent en P_2O_5 pour les boues, précisons que 3,06 mg PO_4^{-3} et que 2,29 mg P_2O_5 sont équivalents à 1 mg de phosphore [3].

✓ **Formes organiques du phosphore**

Le phosphore est un élément important à la vie. Il intervient dans le processus de synthèse des protéines, par sa présence dans les acides nucléiques tels l'ARN et l'ADN, et également dans le cycle de production d'énergie au sein de la cellule, par sa présence dans les molécules d'ADP et d'ATP.

Chez les animaux, et en particulier dans le corps humain, on peut noter en plus la présence du phosphore dans les os, les dents, les nerfs, etc. [10].

I.5.2. Élimination du phosphore des eaux usées

I.5.2.1. Traitement biologique du phosphore

Le traitement biologique, au sens large, englobe d'une part l'assimilation du phosphore par la biomasse pour ses besoins métaboliques minimums, et d'autre part la suraccumulation du phosphore par des bactéries déphosphatantes au-delà de leurs besoins métaboliques. On parle de traitement biologique du phosphore lorsqu'il s'opère une suraccumulation du phosphore.

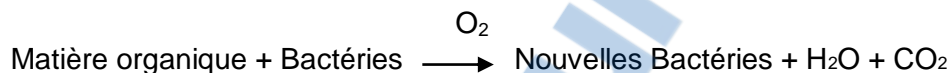
Les micro-organismes assurant la dégradation du carbone et de l'azote intègrent du phosphore à leur matériel cellulaire (structure membranaire ATP, ARN ...). La part de phosphore éliminée simplement par cette voie représente environ 25% de la quantité journalière à dégrader.

Pour augmenter les performances d'élimination du phosphore, les installations à boues activées réalisent un transfert sous forme particulaire soit par précipitation (voie physico-chimique). Soit par suraccumulation au sein de la biomasse épuratrice (voie biologique), soit par combinaison des deux processus (filère combinée).

❖ **Réactions biologiques impliquant le phosphore**

a) L'assimilation du phosphore

Le phosphore, de même que l'azote, l'oxygène et l'hydrogène est un composant essentiel de la biomasse épuratoire, bactéries et protozoaires ce qui représente de l'ordre de 1 à 2 % de la matière sèche des boues activées non déphosphatantes, exprimées en matière volatile en suspension. La réaction d'assimilation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène dissous peut être représentée par la réaction simplifiée suivante :



Les besoins en phosphore pour la synthèse des nouvelles bactéries sont de l'ordre de 1 % de la DBO₅ éliminée par la biomasse épuratoire. L'assimilation ne permet en aucun cas une élimination poussée du phosphore puisque le rapport P/DBO₅ est nettement plus élevé que 0,01 et se situe à 0,04 environ [10].

b) Processus de suraccumulation du phosphore

Dans le procédé d'élimination biologique du phosphore par boue activée, la biomasse est exposée à une alternance de conditions anaérobies et aérobies.

Rappelons les définitions d'anoxie et d'anaérobie propre au domaine du traitement des eaux usées :

- ✓ L'anoxie se caractérise par l'absence d'oxygène et la présence de nitrates ;
- ✓ L'anaérobie se caractérise par l'absence d'oxygène et de nitrate.

Le processus d'élimination biologique du phosphore peut être décrit, de manière simplifiée comme suit (figure I.6):

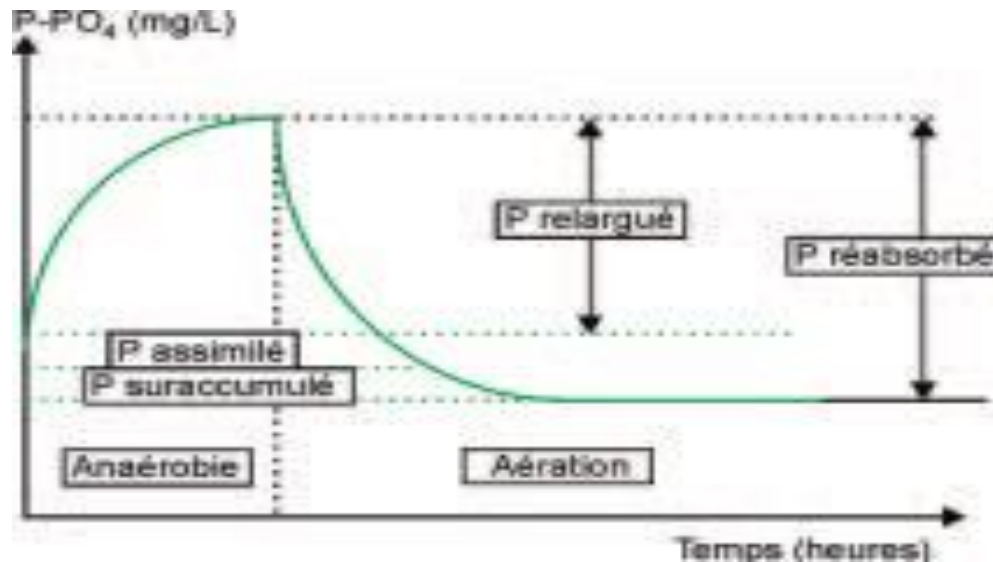


Figure I.6 : Courbe de relargage et de réabsorption du phosphore [10].

- Dans le bassin d'anaérobiose, les bactéries déphosphatantes, synthétisent un produit de réserve, les poly- β -alcanoates (PHA), à partir du substrat facilement biodégradable des eaux usées et de l'énergie libérée par l'hydrolyse intracellulaire de poly phosphates. Il en résulte un relargage de phosphate dans le milieu externe ;
- Dans le bassin d'aération, les poly- β -alcanoates PHA et la matière organique contenue dans les eaux usées sont oxydés par les bactéries. La respiration (de l'oxygène) produit l'énergie nécessaire aux bactéries qui régénèrent leurs stocks de poly phosphates et croissent [10].

1.5.2.2. Le traitement physicochimique du phosphore

Le traitement du phosphore par voie physicochimique consiste à « piéger » le phosphore dissous sous forme particulaire. Ce changement de phase a lieu au contact de cations (ions calcium, magnésium, aluminium ou ferriques) apportés soit par les eaux usées (précipitation naturelle). Soit par ajout de réactifs à base de fer, d'aluminium ou de chaux (précipitation forcée) [10].

Les principaux mécanismes intervenant sont au nombre de trois :

- Précipitation chimique de complexes hydroxo-métalliques ;
- Adsorption sélective d'espèces phosphorées dissoutes sur la surface de complexes déjà précipités ;
- Flocculation et coprécipitation de matière colloïdale finement dispersée.

Ces trois mécanismes ont normalement lieu simultanément, et leur action combinée est responsable des hautes performances de déphosphatation généralement atteintes dans les stations de traitement chimiques.

I.6. Impact du phosphore sur le milieu naturel

Le rôle du phosphore dans l'eutrophisation des rivières se comprend aisément si on a en mémoire le mécanisme de la photosynthèse. Il s'agit d'un processus au cours duquel le dioxyde de carbone et l'eau sont transformés en matière organique grâce à l'énergie de la lumière et en présence d'azote et de phosphore et de quelques autres éléments traces. Les plantes vertes et les algues sont capables d'effectuer la photosynthèse.

Dans le cas de l'eutrophisation des eaux continentales, qui conduit au développement excessif d'algues, le phosphore est le seul facteur limitant [10]. En effet, lorsque la concentration en azote est trop faible dans les eaux, l'atmosphère se révèle une source d'azote pour certaines algues capables de fixer l'azote gazeux.

La lutte contre l'eutrophisation doit s'effectuer à la fois aux niveaux préventif et curatif. La prévention consiste à minimiser les quantités de nutriments rejetées au milieu naturel et notamment les phosphates. Pour cela, il est possible :

- d'ajouter une étape de déphosphatation au traitement classique des eaux usées domestiques et industrielles,
- de réduire l'utilisation de détergents phosphatés ou d'utiliser des lessives sans phosphate,
- de raisonner et de contrôler les apports en fertilisants phosphatés, car ils sont susceptibles d'être transférés dans les eaux lorsqu'ils sont apportés en excès [12].

I.7. Conclusion

Parmi les griefs retenus contre la pollution azotée et phosphatée et le préjudice porté à la santé publique d'une part, d'autre part ils sont responsables de l'eutrophisation des rivières. Lacs et réservoirs demeure l'un des problèmes majeurs.

L'eutrophisation est, rappelons-le, un enrichissement en nutriments (composés azotés et phosphorés utilisés par l'activité industrielle et agricole.

Les conséquences de l'eutrophisation des eaux de surface sont multiples : le développement excessif d'algues qui augmente leur turbidité, modifier leur couleur et peut être source d'odeurs nauséabondes, limite la production d'eau potable et des loisirs. Ainsi que les activités industrielles.

Par ailleurs, un traitement approprié des eaux usées par une filière correctement dimensionnée et exploitée et plus que nécessaire, afin de réduire les flux de pollution rejetés au milieu naturel et éliminer tous les effets indésirables.

CHAPITRE II
PROCEDES DE TRAITEMENT DE L'AZOTE ET
DU PHOSPHORE EN STATIONS D'EPURATION

Chapitre II : Procédés de traitement de l'azote et du phosphore en stations d'épuration

II.1. Introduction

Dans les systèmes d'épuration des eaux usées, interviennent des processus biologiques complexes et physico-chimiques pour l'élimination de l'azote et du phosphore. L'élimination du phosphore par la voie biologique est souvent très difficile. On a donc recouru au traitement physico-chimique (précipitation par les sels ferreux par exemple, piégeage dans les sédiments.). Par contre le traitement de l'azote par les procédés biologiques reste la méthode efficace de son élimination si les conditions de charge et environnementales sont convenables [2].

II.2. Procédés de traitement de l'azote

Plusieurs technologies d'enlèvement d'azote sont utilisées en traitement des eaux usées. On dénombre des technologies physico-chimiques (échangeurs d'ions, électrodialyse), biologiques ou des combinaisons de celles-ci. L'azote contenu dans les eaux usées urbaines est essentiellement traité par voie biologique: boues activées, lits bactériens et lagunage.

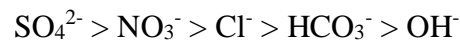
II.2.1. Les procédés physico-chimiques

Certains procédés physico-chimiques peuvent être utilisés pour l'élimination de l'azote sous ses formes minérales. On trouve: l'échange d'ions et l'électrodialyse. La caractéristique commune de ces procédés est de ne pas décomposer les nitrates, mais seulement de les extraire de l'eau [9].

II.2.1.1. L'échange d'ions

Le traitement des eaux par échange d'ions est un procédé ancien largement répandu. La première réalisation industrielle de dénitrification de l'eau par cette voie a été mise en route en 1974, aux Etats-Unis. L'échange ionique consiste à transférer des ions indésirables de l'eau brute sur un support insoluble, appelé échangeur d'ions, qui les capte et libère en contre partie une quantité équivalente d'ions dont la présence n'est pas gênante. Cette technique est très utilisée mais le seul inconvénient est surtout la régénération de l'échangeur d'ion.

Dans le cas de l'élimination des nitrates, on utilise des résines de type anionique (échangeur d'anions). Comme la plupart des échangeurs, ces résines se présente sous forme de billes de diamètre compris entre 0,4 et 0,8 mm, ce sont des polymères de composés aromatiques comprenant des groupes ionisés de type basique. L'inconvénient qui se pose pour cette technique est que les anions nitrates ne sont pas les seuls retenus. Des plus retenus aux moins retenus, l'ordre généralement cité est :



Ainsi, une eau riche en sulfates pourra être gênante dans l'élimination des nitrates, la résine fixant préférentiellement les sulfates. Donc l'échange d'ions anionique doit être considéré comme une technique de traitement peu appropriée pour une eau qui contient trop de sulfate [9].

II.2.1.2. L'électrodialyse

L'électrodialyse est utilisée spécialement pour la déminéralisation des effluents. La séparation des ions à lieu par dialyse à travers des membranes en acétate de cellulose. La consommation d'énergie est de 1 kwh/kg de sels extraits. Plusieurs risques sont associés à cette méthode, on peut citer notamment:

- ✓ la présence de matières organiques favorise le développement de micro-organismes tendant à colmater les membranes diminuant ainsi les rendements d'épuration.
- ✓ les sels peu solubles tels que le carbonate de calcium (CaCO_3) ont tendance à déposer des précipités sur la membrane.

Il est donc indispensable de faire précéder le poste d'électrodialyse d'une unité de précipitation chimique et d'un passage sur charbon actif. Les pourcentages d'épuration sont légèrement supérieurs à 50 % [13].

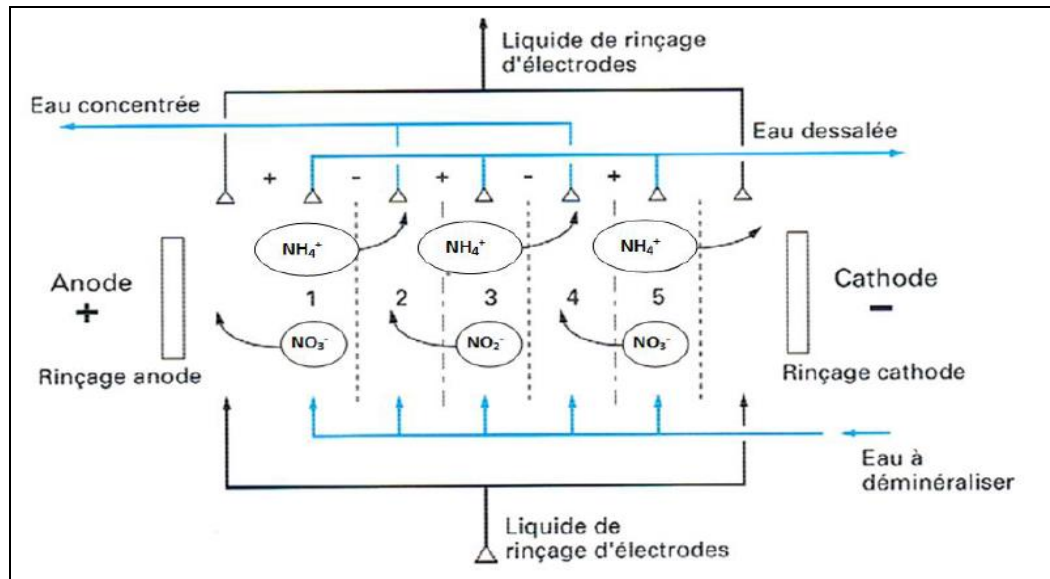


Figure II.1 : Schéma du principe de l'électrodialyse [14].

II.2.2. Les procédés biologiques

Le traitement biologique reproduit dans des réacteurs spécifiques le phénomène d'auto-épuration qui se déroule naturellement dans les cours d'eau. Le principe consiste à mettre la matière organique contenue dans les eaux usées au contact d'une masse bactérienne. Celle-ci se nourrit des polluants et les dégrade.

II.2.2.1. Systèmes intensifs

II.2.2.1.1. Réacteurs à biomasse fixée

a) Lit bactérien

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs (figure II.2).

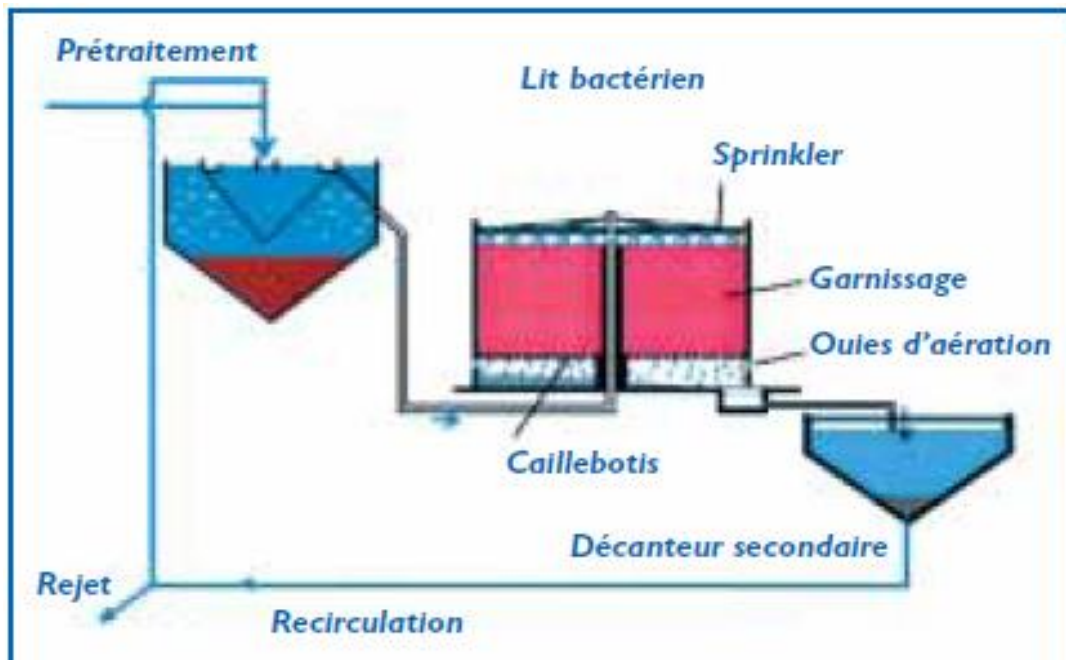


Figure II.2: Synoptique d'une station d'épuration comportant un lit bactérien [15].

Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux [15].

b) Disques biologiques

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par les disques biologiques tournants (figure II.3).

Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi-immérgés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée.

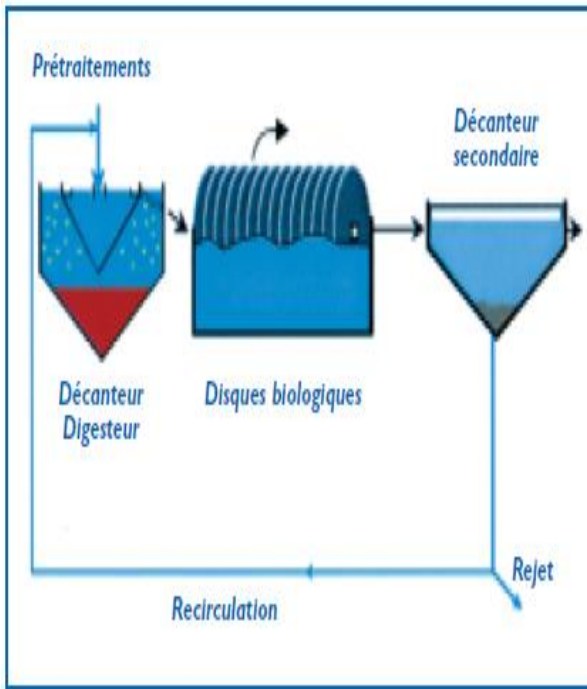


Figure II.3 : Synoptique d'une STEP comportant un disque biologique [15].

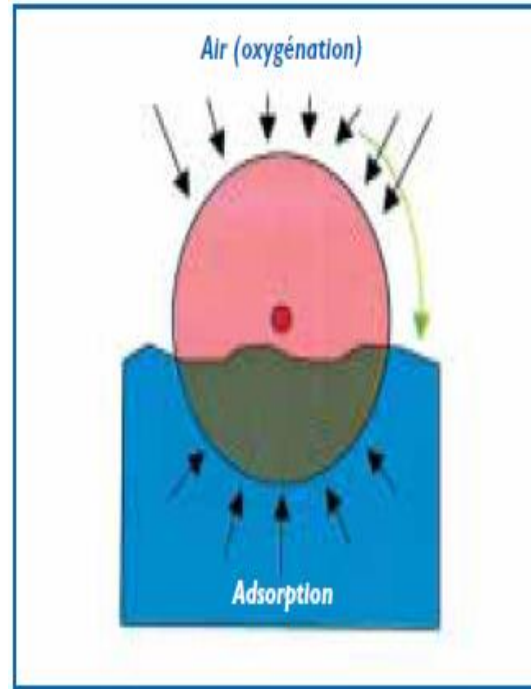


Figure II.4 : Schéma de principe d'un disque biologique [15].

Il convient, sur ce type d'installation, de s'assurer :

- De la fiabilité mécanique de l'armature (entraînement à démarrage progressif, bonne fixation du support sur l'axe),
- Du dimensionnement de la surface des disques (celui-ci doit être réalisé avec des marges de sécurité importantes) [15].

L'élimination de l'azote se fait essentiellement par assimilation et par nitrification. La dénitrification peut être considérée comme négligeable dans une filière standard. Au sein même du biofilm, les zones dénitrifiantes sont localisées dans les couches profondes anaérobies de la zoogée et alimentées par des transferts de solutés depuis les couches superficielles aérobies [2].

II.2.2.1.2. Réacteurs à biomasse libre

a) Boues activées

Les boues activées constituent le traitement biologique aérobie le plus répandu. Le procédé consiste à provoquer le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons (boues activées), dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération) et alimenté en eau à épurer. Dans ce bassin, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et

d'homogénéiser le mélange des flocons bactériens et de l'eau usée (liqueur mixte). L'aération qui se fait à partir de l'oxygène de l'air par le brassage, a pour but de dissoudre ce gaz dans la liqueur mixte, afin de répondre aux besoins des bactéries épuratrices aérobies.

Après un temps de contact suffisant, la liqueur mixte est envoyée dans un clarificateur appelé parfois décanteur secondaire, destiné à séparer l'eau épurée des boues. Une partie de ces dernières sont recyclées dans le bassin d'aération pour y maintenir une concentration suffisante en bactéries épuratrices. L'excédent (boues secondaires en excès) est extrait du système et évacué vers le traitement des boues. Le temps de séjour des organismes actifs dans le système est plus élevé que celui de l'eau, ce qui facilite le contrôle de la minéralisation de la matière organique [3].

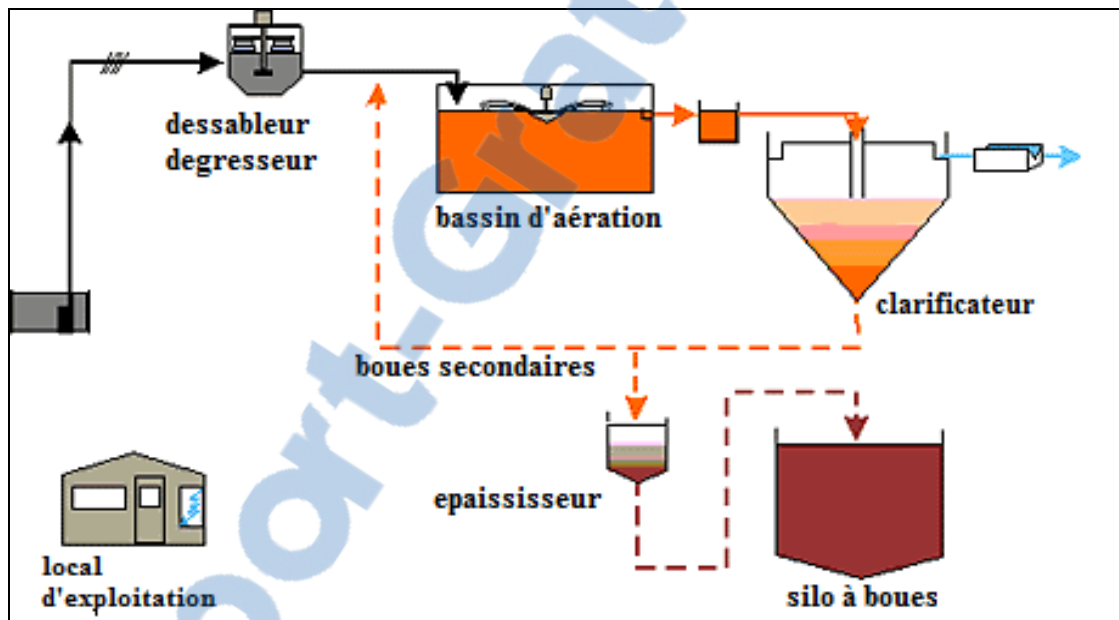


Figure II.5: Traitement des eaux usées par boue activée [16].

Le Procédé à boues activées peut se faire de trois manières :

- En ayant des zones anoxies et aérobies ;
- En alternant des phases d'aération et de non-aération ;
- En ayant recours à la nitrification et à la dénitrification simultanée.

En station d'épuration à boues activées, le système le plus utilisé pour éliminer l'azote est celui du nitrification- dénitrification dans un réacteur unique. Dans ce système, la nitrification et la dénitrification peuvent avoir lieu dans un même réacteur. En plus de

simplifier l'opération, cette variante favorise la diminution de la superficie du procédé et permet d'éliminer la source externe de carbone [17].

Les avantages et les inconvénients de ce système sont donnés dans le tableau II.1 ci-après :

Tableau II.1: Avantages et Inconvénients des boues activées [13].

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none">- Adaptée pour toute taille de collectivité (sauf les très petites) ;- Bonne élimination de l'ensemble des paramètres de pollution;- Adapté pour la protection de milieux récepteurs sensibles ;- Boues légèrement stabilisées ;- Facilité de mise en oeuvre d'une déphosphatation simultanée.	<ul style="list-style-type: none">- Coûts d'investissement assez importants;- Consommation énergétique importante ;- Nécessité de personnel qualifié et d'une surveillance régulière ;- Sensibilité aux surcharges hydrauliques;- Décantabilité des boues pas toujours aisée à maîtriser ;- Forte production de boues qu'il faut concentrer.

II.2.2.2. Systèmes extensifs

Les techniques dites extensives sont des procédés qui permettent l'épuration à l'aide de cultures libres utilisant l'énergie solaire (production de l'oxygène par photosynthèse). Parmi les systèmes extensifs figurent le lagunage. Ce type de procédé est constitué d'une série de bassins artificiels, ou étangs formés de digues, imperméabilisés, dans lesquels les eaux usées sont déversées et passent successivement et naturellement d'un bassin à l'autre, par gravitation, pendant un long temps de séjour [8].

Ce procédé simple demande des surfaces importantes car les temps de réactions sont très longs. L'inconvénient majeur de ce type de procédé est le dépôt qui se produit à la longue et qui reste en phase anaérobie [18]. Le lagunage est souvent adapté pour des collectivités de taille inférieure à 500 Equivalents habitants. On distingue principalement deux types de lagunage :

- ✓ Lagunage naturel
- ✓ Lagunage aéré ;

a) Le Lagunage naturel

L'épuration de l'eau est assurée grâce à un long temps de séjour, dans plusieurs bassins étanches disposés en série. Le nombre de bassin le plus communément rencontré est de 3.

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet l'existence d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier [15].

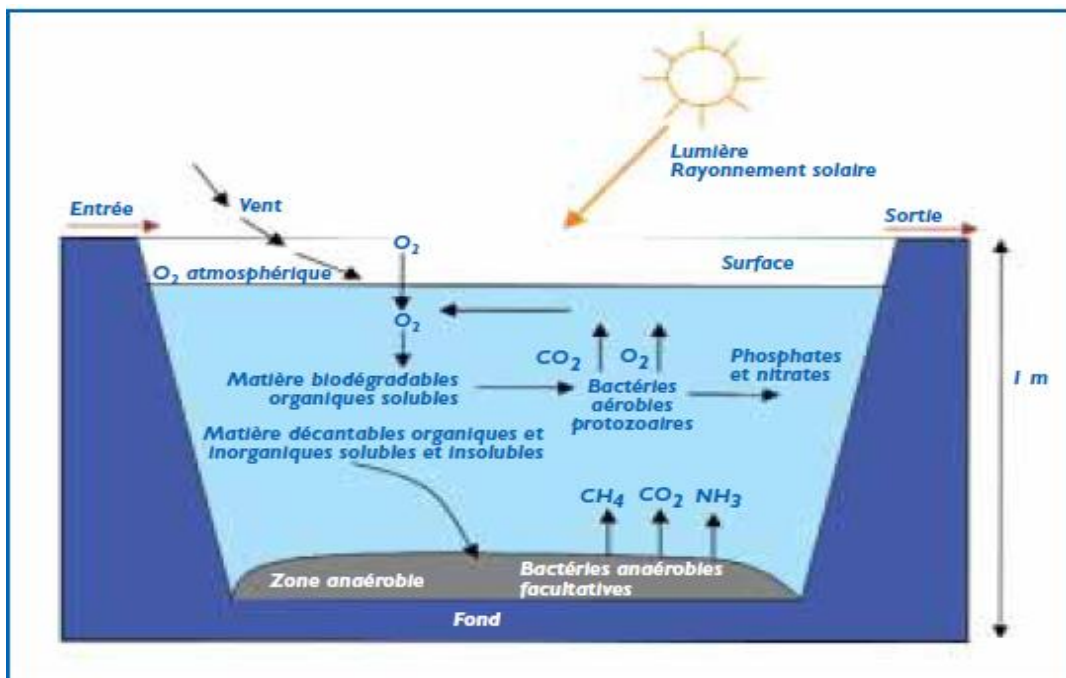


Figure II.6: Mécanismes en jeu dans les bassins de lagunage naturel [15].

Les mécanismes de l'élimination de l'azote en lagunage naturel sont complexes. Les principales causes d'abattement sont généralement attribuées aux phénomènes suivants :

- Stripping 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) [2].

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 [2].

b) Le Lagunage aéré

Nécessitant une emprise de sol nettement moindre que le lagunage naturel, le lagunage aéré consiste à intensifier l'activité aérobie par un brassage et une aération artificielle par des aérateurs mécaniques flottants ou fixes. Les équilibres biologiques sont voisins de ceux du procédé classique par boues activées. Mais en l'absence de recirculation de biomasse dans le système, la concentration en micro-organismes est faible et la décantation est lente.

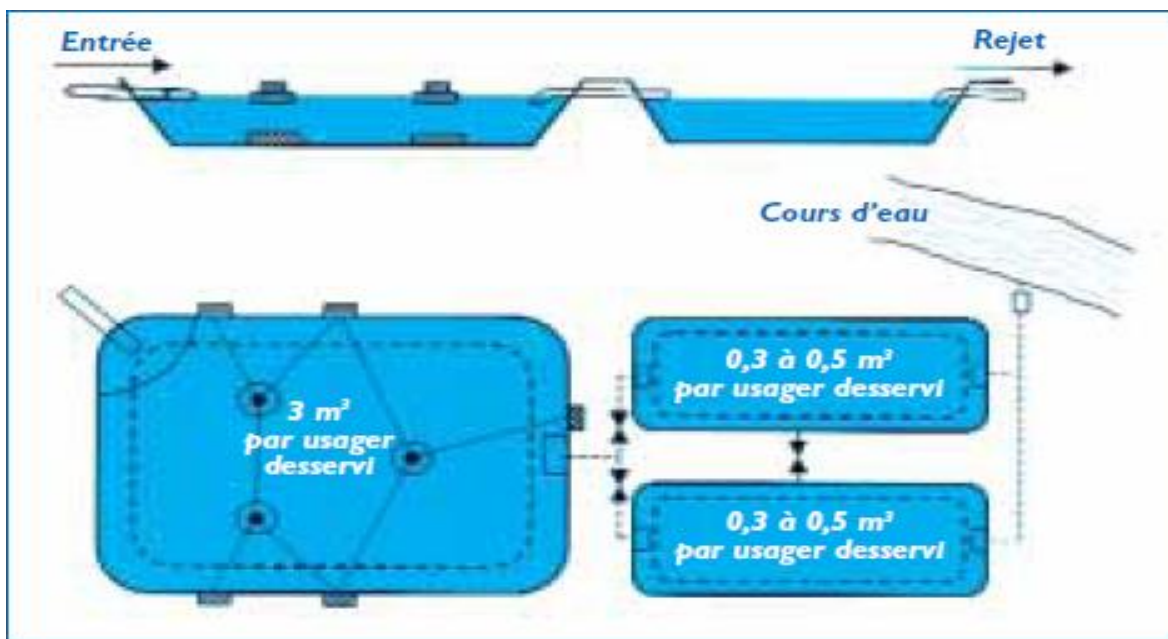


Figure II.7: Schéma de principe d'un lagunage aéré [15].

Cette technique est bien adaptée pour des effluents concentrés domestiques et industriels. La phase d'aération est suivie d'une lagune de finition ou de plusieurs lagunes si un abattement des germes est visé [14].

II.3. Procédés de traitement du phosphore

Contrairement à l'azote, le phosphore ne peut être transformé en un produit gazeux. Le traitement du phosphore contenu dans les eaux consiste en une concentration de cet élément dans une phase solide. Cette opération peut s'effectuer par voie biologique ou

physico-chimique. L'efficacité du traitement désigne donc sa capacité à éliminer de l'effluent liquide le phosphore.

II.3.1. Les procédés de déphosphatation physico chimiques

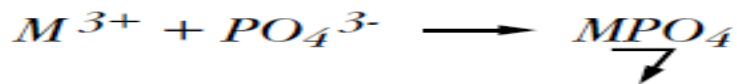
II.3.1.1. Principe

Leurs principes consistent à précipiter les phosphates contenus dans les eaux par ajout de réactifs (électrolytes minéraux) puis à séparer la phase solide de la phase liquide. Les réactifs utilisés sont généralement des sels d'aluminium, de fer ou de calcium.

