

Republique Algerienne Democratique Et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Thèse
PRÉSENTÉE A
L'Université KASDI Merbah-Ouargla
Faculté de Mathématique et Sciences de la Matière
Département de Chimie

Pour obtenir le Diplôme

DOCTEUR EN SCIENCES
Spécialité Chimie

Option : Chimie Analytique et Contrôle de l'Environnement
Présentée par : Hammadi Belkacem

Lagunage Aéré en Zone Aride
Performances Epuratoires,
Paramètres Influent : Cas de la
Région de Ouargla

Soutenu publiquement le :10/12/2017

Devant le jury :

LOUNAS Ali	Professeur	Université Kasdi Merbah, Ouargla	Président
GHERRAF Noureddine	Professeur	Université Mohamed Larbi Ben M'hidi Oum El Bouaghi	Examineur
NILI Mohammed Seghir	MCA	Université d'El Oued	Examineur
HADJ SEYD Abdelkader	MCA	Université Kasdi Merbah Ouargla	Examineur
LABED Brahim	MCA	Ecole Normale Supérieure de