Les sels de métaux (Al, Fe) sont plutôt utilisés pour traiter les effluents acides tandis que la chaux est utilisée pour les effluents basiques.

• Sels de métaux

L'équation bilan de la précipitation avec des sels de métaux trivalents (Fe, Al) s'écrit :



La précipitation du phosphore par les sels d'aluminium est généralement effectuée par ajout de sulfate d'alumine $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ou d'aluminate de soude $Na_2OAl_2O_3$. Le solide formé est composé d'hydroxyde d'aluminium $Al(OH)_3$ et de phosphate d'alumine $AlPO_4$. Compte tenu des équilibres acido-basiques des différentes espèces en solution, la précipitation est optimale pour des pH compris entre 6 et 6,5 [12].

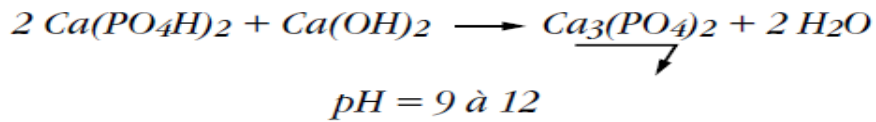
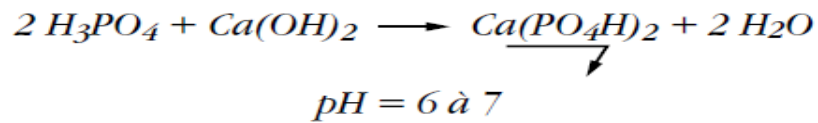
Les mécanismes de la précipitation du phosphore par les sels de fer sont complexes car ils dépendent des teneurs en fer ferrique et ferreux qui elles-mêmes dépendent du pH et du potentiel redox du milieu. Pour une précipitation par le fer ferrique, le pH optimal de la précipitation des phosphates est de 5 alors que pour le fer ferreux il est compris entre 7 et 8 [12].

Les sels de métaux utilisés pour l'élimination du phosphore des eaux résiduaires doivent être ajoutés en excès par rapport au phosphore pour en assurer une précipitation complète car ces réactifs réagissent aussi avec d'autres composés chimiques.

• Chaux

Les mécanismes de la précipitation par la chaux sont encore plus complexes. La dose de chaux à fournir ne dépend pas de la teneur en phosphates de l'effluent à traiter mais de la dureté, de l'alcalinité et bien sûr de la teneur souhaitée en phosphore dans l'effluent traité. L'un des intérêts de l'utilisation de la chaux est de poursuivre le traitement

par une cristallisation du phosphore. Les équations bilans de précipitation sont présentées ci-dessous selon le pH initial de l'effluent.



II.3.1.2. Mise en œuvre des procédés

Sur une filière classique de traitement des eaux, la précipitation du phosphore par ajout de sels de métaux peut se faire au niveau du traitement primaire (pré-précipitation), dans le bassin d'aération (précipitation simultanée) ou après la clarification (post précipitation). Chacune de ces trois options possède ses avantages et inconvénients.

- Pré-précipitation

Dans ce cas, la précipitation du phosphore s'accompagne d'une élimination non négligeable par coagulation de matière organique. Le traitement biologique qui suit est donc soulagé. Par contre, comme le phosphore organique n'a pas été oxydé en phosphates dans le réacteur biologique, il n'est que peu éliminé par ce traitement. De plus, les colloïdes et autres espèces ioniques présents dans les eaux brutes consomment du réactif qui doit donc être introduit en excès par rapport au P pour en assurer une élimination correcte. Les volumes de boues sont de 50 à 100 % plus importants, voire de 100 à 200 % avec la chaux, que les volumes produits sans ajout de réactif [12].

- Précipitation simultanée

C'est l'option la plus employée en France. Elle nécessite moins de réactif et produit moins de boues qu'en pré-traitement et elle permet d'éliminer le phosphore organique oxydé en phosphates dans le réacteur biologique. De plus, elle s'intègre facilement dans une filière de traitement en fonctionnement.

Le réactif est préférentiellement ajouté en aval du réacteur ce qui permet d'en réduire l'apport. L'augmentation des volumes de boues est comprise entre 40 et 65 % par rapport à une aération sans ajout de réactifs [12].

- Précipitation en post-traitement

Cette option permet une très bonne élimination du phosphore avec ajout de faibles quantités de réactif. La déshydratation des boues minérales obtenues est aisée. Cependant, cette solution nécessite des investissements lourds.

Les performances de quelques stations équipées de traitement chimique du phosphore (sels de fer) aux Etats-Unis sont rapportées par Copper et al. (1994). Dans tous les cas, les rendements sont supérieurs à 80% [12].

II.3.2. Les procédés de déphosphatation biologiques

II.3.2.1. Principe

Le principe de la déphosphatation biologique repose sur la capacité de quelques microorganismes à stocker du phosphore dans leur cellule. Les boues biologiques dont les teneurs en phosphore ne dépassent généralement pas 3 % pour une filière classique de traitement des eaux, peuvent en contenir jusqu'à 10 % dans un système assurant une déphosphatation. Le processus nécessite l'alternance de deux phases bien distinctes d'anaérobiose et d'aérobiose :

-En milieu anaérobie (figure II.8), la fraction facilement fermentescible de la matière organique (MO) est transformée en Acides Gras Volatils (AGV). Les bactéries déphosphatantes, qui sont aérobies facultatives et hétérotrophes, ont la capacité d'absorber et de stocker ces Acides Gras Volatils dans leurs cellules.

-Lorsque ces bactéries déphosphatantes se retrouvent en milieu aérobie (figure II.8), elles utilisent leurs stocks de PHA comme substrat carboné. Ceci leur évite de rentrer en compétition avec le reste de la biomasse hétérotrophe pour l'obtention du substrat carboné nécessaire à leur métabolisme (apport énergétique et synthèse cellulaire).

Simultanément, elles absorbent les phosphates contenus dans le milieu pour reconstituer leurs réserves en polyphosphates.

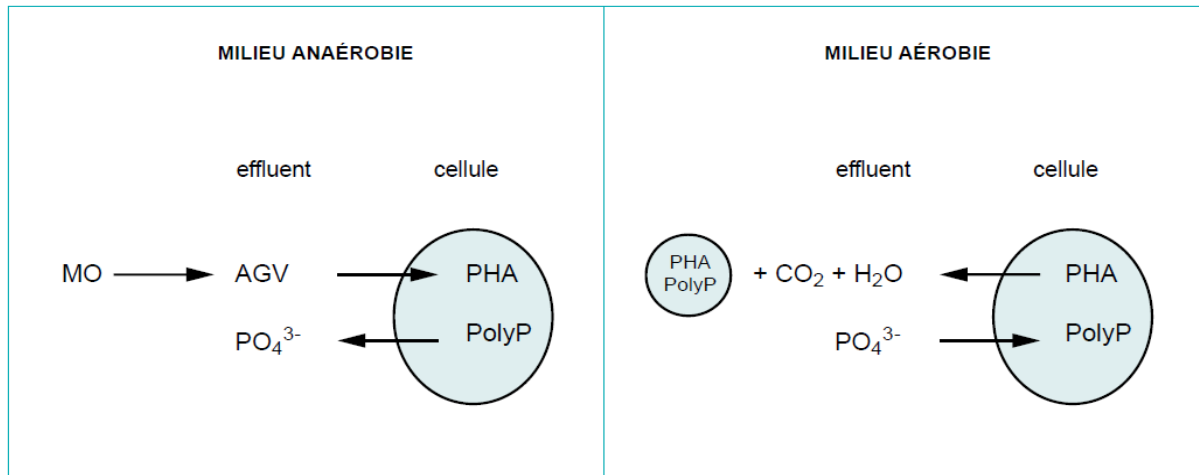


Figure II.8 : Accumulation intra cellulaire de la matière organique en anaérobiose et de polyphosphates en aérobie [12].

La succession de périodes aérobies et anaérobies a pour conséquence la sélection de cette biomasse stockant le phosphore intracellulairement sous forme de polyphosphates. Le résultat net est un transfert du phosphore minéral contenu dans le liquide à traiter vers la matière cellulaire.

En général, un traitement de l'azote par nitrification/dénitrification est conjoint au traitement du phosphore.

II.3.2.2. Conditions influençant le rendement de déphosphatation par voie biologique

✓ Le pH

Le pH est un facteur important régissant la déphosphatation biologique et intervient précisément au cours de la phase d'anaérobiose. Un pH bas entraîne une diminution du ratio phosphore relargué sur acétate absorbé.

En effet, l'augmentation du gradient de pH, de part et d'autre de la membrane cellulaire des bactéries, nécessite une énergie supplémentaire pour le transport de l'acétate. Un pH de $6,8 \pm 0,7$ constitue une gamme acceptable [10].

✓ La température

Une augmentation de la température favorise l'élimination biologique du phosphore. Pour une raison directe: augmentation des vitesses de relargage/réabsorption de phosphore, de consommation de substrat et de croissance bactérienne. Les mécanismes d'absorption et de relargage de phosphore pouvant être ralentis à faible température (8-10 °C).

✓ **L'âge des boues**

Pour un âge de boues supérieur à 35 jours, la déphosphatation biologique n'est plus efficace [10]. Lorsque les boues sont plus jeunes, la vitesse de réaction est plus rapide. Un âge de boues d'environ 20 jours est compatible avec un bon rendement de déphosphatation biologique.

✓ **Les métaux**

Les bactéries déphosphatantes sont des bactéries aérobies strictes et aérobies facultatives dénitrifiantes. Elles sont sensibles à tout métal lourd toxique (mercure...).

Il est à noter qu'une concentration supérieure à 1 mg/l de cuivre induit une inhibition certaine de l'absorption du phosphore en aération. D'autres limites connues de toxicité envers la biomasse déphosphatante sont 10 mg/L pour le cadmium et 5 mg/l pour le nickel et le zinc. L'ajout des principaux réactifs de précipitation tels que le chlorure ferrique ne semble pas inhiber l'élimination biologique du phosphore [10].

✓ **Présence d'oxygène et de nitrate dans la zone anaérobie**

En phase d'anaérobiose, l'oxygène qui peut être apporté par les eaux usées ou par les retours de boue, réduit, voire inhibe le phénomène de relargage. Il en est de même pour les nitrates, car le sous-groupe des bactéries déphosphatantes aérobies facultatives (intervenant dans le processus de dénitrification) oxyde les acides gras à l'aide des nitrates, au lieu de les transformer en PHA [10].

II.4. Conclusion

Il est clair que les traitements de l'azote et du phosphore qui existent peuvent réduire considérablement les concentrations des polluants sous toutes leurs formes, à des niveaux qui sont actuellement considérés comme non dangereux. Grâce aux procédés de traitement, il est possible d'obtenir toute une gamme d'eaux de qualités différentes. A chacune de ces qualités peut correspondre un usage particulier.

CHAPITRE III
PRESENTATION ET DESCRIPTION DE LA STEP
DE MAGHNIA

Chapitre III : Présentation et description de la STEP de Maghnia

III.1. Introduction

Dans la ville de Maghnia il existe une station d'épuration. Cette dernière a été conçue pour une population de 150.000 Eq-Hab et d'un volume journalier de 30.000 m³/j. La station d'épuration de Maghnia est implantée sur une superficie de 13 hectares [19].

La station a été réalisée par l'entreprise du génie civil SERROR (1991- 1994) et Hydrotraitement (Juin 1995–Décembre 1999) et pour la partie équipement par SEE (Entreprise Belge). La STEP de Maghnia a été mise en service en Juin 1999. Elle est gérée et exploitée actuellement par l'Office National d'Assainissement [19].

III.2. Situation géographique de la STEP de Maghnia

La station d'épuration de la ville de Maghnia se situe à 5 km au nord-ouest de Maghnia. Elle est délimitée au nord par une route (piste), à l'est par Oued Ouerdefou, à l'ouest par Oued Ouerdafou et au Sud par Zahraouia [19].



Figure III.1: Vue de la station d'épuration de la ville Maghnia [20].

III.3. Données de bases

La station d'épuration a été dimensionnée sur les bases suivantes :

Tableau III.1: Données de bases de la STEP de Maghnia [19]

Paramètres	Unité	Valeurs
Nature des eaux usées à traiter	Domestiques	/
Type de réseau d'assainissement	Unitaire	/
Equivalent. habitant	E.H	150.000
Volume journalier	m ³ /j	29.400
Débit maximal admis en temps de pluie	m ³ /h	30.312
Débit moyen horaire	m ³ /h	1225
Charge journalière en DBO ₅	Kg/j	9614
Charge journalière en MES	Kg/j	17640
Charge en azote ammoniacal (N-NH ₄)	Kg/j	1880

III.4. Description du processus d'épuration de la STEP

La STEP de Maghnia fonctionne sur la base du procédé boues activées à faible charge. Elle est équipée par deux filières : une pour les eaux usées et l'autre pour les boues.

La filière de traitement des eaux comprend les postes suivants :

- Ouvrage de réception
- Dégrillage grossier mécanisé
- Relevage de tête
- Deux (02) dégrilleurs fins mécanisés et 1 manuel
- By-pass
- Dessablage déshuilage aéré
- Quatre (04) bassins d'aération prolongés avec une nitrification-dénitrification
- Deux (02) décanteurs secondaires
- Clarificateur [19].

La filière de traitement des boues est caractérisée par les opérations suivantes :

- Recirculation des boues et extraction des boues en excès
- Epaissement gravitaire des boues en excès
- Lits de séchage
- Aire de stockage des boues [19]

III.4.1. Description des ouvrages de traitement de la filière eaux

La dépollution des eaux usées nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, physico-chimiques et biologiques.

Dans le cas de la STEP de Maghnia, cela l'eau entrante à la station d'épuration passe par les étapes suivantes:

III.4.1.1. Déversoir d'orage

Les eaux brutes de la ville sont amenées vers un déversoir d'orage situé en amont de la station. Un débit maximal de 3266 m³/h est accepté au maximum. Le surplus est déversé dans le by-pass général de la station, déborde et rejoint l'oued [19].

L'eau usée à traiter arrive par gravité et par refoulement jusqu'à la station à l'aide d'une conduite de 1500 mm de diamètre et de 2500 m de linéaire.



Figure III.2: Photo du déversoir d'orage.

III.4.1.2. Prétraitement physique

Les opérations de prétraitement des effluents ont pour but d'éliminer la fraction la plus grossière des particules et de retirer de l'effluent des matières qui peuvent gêner le déroulement des autres traitements. Les eaux brutes sont amenées par un canal couvert vers la série de prétraitement suivante :

a) Le dégrillage

Il y a deux dégrilleurs qui sont installés :

- Grille grossière mécanisée :

Cette grille unique élimine les matières flottantes grossières (dont le diamètre est égal ou supérieur à 80 mm). Les éléments d'une taille égale ou supérieure à 8 cm seront retenus et évacués dans les "refus de grille".

- Epaisseur des barreaux 10 mm
- Espacement entre les barreaux 50 mm [19]



Figure III.3 : Photo de la grille grossière mécanisée.

- Bâtiment de relevage

Comprend Quatre (04) vis d'Archimède avec:

- Un débit nominal de 1300 m³/h ;
- Une puissance nominal: 18 kW



Figure III.4 : Photo de bâtiment de relevage.

- Grilles fines mécanisées (02 unités):

Ces 02 grilles motorisées éliminent les matières flottantes fines (de diamètre égal ou supérieur à 20 mm).

- | | |
|---------------------------------|--------------|
| - Largeur de la grille | 1.00 m |
| - Profondeur du chenal | 1.5 m |
| - Puissance du moteur | 0.37 kW [21] |
| - Ecartement entre les barreaux | 25 mm [19] |



Figure III.5 : Photo de la grille fine mécanisée (02 unités).

- Grille manuelle de by-pass :

C'est une grille à raclage manuel, elle est installée en parallèle à la grille fine mécanisée, assurant la même fonction que la précédente et le suppléant en cas de panne [19].



Figure III.6 : Photo de la grille fine manuelle de by-pass.

- Refus de dégrillage

Un détecteur de niveau est installé à l'amont de la grille grossière, il déclenche une alarme sonore en cas de niveau d'eau trop haut (colmatage). Il est installé à l'aval du déversoir d'orage. Le refus résultant sont déposés dans une remis d'égouttage. Chaque grille mécanisée dépose ces refus sur une bande transporteuse pour être déversés dans un conteneur drainé à déchets. Le fonctionnement de cette bande est asservi à celui des grilles plus une temporisation pour l'arrêt [20].



Figure III.7 : Photo de la bande de transport des refus de dégrillage.

b) Le dessableur- déshuileur (02 unités)

Le dessableur-déshuileur du type longitudinal à deux compartiments consiste à éliminer les huiles et les sables. L'ensemble de ce mécanisme est contenu dans un chenal de forme trapézoïdale en béton armé de 26 m de longueur et 04 m de largeur. Il est doté d'un pont suceur et écumeur animé d'un mouvement de va et vient ainsi qu'une pompe "air-lift" embarquée avec un group moto-surpresseur de 4 kW assurant l'évacuation du sable et son dépôt sur un lit de sable [21]. La flottation des huiles et le maintien en suspension des matières organiques sont assurés par l'air insufflé. La production d'air est assurée par deux surpresseurs rots (01 en marche + 01 pour secours) de 580 m³/h sous 4 mCE chacun [20].

Les caractéristiques du dessableur- deshuilleur sont les suivantes :

- Surface totale de l'ouvrage 220 m²
- Volume total de l'ouvrage 766 m³

- Hauteur d'eau dans l'ouvrage: 4 m



Figure III.8 : Photo de dessableur – déshuileur.

Figure III.9 : Photo de Lits de sable.

III.4.1.3. Traitement biologique

a) Transport

Les eaux en provenance des dessableur –déshuileurs sont transportées gravitamment par un chenal vers les bassins d'homogénéisation. En cas de by-pass de la partie –biologique du traitement, ce chenal est également muni d'un trop-plein de sécurité en communication avec le by-pass général de la STEP [20].

b) Bassin de dénitrification

L'eau prétraitée arrive premièrement dans ce bassin pour faire l'élimination de la pollution azotique et phosphorique à partir des bactéries spécifiques. Le bassin à une forme rectangulaire est équipé d'un mélangeur de fond pour assurer l'agitation du milieu. Il est munie d'un baffle longitudinal (réalisé en béton armé) pour permettre aux eaux de circuler dans cet ensemble avec une vitesse de l'ordre de 20 cm/sec pour évitant les dépôts de boues. Ensuite, l'eau homogénéisée est déversée dans les bassins d'aération. Après un temps de séjour, l'eau nitrifiée revient au bassin de dénitrification à travers les vis d'Archimède. Chaque bassin a les dimensions suivantes :

- Volume 725 m³
- Forme rectangulaire 18,5*8
- Hauteur du béton 5,6 m
- Hauteur d'eau 4,9 m [19].



Figure III.10 : Photo des bassins de dénitrification.

c) Bassin d'aération (4 unités)

Le bassin d'aération a une forme rectangulaire, est alimenté en eau dénitrifiée et homogénéisée. L'aération dans le bassin est réalisée à l'aide d'aérateur de surface à vitesse lente, chaque bassin est équipé de trois aérateurs. Les bassins de dénitrification et d'aération sont accolés les uns aux autres pour donner un ouvrage ayant une longueur de 63,5 m et une largeur de 74 m.

Au niveau de chaque bassin d'aération, il existe une sonde de mesure d'oxygène dissous pour assurer le déclenchement automatique de l'aération en cas de défaillance de la concentration de cette dernière. Les caractéristiques des bassins d'aération sont :

- Surface totale des bassins 471 m²
- Volume total des bassins 4 723 m³
- Hauteur d'eau dans l'ouvrage 4,60 m
- Hauteur de béton 5,60 m [19]

Les bassins d'aération sont munis de :

- 04 vis d'Archimède (débit unitaire 1300 m³/h)
- 04 déversoirs
- 04 mélangeurs submersibles de 4 kW (y compris le système de relevage)
- 12 aérateurs de surface (75 kW de chaque aérateur)
- 04 sondes de mesure de l'oxygène dissous [22].



Figure III.11: photo des bassins d'aération.

La liqueur mixte en provenance des quatre bassins d'aération est transportée par gravité vers les décanteurs secondaires.

III.4.1.4. Décanteur secondaire (02 unités)

Après le traitement biologique, Les eaux venantes du bassin d'aération sont introduites dans les deux décanteurs secondaires par une tuyauterie noyée dans le béton, les décanteurs ont une forme circulaire de 46 m de diamètre avec une surface 1661 m² et de profondeur d'eau de 4 m. Ces bassins circulaires disposent de systèmes de raclage de fond et de surface avec une vitesse de rotation est de 0.04m/s [19].



Figure III.12 : Photo de décanteur secondaire.

Les flottants sont récoltés dans un puisard annexe à chaque ouvrage, Le puisard à boues est relié avec les deux décanteurs par l'intermédiaire de tuyauterie à boue installée sous les ouvrages et de tubes télescopiques logés dans le puisard. Les boues sont relevées au moyen de trois vis d'Archimède avec un débit nominal de 1300 m³/h.

Les boues de recirculation rejoignent la tête des bassins d'aération par un chenal équipé d'un jaugeur venturi muni d'une échelle graduée en m³/h [20].



Figure III.13 : Photo des vis de recirculation de boue.

III.4.1.5. Bassin de la chloration

Les eaux clarifiées sont ensuite envoyées vers le poste de désinfection, c'est un bassin de chloration qui est en béton armé et qui a un volume de 826.5 m³. La longueur de chaque bassin est de 19 m et de largeur de 14.5 m, la hauteur de l'eau dans chaque bassin est de 3 m [19].



Figure III.14 : Photo de bassin de chloration.

III.4.2. Description des ouvrages de traitement de la filière Boues

Après le traitement biologique, la boue constitue le résidu principal de la STEP qui va subir un traitement selon le procédé suivant :

A) Epaissement

Les boues en excès sont tout d'abord dirigées vers l'épaississeur, qui a une forme circulaire réalisé en béton armé de 14 m de diamètre et d'une hauteur de 4 m. la concentration maximale des boues en sortie de l'ouvrage est de 45 g/l. Le temps de séjour minimal de la masse de boues est de 3 jours [19].



Figure III.15 : Photo de l'épaississeur de boue.

Les boues épaissies sont reprises par pompage et expédiées soit vers les lits de séchage, soit vers un camion citerne pour leur évacuation du site aux fins d'épandage agricole [19].

B) Lits de séchage

Les boues épaissies sont pompées vers les 14 lits de séchage, Le séchage des boues s'effectue à l'air libre dans des surfaces de 450 m² conçus avec fond en béton [19]. Chaque lit est équipé d'une vanne d'alimentation à passage directe et d'une conduite de drainage perforée, pour permettre l'évacuation de l'eau filtrée vers l'entrée de la station.



Figure III.16 : Photos de lits de séchage.

III.5. Conclusion

Ce chapitre nous a permis de donner une description sommaire de la station d'épuration de la ville de Maghnia de type boue activée et décrire les différents procédés de traitement des eaux usées (prétraitements, traitement biologique, décantation) et celui du traitement des boues.

CHAPITRE IV
MATERIEL ET METHODES

Chapitre IV : Matériel et méthodes

IV.1. Introduction

Afin d'évaluer l'efficacité de l'abattement de l'azote et du phosphore dans la STEP de Maghnia, on a effectué, sur une période de 03 mois allant du 05/01/2019 au 28/03/2019, des analyses sur les paramètres de pollution de l'eau à l'entrée (eau brute) et à la sortie (eau traitée) de la STEP. Les paramètres analysés sont : la température ($^{\circ}\text{T}$), potentiel d'hydrogène (pH), les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO_5), l'ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-), l' O_2 dissous et le phosphore (PO_4^{3-}).

IV.2. Prélèvement et échantillonnage

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate. Dans la STEP de Maghnia, chaque heure, un certain volume d'eau usée est prélevé, à l'entrée de la STEP ainsi qu'à la sortie. Ceci est effectué 8 fois par jour pour avoir enfin l'échantillon final à analyser qui se compose du mélange des volumes prélevés. Les échantillons doivent être analysés dans un délai de 24 h au maximum, afin d'éviter toute modification des caractéristiques de l'échantillon. Ainsi, ils doivent être conservés à une température de 4°C .

IV.3. Analyses physico-chimiques

IV.3.1. Température

La température est un paramètre physique de l'eau jouant un grand rôle dans la solubilité des gaz dans l'eau et sur la vitesse des réactions chimiques et biochimiques. La mesure de la température a été effectuée par l'utilisation d'une sonde thermométrique qui est plongée soigneusement à l'intérieur de fiole de 500 ml d'échantillon. La lecture est faite après stabilisation du thermomètre en degré Celsius ($^{\circ}\text{C}$) [23].

IV.3.2. Le potentiel hydrogène (pH)

Le Potentiel Hydrogène est la mesure du caractère acide ($1 < \text{pH} < 7$) ou basique ($7 < \text{pH} < 14$) des eaux usées. Sa mesure est très importante pour juger le bon fonctionnement d'une étape de traitement dans la STEP [24].

- Principe

La méthode est basée sur l'utilisation d'un pH-mètre portable (figure IV.1). C'est un voltmètre un peu particulier qui se caractérise par une très grande impédance d'entrée en raison de la forte résistance présentée par l'électrode de mesure.



Figure IV.1: Photo du pH mètre.

- Mode opératoire

L'étalonnage étant réalisé et l'appareil ayant acquis son régime de marche;

- Vérifier les diverses connexions: secteur, électrodes, etc..;
- Dégager l'électrode de son support;
- Oter le chapeau protecteur de l'électrode double, le déposer en lieu sûr;
- Rincer abondamment l'extrémité de l'électrode avec l'eau distillée;

- Essuyer l'extrémité de l'électrode;
- Replacer l'électrode sur son support;
- Rincer le vase, le barreau magnétique, l'électrode, avec l'eau distillée;
- Remplir le vase de mesure avec l'échantillon;
- Immerger l'électrode avec précaution habituelles et agiter;
- Lire directement le pH lorsque la valeur s'est stabilisée [23].

IV.3.3. Conductivité

IV.3.3.1. Mesure de la conductivité

La conductivité de l'eau est une mesure de sa capacité à conduire le courant électrique. Elle donne une indication précise sur la concentration totale en sels dissous et d'évaluer la minéralisation globale de l'eau. Il existe donc une relation entre la conductivité d'une eau et sa minéralisation. L'unité de la conductivité utilisée en chimie des eaux est micro siemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

- Principe

La mesure de la conductivité se ramène à celle de la résistance d'une colonne d'eau. A cet effet on utilise un conductivimètre (figure IV.2) qui n'est en fait qu'un résistivimètre un peu particulier. La conductivité est en fonction de la température. Toute mesure de conductivité doit donc se faire à température connue et stabilisée. En général les résultats sont obtenus à 20°C.



Figure IV.2 : Photo du conductivimètre.

- Mode opératoire

L'analyse s'effectue sur un prélèvement d'eau dont le volume doit être suffisant pour prolonger la sonde de conductivité.

- Vérifier les connexions cellule/conductivimètre;
- Rincer soigneusement la cellule de mesure à l'eau distillée et l'essuyer convenablement.
- Immerger la cellule dans l'eau.
- Agiter la sonde légèrement.
- Lire le résultat;
- La mesure terminée, éteindre l'instrument et, si nécessaire, nettoyer la sonde.
- Après chaque série de mesure, rincer l'électrode à l'eau déminéralisation [23].

IV.3.4. Oxygène dissous

Le système de mesure courant pour l'oxygène dissous consiste en un instrument de mesure et d'une sonde polarographique. La sonde constitue la pièce la plus importante et délicate du système. Cette sonde comprend une anode d'argent (Ag) enveloppée d'un fil de platine (Pt) qui agit comme cathode, ceux-ci sont insérés dans une cartouche remplie d'une solution électrolytique de chlorure de potassium (KCl). L'extrémité de la cartouche comporte une membrane en téflon, matériau perméable au gaz, qui permet uniquement le passage de l'oxygène présent dans la solution.

Par l'application de potentiel de 790 mV, l'oxygène présent dans la cellule est réduit en ion d'hydroxyde (OH^-) dans la cathode, et le chlorure d'argent (AgCl) est déposé sur l'anode. Cette réaction provoque un flux de courant dont l'intensité est proportionnelle à la quantité d'oxygène, convertit le courant en concentration correspondante à l'oxygène dissous.



Figure IV.3 : Photo d'un Oxymétrie portatif (HI 9146).

- Mode opératoire

- L'étalonnage étant réalisé et l'appareil ayant acquis son régime de marche;
- Allumer l'instrument en poussant le bouton ON/Off. Lorsque l'afficheur indique zéro, l'instrument est prêt pour la mesure de l'oxygène dissous.

IV.3.5. Matière insoluble Décantable (M.I.D)

Un certain volume d'eau est abandonné au repos pendant 2 heures. La quantité de matière décantée est déterminée par volumétrie, elle représente 60 % de la matière en suspension. On met un litre de l'échantillon d'eau dans les cônes et on attend environ 2 h pour lire les résultats en ml/l grâce aux graduations.



Figure IV.4 : Photo de Cônes d'IMHOFF.

IV.3.6. Paramètres mesurés par Spectrophotomètre

IV.3.6.1. Les matière en suspension (MES) et la Turbidité

Ce sont des particules solides très fines et généralement visibles à l'oeil nu. Théoriquement, ils ne sont pas solubilisés [25]. Les MES sont en majeure partie de nature biodégradable. Les MES et la turbidité sont mesurés au moyen d'un Spectrophotomètre (figure IV.5).



Figure IV.5 : Photo de Spectrophotomètre.

- Mode opératoire

- Introduire le numéro de programme mémorisé pour les matières en suspension 630 ensuite on presse sur READ/ENTER ;
- Régler la longueur d'onde à 810nm ;
- Presser pour la deuxième fois READ/ENTER. L'afficheur indique: mg/l MAT EN SUSP ;
- Préparer le blanc (verser 25 ml d'eau distillée dans une cuvette de mesure), et l'échantillon (25 ml d'eau épurée (sortie) et d'eau usée (entrée) dans 2 cuvettes de mesure) ;
- Placer le blanc dans le puits de mesure, et fermer le capot du Spectrophotomètre ;
- Appuyer sur ZERO, l'afficheur indique: 0 mg/l MAT EN SUSP ;
- Placer le premier échantillon d'eau épurée (sortie) préparé dans le puits de mesure, et fermer le capot.
- Presser READ/ENTER et le résultat de MES en mg/l va s'afficher. et la même chose avec l'échantillon d'eau usée.

Sinon on peut mesurer les MES par une autre méthode, le principe de cette dernière est comme suit :

On prend un échantillon représentatif et on le filtre à travers un filtre en fibre de verre ayant une porosité nominale de 1,5 μm , préalablement rincée et séchée à 105°C. Les matières retenues sur le filtre sont séchées à 105°C dans une étuve puis pesées avec le filtre. La masse de matières en suspension est obtenue en faisant la différence entre la masse du filtre incluant les résidus séchés et la masse initiale du filtre. Pour déterminer la concentration des matières en suspension, il suffit que diviser le poids des MES par le volume d'échantillon prélevé.

Pour la turbidité on procède aux mêmes étapes seulement le code de réglage qui change. Le numéro de programme 750 et la longueur d'onde à 450nm et on lit directement le résultat en FTU (formazing turbidity) [23].

IV.3.6.2. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, à travers la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale. Ainsi, par la mesure de la DCO, on pourra évaluer la charge

polluante d'une eau usée en matières organique avant et après un traitement physique, chimique ou biologique afin de contrôler le fonctionnement d'une STEP et l'activité des microorganismes.

- Mode opératoire

- Introduire deux (02) ml d'échantillon dans un tube Hach de réactif à DCO de la gamme 0-1500 mg/L pour l'effluent d'entrée et de la gamme 0-150 mg/L pour l'effluent de sortie;
- Chauffer des deux tubes hermétiquement fermés à 150°C pendant 2 heures;
- Refroidir les tubes à l'air libre;
- Pour l'échantillon d'entrée : régler le code de programme à 435, la longueur d'onde à 620 nm et poser le blanc dans le spectrophotomètre pour l'étalonner à zéro et après l'étalonnage, mettre le tube de l'effluent d'entrée ;
- Mesurer de l'absorbance au spectrophotomètre ;
- Pour l'échantillon de sortie : régler le code de programme à 430, la longueur d'onde à 420 nm et poser le blanc dans le spectrophotomètre pour l'étalonner à zéro et après l'étalonnage, mettre le tube de l'effluent de sortie ;
- Mesurer de l'absorbance au spectrophotomètre ;
- Les résultats affichés sont exprimés en mg d'oxygène par litre.



Figure IV.6 : Photo du réactif à DCO.



Figure IV.7 : Photo du réacteur DCO mètre.

IV.3.6.3. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biologique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes vivants pour assurer l'oxydation et la stabilisation des matières organiques présentes dans l'eau usée. C'est un paramètre qui permet d'évaluer la fraction de la pollution organique biodégradable. Elle est la valeur obtenue après cinq jours d'incubation [26]

- Mode opératoire

Sélection du volume d'échantillon :

- ✓ Estimer la valeur de DBO₅ à atteindre pour l'échantillon d'eau usée ou épurée, la valeur de DBO₅ est 80% de la valeur de DCO
- ✓ Vérifier la plage de mesure correspondante dans le tableau ci-dessous et calculer les valeurs correctes pour le volume de l'échantillon et le facteur.

Tableau IV.1 : Sélection du volume d'échantillon

Volume de l'échantillon (ml)	Plage de mesure (mg/l)	Facteur
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43,5	0-2000	50
22,7	0-4000	100

- Remplir les flacons avec les volumes trouvés d'échantillons (eau usée et épurée) et mettre un barreau magnétique dans chacun des flacons pour homogénéisation ;
- Rajouter un absorbant dans les bouchons (OxiTop) hermétique pour absorber l'humidité, le plus utilisé c'est Hydroxyde de Sodium (NaOH).
- Placer Les échantillons dans une chambre thermostatique et sombre durant la mesure de DBO₅ ;
- Régler l'OxiTop à ZERO et mettre l'incubateur en marche pendant 05 jours à 20°C ;
- Le résultat sera obtenu directement sur l'afficheur, la valeur affichée se multiplie au facteur qui correspond au volume d'échantillon pris pour trouver le résultat final du DBO₅.



Figure IV.8 : DBO mètre.

IV.3.6.4. Azote ammoniacal (NH₄⁺)

L'ammoniac NH₄⁺ provient de la décomposition par les bactéries de l'azote organique (ammonification). L'Ammoniac provient également de la dégradation des protéines animales.

Les effluents domestiques représentent la plus importante source de pollution L'azote ammoniacal peut aussi provenir de ruissèlements urbains, de l'agriculture (engrais) ou de l'industrie.

- Principe de la mesure

Il s'agit d'une méthode spectro-photométrique : le réactif de Nessler réagit avec les ions NH_4^+ en présence de NaOH; il se forme un composé brun-orangé.

La concentration en ions est calculée à partir de la mesure de l'absorbance à 425 nm effectuée avec un spectrophotomètre.

- Mode opératoire

- Pour l'effluent d'entrée en fait la dilution (1ml dans 24 ml d'eau distillée), pour l'effluent de sortie (1 ml dans 24 ml d'eau distillée) ;
- Ajouter 03 gouttes du 1^{er} réactif stabilisateur (Mineral Stabilizer) puis mélanger ;
- Ajouter 03 gouttes de sel de Rochelle-PVA (Polyvinyle Alcool) c'est un dispersant
- Puis ajouter 01ml de réactif de Nessler puis mélanger à nouveau ;
- Presser le shift timer, Attendre 1min et effectuer les mesures au spectrophotomètre du code 380 à la longueur d'onde de 425nm ;
- Placer le blanc dans le puits de mesure, fermer le capot, presser 0 en suite placer l'échantillon préparé ;
- Le résultat s'affiche en mg/l, en multipliant le résultat par le facteur de conversion 1,29 et par le facteur de dilution 25 ;
- Si le résultat est en dehors de la gamme d'étalonnage, recommencer le dosage en diluant l'échantillon prélevé.

IV.3.6.5. Nitrite (NO_2^-)

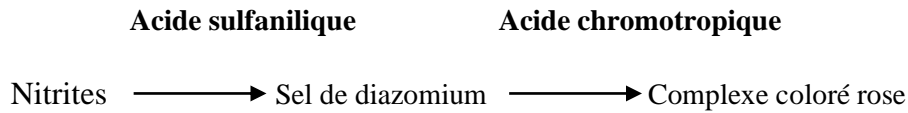
Les nitrites sont souvent en quantité très faible car ils ont une forme chimique très instable.

- Mode opératoire

- Prélever 1 ml à l'aide d'une pipette jaugée de l'échantillon ;
- Préparer trois (03) cuvettes, la première sera remplie par 10 ml d'eau distillée (le blanc) et deux autres cuvettes de 10 ml contiennent 1 ml de l'échantillon avant et après l'épuration et 9 ml de l'eau distillée;
- Rajouter le réactif NitriVer 3 ;
- Faire une agitation légère ;
- Laisser la solution se reposer pendant 15 min ;

- Mettre en marche le spectrophotomètre et programmer le code 375 avec la longueur d'onde 507nm ;
- Placer le blanc dans le puits de mesure et presser le ZERO, L'affichage indique 'attendre' puis 0.000 mg/l N-NO₂⁻ L AV ;
- Ensuite, placer l'échantillon préparé et appuyer sur la touche READ puis lire le résultat afficher en mg/l NNO₂⁻ L AV ;
- Pour avoir les nitrites en mg/l, on multiplie par la constante 4,4 et par le facteur de dilution 10.

La réaction des nitrates avec les réactifs :



IV.3.6.6. Nitrates (N-NO₃)

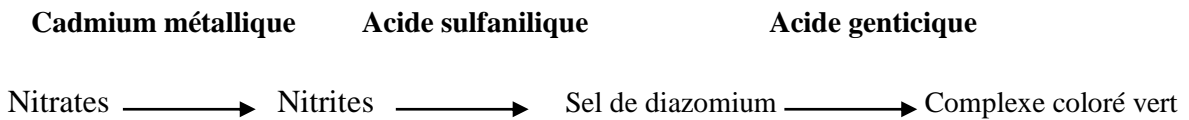
Les nitrates appelés aussi l'azote nitrique ont une forme chimique stable.

- Mode opératoire

- Prélever 1 ml à l'aide d'une pipette jaugée de l'échantillon mère ;
- Préparer 25 ml d'eau distillée (le blanc);
- Remplir deux (02) cuvettes de 30 ml, avec 1 ml d'eaux usées et épurées pour chaque échantillon et 29 ml de l'eau distillée ;
- Ajouter un sachet NitraVer 6 pour chaque cuvette d'échantillon (d'entrée et de sortie);
- Mélanger pour 03 min et laisser reposer pendant 02 min pour la dissolution du réactif et la sédimentation du cadmium;
- Ensuite, prendre 25 ml de chaque échantillon et ajouter un sachet de NitriVer 3;
- Laisser à nouveau l'échantillon, pour un temps de réaction de 10 min;
- Mettre en marche le spectrophotomètre;
- Introduire la cuvette de référence dans le port cuvette.
- Programmer le code 351 et la longueur d'onde désirée 507nm;
- Enlever la cuvette de référence ;

- Introduire la cuvette remplie précédemment par l'échantillon à mesurer
- Appuyer sur la touche READ puis lire le résultat
- Le résultat s'affiche en mg/l N-NO₃⁻, multiplier le par la constante 3,3 et par le facteur de dilution 30 pour avoir les nitrates en mg/l.

La réaction des nitrates avec les réactifs :



IV.3.6.7. Le phosphore

La recherche des fractions de phosphore minérales (phosphates issus des produits lessiviers) et organiques (d'origine humaine ou industrielle) permet de juger les conditions de traitement biologique de l'effluent et leurs présences en excès dans les eaux calmes provoquent de l'eutrophisation .

Le phosphore mesuré dans le laboratoire de la STEP de Maghnia est sous forme d'orthophosphate (PO₄³⁻).

- Mode opératoire

- Préparer 10 ml d'eau distillée (le blanc);
- remplir deux (02) cuvettes, avec 1 ml d'eaux usées et épurées pour chaque échantillon et compléter à 10 ml avec de l'eau distillée ;
- Ajouter le réactif (PhosVer3);
- Faire une agitation légère;
- Laisser la solution se reposer pendant 2 min;
- Mettre en marche le spectrophotomètre et programmer le code 490 avec la longueur d'onde 890nm;
- Introduire la cuvette de référence dans le port cuvette;
- Enlever la cuve de référence;
- Introduire la cuvette remplie précédemment par l'échantillon;
- Appuyer sur la touche (READ) puis lire le résultat.

CHAPITRE V
RESULTATS ET DISCUSSION

Chapitre V : Résultats et discussion

V.1. Introduction

Pour évaluer les rendements de l'abattement de l'azote et du phosphore et l'efficacité d'épuration de la STEP de Maghnia. Nous présentons dans cette partie les résultats des analyses physico-chimiques mesurées au niveau de cette station en s'intéressant beaucoup plus à l'abattement de l'azote et du phosphore. Le travail a été réalisé sur une période de trois (03) mois du 05/01/2019 jusqu'au 28/03/2019. Les résultats ont été obtenus suite à une série d'analyses de paramètres de pollution effectuées sur les eaux usées en amont (eaux brutes) et en aval (eaux épurées) de la station en l'occurrence : la température, le pH, les matières en suspension (MES), la demande biochimique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote ammoniacal (NH_4^+), le nitrate (NO_3^-), la nitrite (NO_2^-), et ortho phosphate (PO_4^{3-}). Les résultats obtenus ont été comparés aux normes de rejet des effluents liquides dans les milieux récepteurs. Les résultats obtenus sur notre période d'étude ont permis d'établir des graphes et des histogrammes pour quelques commentaires ont été apportés:

V.2. Résultats et interprétations des analyses

V.2.1. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Les mesures du pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP durant la période considérée sont représentées dans figure V.1.

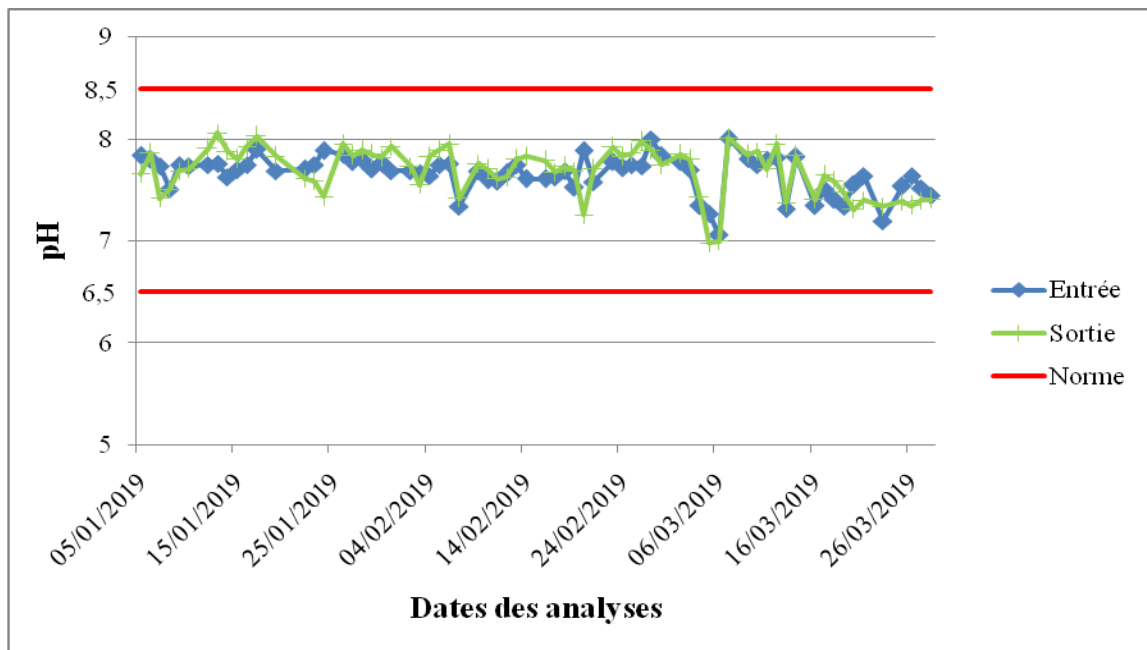


Figure V. 1 : Variation de pH de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

La figure V.1 représentant les mesures du pH, fait apparaître que la variation du pH est légèrement faible, pour les échantillons prélevés à l'entrée et à la sortie de la STEP. Les valeurs du pH de l'eau usée entrée à la STEP sont comprises entre 7.06 et 8.01 cela veut dire qu'elle n'a pas un impact écologique fort sur l'environnement. Les valeurs enregistrées à la sortie de la STEP varient entre 6,98 et 8,06 avec une moyenne de 7.69. Elles sont toujours dans les normes fixées à un maximum de 8,5 (Annexe A).

On note également une légère différence entre le pH de l'eau traitée et celui de l'eau usée brute. Ceci est dû probablement aux réactions chimiques et/ou biologiques qui produisent des ions acides ou qui consomment des ions basiques, d'ailleurs les réactions de nitrification entraînent une acidification du milieu.

V.2.2. Température de l'eau (T°C)

La température journalière de l'eau, mesurée à l'entrée et à la sortie de la STEP est représentée dans figure V.2

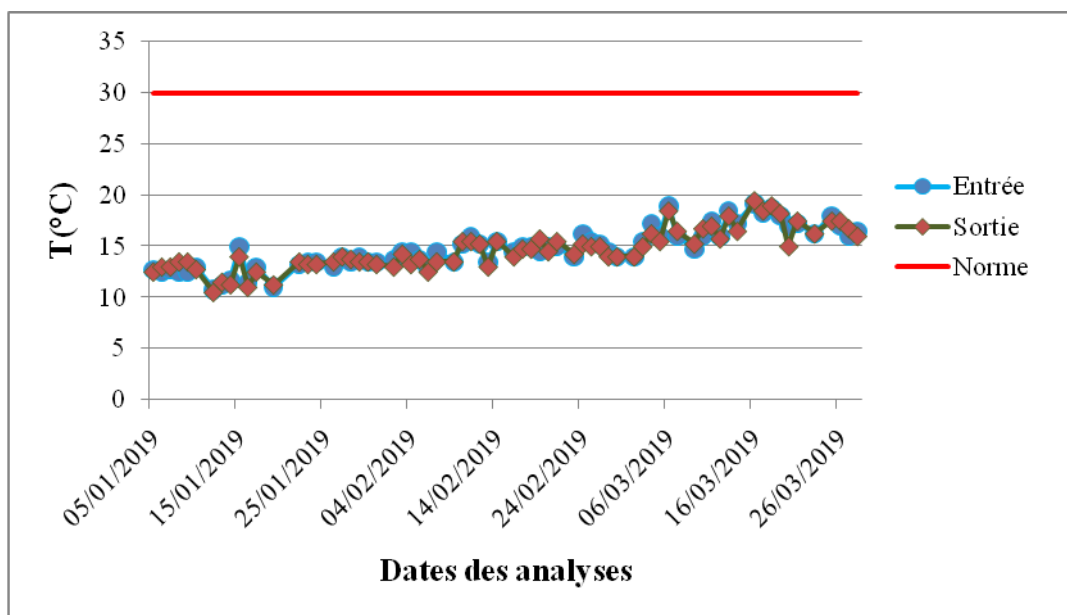


Figure V.2 : Variation de Température de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

D'après les résultats obtenus (figure V.2), on remarque que la variation de la température des échantillons prélevés est négligeable. Pour les eaux usées à l'entrée de la STEP, la température se situe dans la fourchette de 10.75°C à 19.25°C et pour les eaux épurées, elle est comprise entre 10.5°C et 19.5°C, soit une moyenne à la sortie de 14.69°C. Ces valeurs sont inférieures au seuil maximal tolérable qui est de 30°C (Annexe A), ce qui permet aux bactéries de se développer. Et puisque les analyses ont été pris en hiver donc il est évident de constater que la température de l'eau a été influencée par la température de l'air.

V.2.3. Oxygène dissous

La figure V.3 suivante représente la variation de l'O₂ dissous de l'eau brute et l'eau épurée.

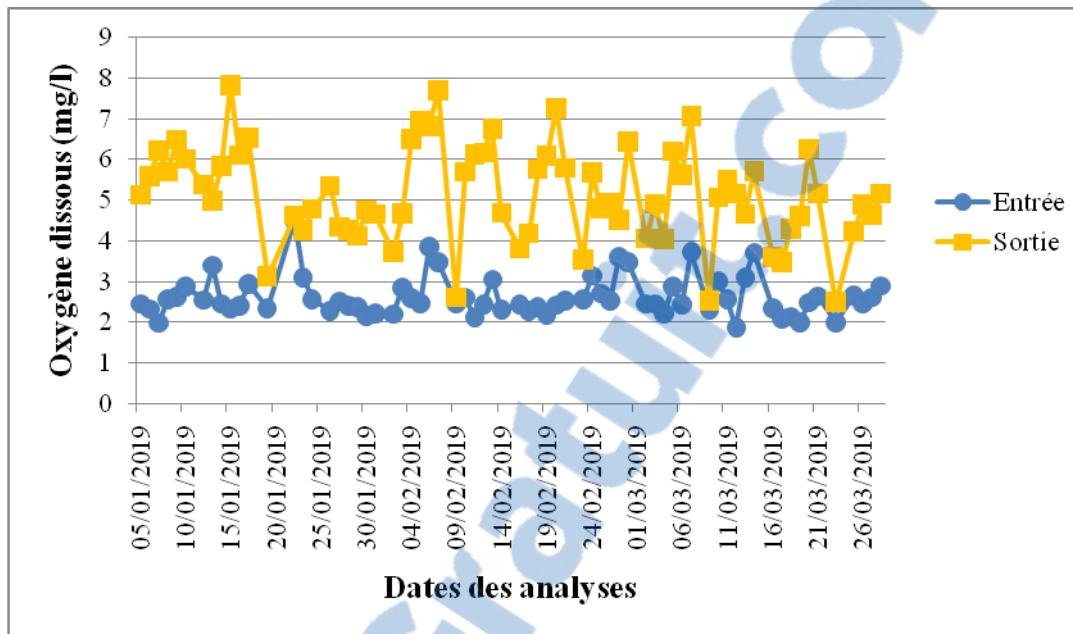


Figure V.3 : Variation de l'oxygène dissous de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

Pour l'O₂ dissous les valeurs obtenues montrent une fluctuation allant de 1.87 mg/l à 4.51 mg/l pour les eaux brutes et de 2.48 mg/l à 7.83 mg/l pour les eaux épurées avec une moyenne de 5.16 mg/l. D'après le graphe, les teneurs en O₂ dissous enregistrées à la sortie sont nettement supérieures à celles de l'entrée, ceci est dû à une bonne aération des eaux au niveau des bassins d'aération.

V.2.4. Matières en suspension

Les concentrations des matières en suspension (MES) mesurées à l'entrée et à la sortie de la STEP sont représentées sur la figure V.4

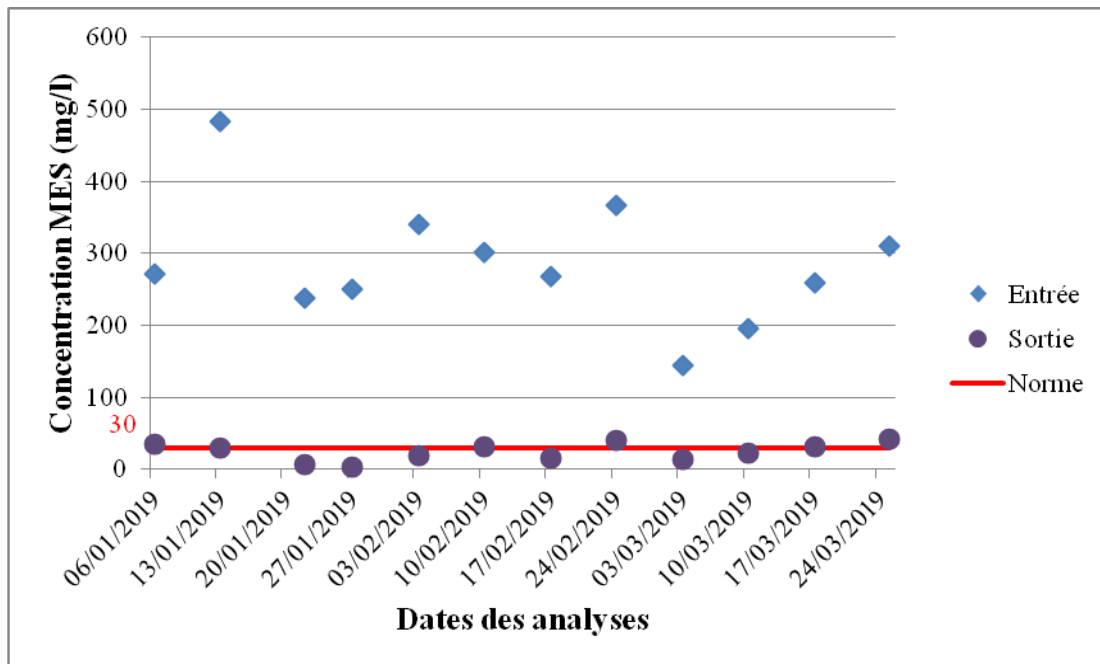


Figure V.4: Variation hebdomadaire de la concentration des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

Selon les résultats obtenus, on remarque qu'à l'entrée de la STEP, les teneurs des MES varient de respectivement de 144 à 483 mg/l, avec une moyenne de 286 mg/l. Cette variation est due à une instabilité de la qualité des eaux usées arrivées à la STEP.

En revanche, la concentration des MES à la sortie de la STEP est comprise entre 03 mg/l et 42 mg/l avec une moyenne de 24 mg/l qui est inférieure à la norme de rejet (30 mg/l). Cette diminution est due à la sédimentation des particules au niveau du clarificateur mais on remarque qu'au 24/02/2019 et 25/03/2019 la concentration des MES (41 et 42 mg/l) était supérieure à la norme de rejet, cette augmentation peut être due à la forte concentration des eaux usées entrantes à la STEP (366 et 310 mg/l) ou à une mauvaise décantation de la boue dans le clarificateur. Le taux d'abattement des MES observé avoisine 91.48 %. Ce dernier est inférieur à celui obtenu à la STEP de Ain El Houtz (94%) [8] du type boues activées à faible charge.

V.2.5. Demande chimique en oxygène (DCO)

La représentation graphique de la DCO à l'entrée et à la sortie de la STEP est illustrée dans la figure V.5.

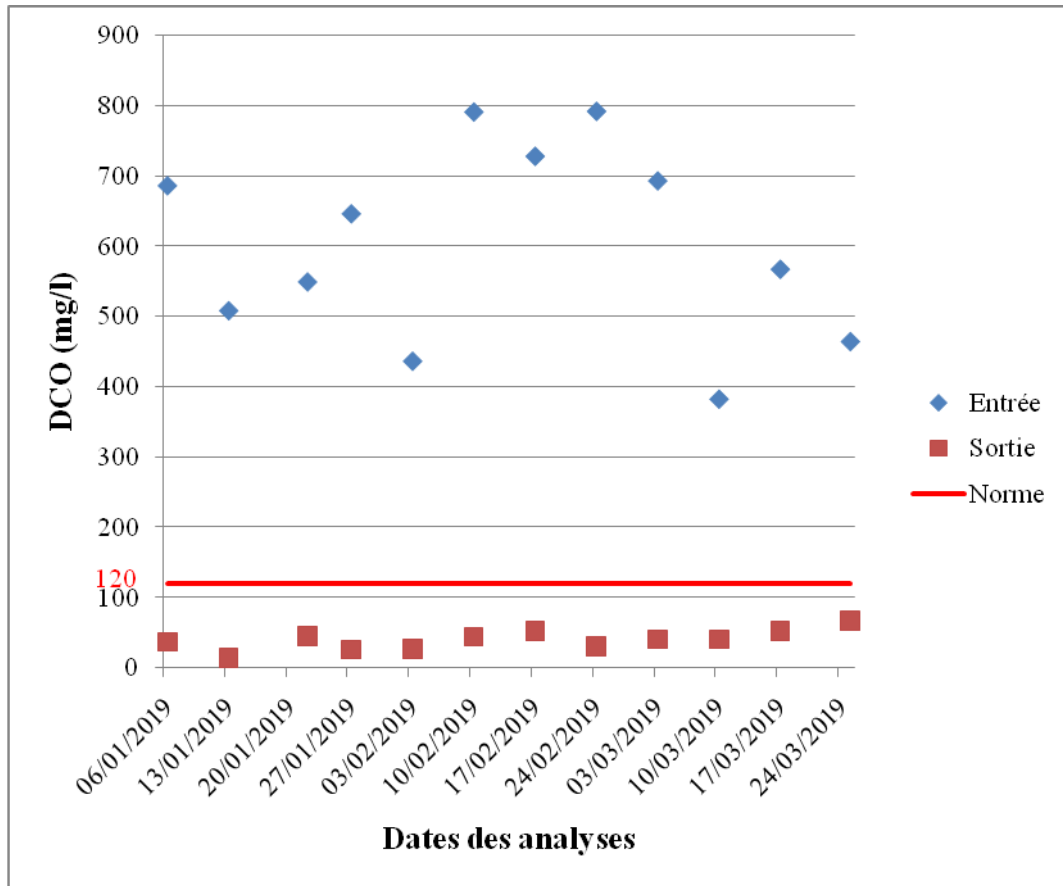


Figure V.5 : Variation hebdomadaire de la concentration de la DCO à l’entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

Selon les résultats obtenus dans le graphique figuré au dessus (figure V.5), on constate que la teneur de la DCO dans l’eau brute n’est pas du tout stable, elle est comprise entre 383 mg/l et 793 mg/l. Ceci est dû certainement aux grandes variations de la pollution minérale apportées par l’effluent. Après épuration, les concentrations de la DCO enregistrent une diminution importante avec des valeurs comprises entre 14 et 68 mg/l et qui sont conformes à la norme algérienne de rejet (120 mg/l) (Annexe A). Le rendement d’abattement de la DCO est de l’ordre de 92.99%.

V.2.6. Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ est un paramètre révélateur pour l’appréciation de la qualité des eaux. La figure V.6 représente la variation hebdomadaire de la demande biologique en oxygène (DBO₅) de l’eau usée brute et de l’eau épurée.

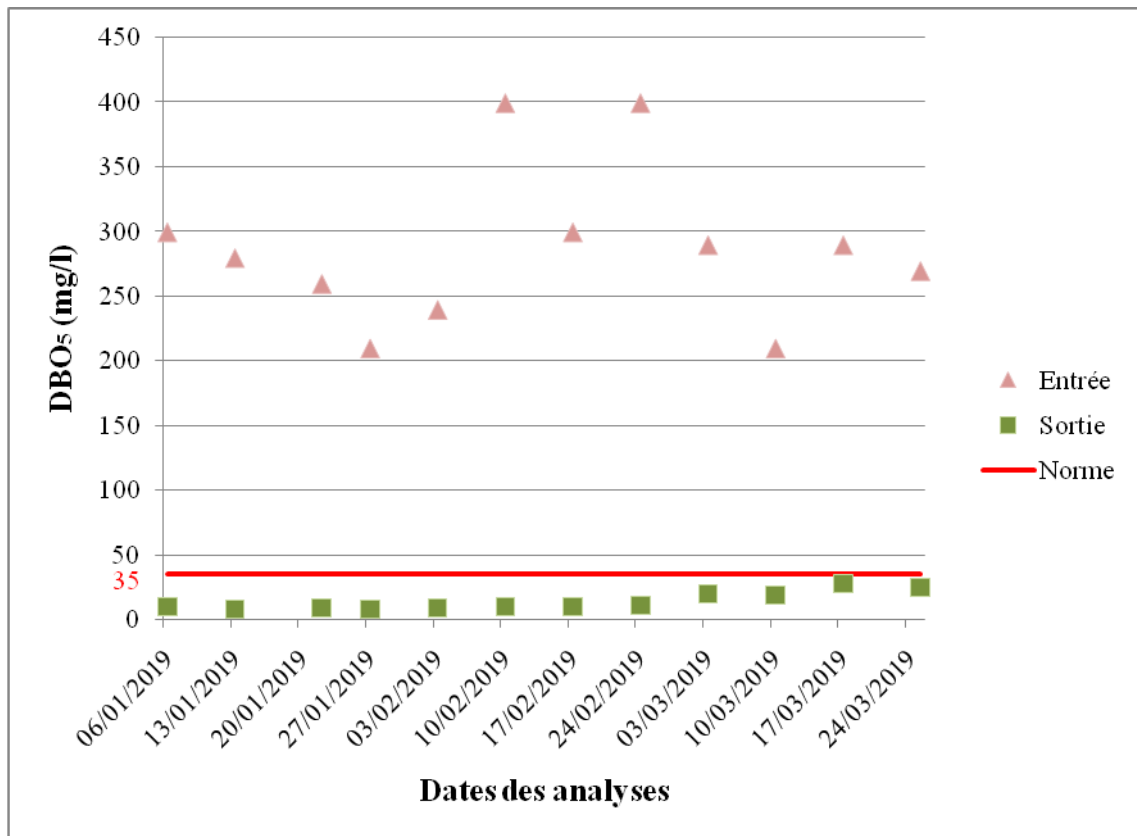


Figure V.6 : Variation hebdomadaire de la concentration de la DBO₅ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

En examinant les résultats de la figure V.6, il ressort que l'eau brute à l'entrée de la station présente une DBO₅ instable dans le temps et qui varie de 210 à 400 mg/l. Cette instabilité est due à la variabilité de la pollution organique véhiculée par l'effluent. Après épuration, les teneurs de la DBO₅ diminuent de façon remarquable. Elles sont comprises entre 8 et 28 mg/l, soit au dessous la norme de rejet qui est de 30 mg/l (Annexe A). Le rendement d'abattement de la DBO₅ est supérieur à 94.94 %. Ce rendement est supérieur à celui obtenu dans la STEP de Ain El Houtz du type boues activées à faible charge (soit 92 %) [8].

V.2.7. Azote ammoniacal (N-NH₄⁺)

Les résultats de l'analyse des concentrations en N-NH₄⁺ dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP sont indiqués sur la figure V.7.

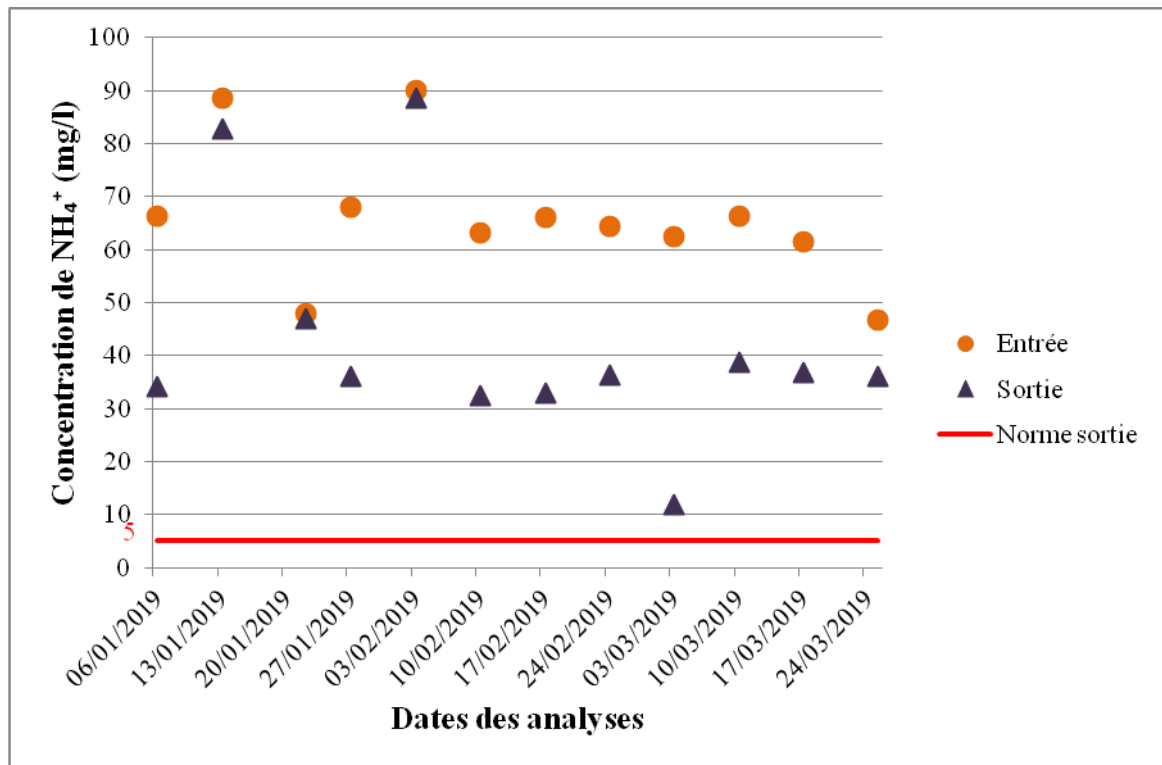


Figure V.7: Variation hebdomadaire de la teneur du $N-NH_4^+$ à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

Les mesures du $N-NH_4^+$, effectuées à l'entrée de la STEP sur les eaux usées, varient entre 46.76 mg/l et 90 mg/l. Ce fort taux de concentration est un indicateur de présence d'une importante pollution azotée en eau usée brute. En revanche, les concentrations en $N-NH_4^+$ dans les eaux épurées sont comprises entre 11.93 et 88.68 mg/l et sont très fortes et supérieures à la norme de rejet qui est de 5 mg/l (Annexe B). Le faible abattement du $N-NH_4^+$ dû à la présence d'une importante pollution azotée en eau usée brutes et à la mauvaise aération générant une faible oxygénation des eaux à épurer et cela va conjuguer une absence des bactéries nitrifiants (autotrophes) dans le bassin d'aération. Le rendement d'élimination de l'azote ammoniacal est en moyen de 36.13 %. Ces résultats obtenus confirment la non fiabilité de la STEP en matière de nitrification.

V.2.8. Nitrites (NO_2^-)

Les résultats des concentrations en azote nitreux $N-NO_2^-$ dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP sont indiqués sur la figure V.8.

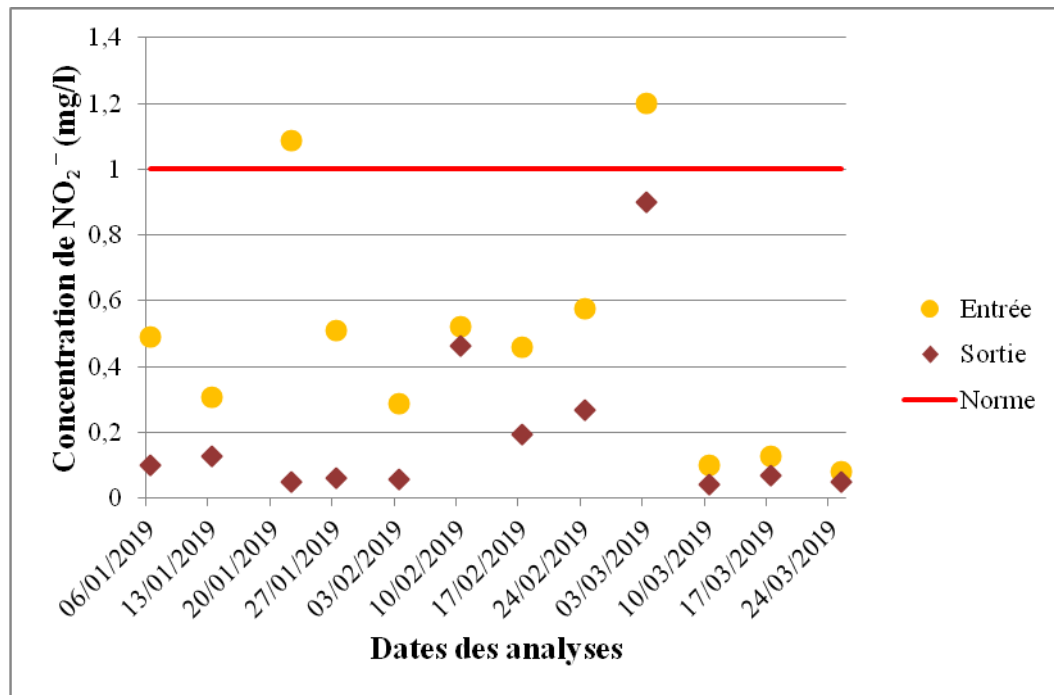


Figure V.8 : Variation hebdomadaire de la concentration du N-NO₂⁻ dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

Les résultats obtenus dans la figure V.8 montre que les teneurs en azote nitreux (N-NO₂⁻) dans l'eau brute varient de 0,08 à 1,2 mg/l. Cependant à la sortie de la STEP (eau épurée), les valeurs de (N-NO₂⁻) se situent entre 0,043 et 0,9 mg/l. Les faibles concentrations en nitrites relevées au niveau des échantillons analysés, pourraient être expliquées par le fait que l'ion Nitrite (NO₂⁻) est un composé intermédiaire, instable en présence de l'oxygène et dont la concentration est généralement très inférieure à celle des deux formes qui lui sont liées: nitrates et ammonium. Ainsi, on remarque dans le graphe, l'existence de deux valeurs de la concentration du nitrite dans l'eau usée brute qui dépassent les normes de rejet, peut être traduit par une oxydation incomplète de l'ammoniaque où la nitrification n'était pas conduite à son terme.

V.2.9. Nitrates (NO₃⁻)

La figure V.9 représente la variation de la concentration hebdomadaire des nitrates mesurés pour des échantillons prélevés à l'entrée et à la sortie de la STEP.

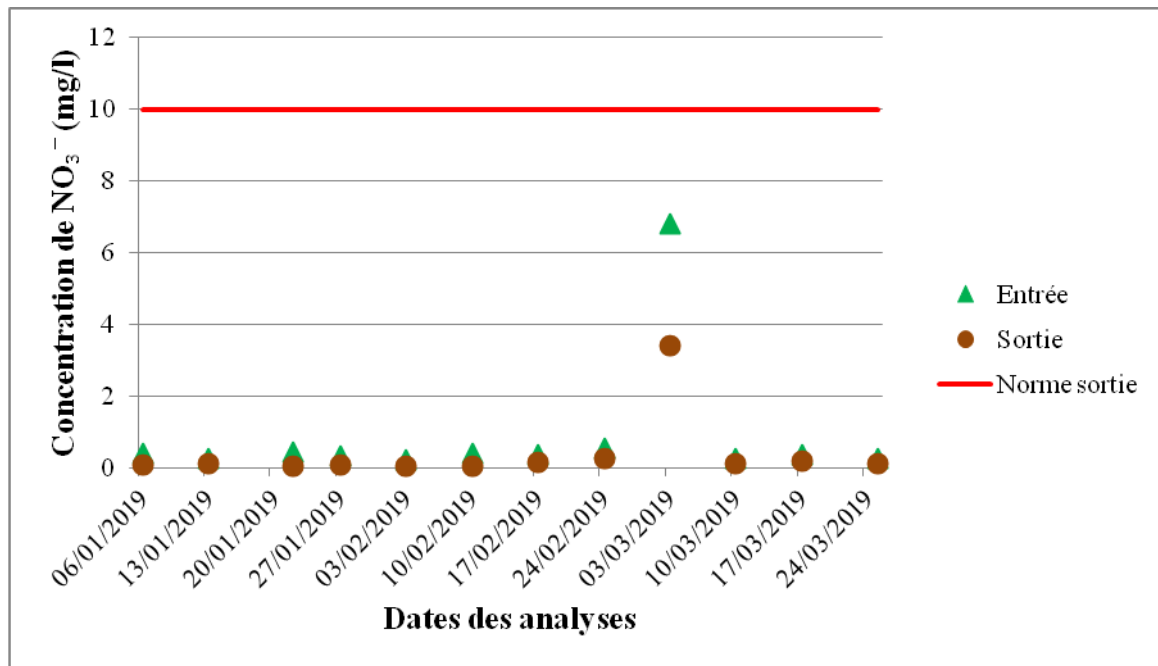


Figure V.9: Variation hebdomadaire de la concentration du N-NO₃⁻ dans l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia.

D'après les résultats obtenus dans la figure V.9, on remarque que les valeurs hebdomadaires des Nitrates varient dans un intervalle qui va d'un minimum de 0.24 mg/l à un maximum de 6.8 mg/l pour les eaux brutes (soit une moyenne de 0.89 mg/l) et qui dû à la pré-dénitrification qui se passe dans le bassin d'homogénéisation. Pour les eaux épurées, les valeurs sont comprises entre 0.044 mg/l et 3.4 mg/l (soit une moyenne de 0.39 mg/l). Cela implique que les concentrations des nitrates (NO₃⁻) dans l'eau épurée sont largement inférieures à la limite fixée par l'OMS (soit 10 mg/l) (Annexe B) tout ça veut dire qu'il avait une bonne dénitrification.

V.2.10. Rendement global d'abattement de l'azote minéral

L'azote minéral est la somme des trois éléments: azote ammoniacal (N-NH₄⁺), azote nitrique (N-NO₃⁻) et azote nitreux (N-NO₂⁻). Les rendements d'abattement de l'azote minéral calculés pour ce cas d'étude sont présentés sur la figure V.10.

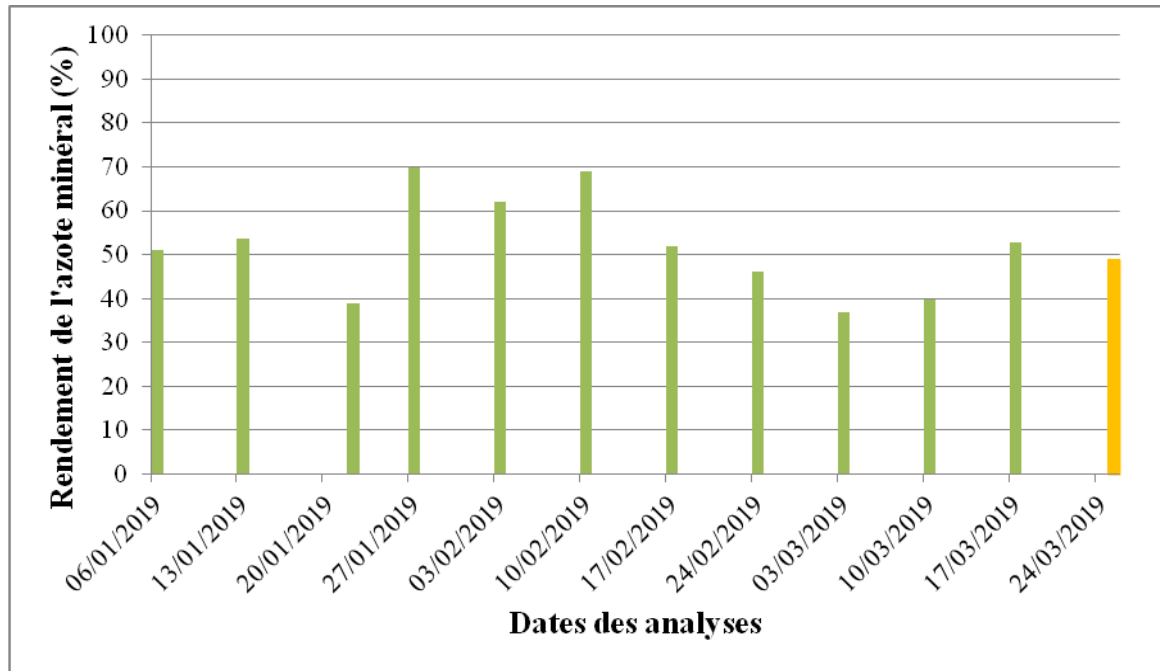


Figure V.10 : Rendement d'abattement de l'azote minéral.

Les rendements d'abattement de l'azote minéral durant cette période fluctuent entre 36.95 et 69.82 %. Le rendement moyen qui avoisine 51.71 % d'élimination se voit peu satisfaisant avec ce type de process (boues activées).

V.2.11. Orthophosphates (PO₄³⁻)

La figure V.11 suivante représente la variation d'orthophosphates (PO₄³⁻) de l'eau à l'entrée et à la sortie de la STEP.

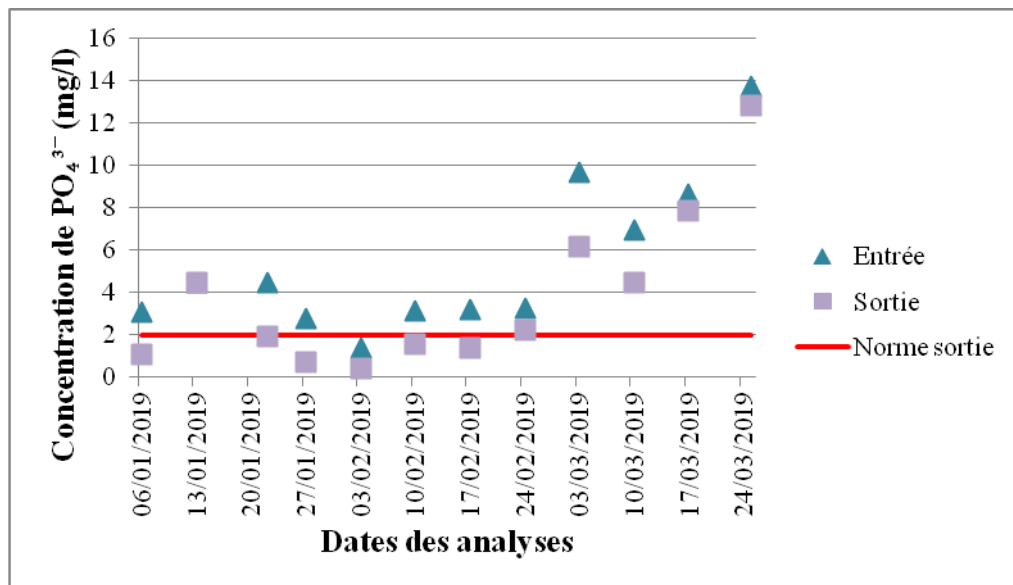


Figure V.11: Variation de la concentration du PO₄³⁻ dans l'eau utilisée à l'entrée et à la sortie de la STEP de Maghnia durant la période d'étude.

Selon le graphe de la figure V.11, on remarque que la concentration en PO_4^{3-} à l'entrée de la station révèle des valeurs comprises entre 1.4 mg/l et 13.75 mg/l. Ce taux de concentration est un indicateur de présence d'une importante pollution de phosphore en eau usée brute, alors qu'à la sortie, les valeurs oscillent entre 0.42 mg/l et 12.85 mg/l. Il y a des jours où la concentration était inférieure à la norme de rejet cela veut dire que le bassin d'homogénéisation (anaérobie) influe positivement sur la déphosphatation du phosphore. La concentration moyenne du (PO_4^{3-}) à la sortie de la STEP de 3.77 mg/l est légèrement supérieure à la norme de rejet qui est de 2 mg/l (Annexe B). D'après ces résultats, on peut constater que le système de traitement biologique du phosphore par boues activées n'est pas très efficace en ce qui concerne les effluents phosphatés, d'où la nécessité d'un traitement de déphosphatation par voie physico-chimique semble plus intéressant.

V.2.12. Rendement global d'abattement de l'orthophosphate

Les rendements d'abattement du phosphore (exprimé en PO_4^{3-}) pour ce cas d'étude sont présentés sur la figure V.12.

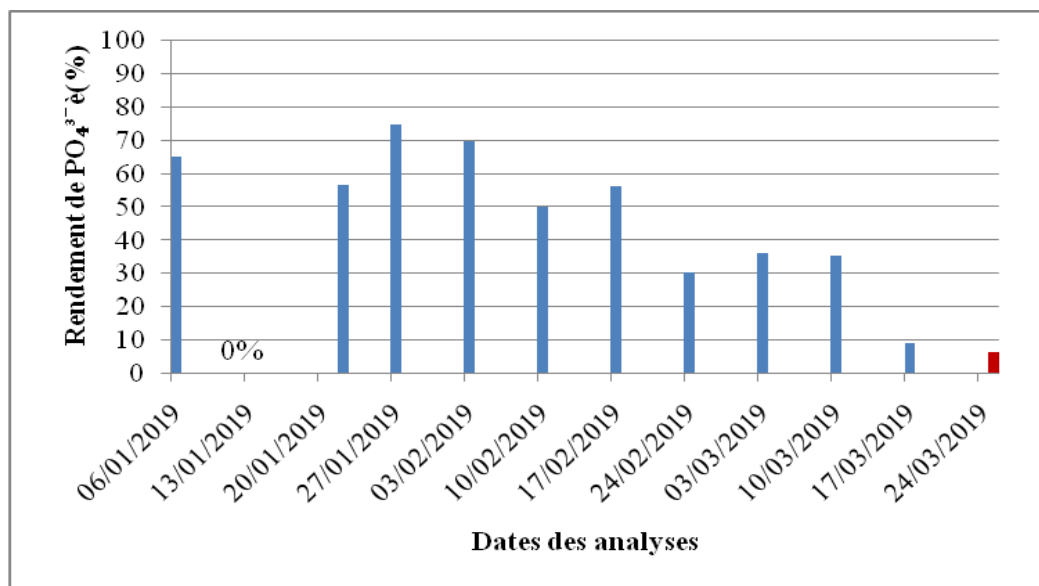


Figure V.12 : Rendement d'abattement du phosphore.

Les rendements d'abattement du phosphore (PO_4^{3-}) durant cette période fluctuent entre 0 et 74.82 %. Pour le rendement de 0 %, celui-ci est dû à une eau usée diluée par un débit fort. Le rendement moyen avoisine 40.89 %. Ce faible rendement peut être dû à la qualité de l'eau usée, la présence de nitrates dans le bassin d'anaérobiose, à l'influence de la température et du pH.

V.2.13. La charge massique (Cm)

C'est le rapport de la charge en DBO_5 reçue sur la quantité de boues présente dans le bassin d'aération. Elle caractérise l'équilibre biologique du traitement.

La charge massique est déterminée par la formule suivante:

$$C_m = \frac{\text{Nourriture}}{\text{Boues}} = \frac{[\text{DBO}^5] \cdot Q_j}{V_{ba} \cdot \text{MVS}}$$

Avec :

- C_m : charge massique (kg DBO₅ / kg MVS/j);
- V_{ba} : volume du bassin d'aération (m³) ;
- MVS: concentration en matière sèche (kg/m³) ;
- Q_j : débit journalier d'eaux usées à traiter (m³/j).

On distinguera ainsi 5 classes de boues activées (tableau V.1):

Tableau V.1 : les classes de boues activées.

	C_m (Kg DBO₅/kg MVS/j)
Très faible charge (Aération prolongée)	$C_m < 0.1$
Faible charge	$0.1 < C_m < 0.2$
Moyenne charge	$0.2 < C_m < 0.5$
Forte charge	$0.5 < C_m < 1$
Très forte charge	$C_m > 1$

La figure V.13 indique la variation de la charge massique dans le bassin d'aération.

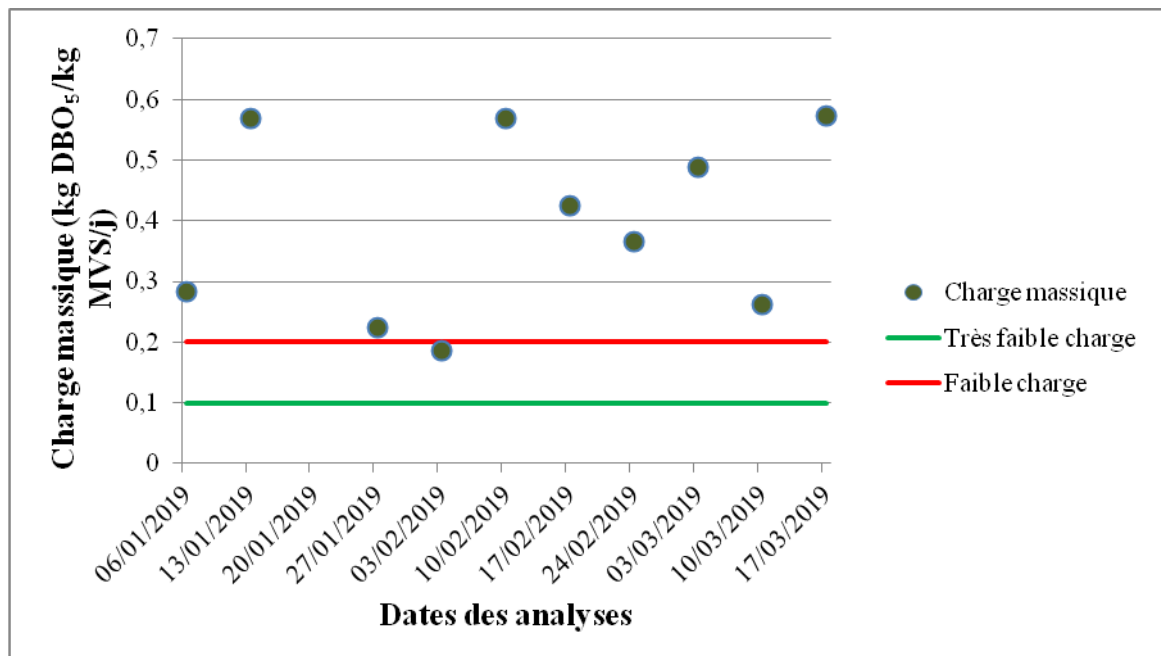


Figure V.13 : Variation de la charge massique (C_m) dans les bassins d'aération de la STEP de Maghnia.

Les résultats obtenus (figure V.13) font ressortir que la STEP de Maghnia ne fonctionne pas correctement en faible charge. D'après le graphe, les charges mesurées sont toutes supérieures à 0.2 kg DBO₅/kg MVS/j, elles sont au moyennes à fortes charges, cela veut dire qu'il y a un excès de matières organiques qui est néfaste pour le traitement biologique. Ainsi que l'augmentation de la charge massique cause des déficiences en oxygène dans le bassin et affecte la nitrification.

V.3. Conclusion

Au terme de cette étude, le travail effectué nous a permis de tirer les constats suivants :

- Les paramètres physiques pH, température et MES sont conformes aux normes des rejets;
- La DBO₅ et la DCO restent aux dessous de la norme fixée. Les rendements de l'abattement de la pollution de la DCO et la DBO₅ sont supérieures 92%, celui de l'élimination de la MES est de 91.48 %. Ces rendements sont acceptables en comparant par les normes de rejet.
- Les teneurs en N-NH₄⁺ dans l'eau épurée (sortie) sont comprises entre 11.93 et 88.68mg/l et sont supérieures à la norme de rejet (soit 5 mg/l). Le rendement moyen d'abattement de l'azote ammoniacal avoisine 36 %.
- Les valeurs des nitrites (N-NO₂⁻) dans l'eau épurée se situent entre 0.043 et 0.9 mg/l. Ces faibles concentrations pourraient être expliqué par le fait que l'ion Nitrite (NO₂⁻) est un composé intermédiaire, instable en présence de l'oxygène et dont la concentration est généralement très inférieure à celle des deux formes qui lui sont liées: nitrates et ammonium ;
- Les valeurs des nitrates obtenues au niveau des eaux épurées sont comprises dans la fourchette 0.044 mg/l-3.4 mg/l demeurent inférieures à la norme Algérienne admise pour le rejet. Le rendement global pour l'élimination de l'azote minéral est de 51.71 % en moyenne.
- Les teneurs en PO₄³⁻ dans l'eau épurée (sortie) sont comprises entre 0.42 mg/l et 12.85 mg/l et sont supérieures à la norme de rejet (soit 2 mg/l). Le rendement moyen d'abattement du phosphore est de 40.89 %.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion Générale

Les dernières années ont été marquées en Algérie par un effort important et croissant consacré à la lutte contre la pollution, surtout dans le domaine de la protection et de la valorisation des ressources en eau. Cet effort s'est matérialisé par un large développement d'installation des stations d'épuration des eaux usées et par un suivi plus efficace de leurs performances.

L'épuration des eaux usées par le procédé des boues activées repose sur l'activité d'une culture bactérienne aérobie, maintenue en suspension dans un ouvrage spécifique alimenté par l'effluent à traiter et appelé bassin d'aération. L'aération est un élément clé d'une station d'épuration à boue activée pour fournir l'oxygène aux microorganismes pour dégrader la pollution.

L'étude a porté sur l'abattement de l'azote et du phosphore dans une station d'épuration à boues activées, on a pris comme cas la STEP de la ville de Maghnia. Cette dernière est assurée par un réseau d'assainissement unitaire qui est caractérisé par des débits d'entrée irréguliers dans le temps : influence des crues pluviales, rejets d'abattoirs, rejets des stations de lavage, rejets inconnus.

Le suivi de l'élimination des paramètres de pollution au niveau de la STEP de Maghnia a permis d'évaluer les taux d'abattement de l'azote et du phosphore garantis par cette station et leur compatibilité avec le respect des normes de rejet. L'analyse des paramètres de pollution (pH, température, DBO₅, MES, DCO, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻) ont été selon les protocoles expérimentaux en vigueur.

Les résultats des analyses obtenus nous ont permis de trier les conclusions suivantes :

- Les valeurs du pH de l'eau épurée sont proches de la neutralité et ne présentent aucun risque sur le milieu récepteur ;
- Les valeurs de la température sont inférieures à la norme de rejet (< 30°C), ce qui favorise un milieu de développement des bactéries ;
- La concentration en MES dans l'eau épurée ne dépasse pas la norme habituelle de rejet des eaux usées (30 mg/L) et ceci confirme la bonne décantation de la boue;
- Les valeurs de la DBO₅ dans l'eau épurée sont inférieures à la norme de rejet (30 mg/l). Les rendements d'abattement de la DBO₅ varient dans l'ensemble de 90.34 % à 97.5 % ;

- Les valeurs de la DCO sont largement inférieures à la norme admise dans les rejets qui est de 120 mg/l ;
- À la sortie de la STEP, les valeurs de l'azote ammoniacal (NH_4^+) dans l'eau épurée sont dans l'ensemble proches de celles observées dans l'eau brute et supérieures à la norme de rejet 5mg/l, cela dû à la présence d'une importante pollution azotée en eau usée brute et à la mauvaise aération générant une faible oxygénation des eaux à épurer et cela va conjuguer une absence des bactéries nitrifiants (autotrophes) dans le bassin d'aération ;
- La présence de concentrations très faibles de nitrites dans l'eau épurée par rapport à celles de l'eau brute montre la très bonne réduction de nitrite en nitrate résultant de réactions de nitratisation ;
- Une forte diminution de la concentration en nitrate dans l'eau épurée a été observée et qui est due à des phénomènes de dénitrification c'est-à-dire une transformation de nitrate en azote moléculaire gazeux (N_2) sous l'action de bactéries dénitrifiantes ;
- La concentration moyenne du (PO_4^{3-}) à la sortie de la STEP de 3.77 mg/l. Elle est légèrement supérieure à la norme de rejet qui est de 2 mg/l. De ce fait, on peut dire que le traitement biologique par boues activées n'est pas très bien efficace aux effluents phosphatés, d'où la nécessité d'un traitement de déphosphatation par physico-chimie. Le rendement moyen de l'abattement du phosphore (PO_4^{3-}) avoisine 40.89 %. Ce faible rendement peut être dû à la qualité de l'eau usée à l'entrée, la présence de nitrates dans le bassin d'anaérobiose puisque la STEP est équipé de vis de recirculation du bassin d'aération vers les bassins d'homogénéisation ou à l'influence de la température et du pH.

La station d'épuration de la ville de Maghnia donne de bon rendement épuratoire, mais nous recommandons la prise de certaines dispositions au niveau de l'exploitation, pour maintenir un bon fonctionnement à la STEP tels que:

- ✓ La gestion de l'aération (calculer le temps nécessaire d'aération) ou installer un oxymètre au niveau du bassin d'aération pour contrôler le taux d' O_2 dissous ;
- ✓ L'installation d'un débitmètre à l'entrée de STEP pour bien maîtriser les débits entrant ;
- ✓ L'Arrêt de la recirculation de l'eau du bassin d'aération vers le bassin d'homogénéisation pour le rendre comme un bassin anaérobie ;

- ✓ Extraction de la boue du bassin d'aération, pour diminuer la charge massique ;
- ✓ L'installation d'un procédé de déphosphatation physico-chimique (précipitation simultanée).

BIBLIOGRAPHIE

Bibliographie

- [1] CEMAGRAF P.D. (1990). Elimination de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, doucement technique FNDAE n°10, Ed.Cemagref, France, 29 p.
- [2] DERONZIER G. et al. (2001). Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites collectivités, FNDAE n° 25, Ed.Cemagref, France, 79 p.
- [3] METAHRI M.S. (2012). Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes: Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou, Thèse de doctorat, université de Tizi-Ouzou, spécialité Agronomie, option Génie des procédés 148 p.
- [4] BAUMONT S, CAMARD J P, LEFRANC A, FRANCONI A. (2004). Réutilisation des eaux usées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS, 220 p.
- [5] REJSEK F. (2002). Analyse des eaux: Aspects réglementaires et techniques, Scéren (CRDP AQUITAINE), Coll. Biologie technique, Sciences et techniques de l'environnement, 360 p.
- [6] SALEM A, (1990). Rapport national de l'Algérie, stratégie de la gestion des eaux dans le bassin méditerranéen, bureau d'étude d'ingénierie et de services BEIS Alger, 147 p.
- [7] RICHARDE C. (1996). Les eaux ; les bactéries ; les hommes et les animaux ; Edition Elsevier Paris, 138 p.
- [8] HAMZA CHERIF M.S, RAMDANI (2016). Efficacité du traitement de l'azote dans les stations d'épuration à boues activées: Cas de la STEP de Ain El Houtz, mémoire de PFE pour Master, département Hydraulique, option Eau, Sol et Aménagement, université de Tlemcen, 59 p.
- [9] BOUGHERARA H. La biodégradation par culture mixte en réacteur batch, département de chimie, université Mentouri Constantine, 87p.
- [10] DERONZIER G, CHOUBERT J.M (2004). Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique, FNDAE n°29, Ed.Cemagref, France, 49 p.
- [11] BOUMEDIENE M.A. (2013). Bilan de suivi des performances de fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées : cas de la STEP Ain El Houtz, Mémoire de licence, département hydraulique, option technologies et traitement des eaux université de Tlemcen, 39 p.

- [12] Anonyme, Phosphore et Environnement, document technique de l'Institut technique du porc, 38 p, disponible sur le site : https://www.ifip.asso.fr/sites/default/files/pdf-documentations/phosphore_et_environnement.pdf
- [13] GAÏD A. (1984). Epuration biologique des eaux usées urbaines, tome2, office des publications universitaires (Alger), 234 p.
- [14] DEGREMONT (2005). Mémento technique de l'eau, dixième édition, tome1, 785 p.
- [15] Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, agence de l'eau, Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées. (1991). 41p.
- [16] ARABI M. (2011), Etude comparative entre les procédés de traitement des eaux usées au niveau de la région orientale, projet de fin d'études, université Med 1^{er}, Maroc, 36 p.
- [17] GENEVIEVE A. (2003). Enlèvement de l'azote des eaux usées par un procédé a culture fixée immergée, département de génie civil, faculté des sciences et de génie, université Laval Québec, 147 p.
- [18] DHAOUADI H. (2008). Traitement des Eaux Usées Urbaines « Les procédés biologiques d'épuration », Université Virtuelle de Tunis, 30 p.
- [19] Rapport d'exploitation. (2008), Marche de gestion et d'exploitation de la station d'épuration de la ville de Maghnia, office national de l'assainissement, agence régionale d'Oran, 28 p.
- [20] BENELMOUAZ A. (2015). Performances épuratoires d'une station d'épuration de Maghnia, mémoire de PFE pour Master, option Technologie de traitement des eaux, département d'Hydraulique, université de Tlemcen, 104 p.
- [21] BENSABER K, LEBBAD F. (2005). Etude des performances épuratoires d'une station d'épuration à boues activées (cas de la STEP de Maghnia), Mémoire de Projet de fin d'études, département hydraulique, université de Tlemcen, 55 p.
- [22] CHARANE H. (2008). Station d'épuration de la ville de Maghnia calcul de prétraitement, université des sciences et de technologie Mohamed Boudiaf d'Oran, département hydraulique, 42 p.
- [23] Ministère des ressources en eau Office National de l'Assainissement, direction de l'exploitation et de la maintenance, département gestion des stations d'épuration, Réhabilitation des stations d'épuration, fiche technique. (2012), 24 p.
- [24] GOUCHENE N, MOHAMMEDI S. (2018). Evaluation des eaux usées épurées de la STEP de Souk-El-Tenine en vue de leur réutilisation en agriculture, mémoire de Master, Faculté des Sciences Exactes, Département de Chimie, Spécialité : Chimie Analytique Université de Bejaïa, 46 p.

[25] DESJARDINS R. (2010). Le traitement des eaux, édition presses internationales Polytechnique, Paris.

[26] ECKENFELDER W. W. (1982). Gestion des eaux usées urbaines et industrielles, Traduit de l'Américain par L. Vandevenne, Technique et Documentation Lavoisier, Paris.

ANNEXES

ANNEXE A

VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS (Journal Officiel de la République Algérienne, 2006)

N°	Paramètres	Unité	Valeurs Limites	Tolérances aux valeurs limites anciennes installations
1	Température	°C	30	30
2	pH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCO	"	120	130
7	DBO5	"	35	40
8	Aluminium	"	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercure total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Etain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	3	5
24	Fer	"	3	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7

ANNEXE B

VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS SELON LES NORMES INTERNATIONALES

Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé pour les eaux usées :

Paramètres	Normes utilisées	Unité
pH	6.5-8.5	-
DBO ₅	<30	mg/l
DCO	<90	mg/l
MES	<20	mg/l
NH ₄ ⁺	<0.5	mg/l
NO ₂	1	mg/l
NO ₃	<1	mg/l
P ₂ O ₅	<2	mg/l
Température	<30	°C
Couleur	Incolore	-
Odeur	Inodore	-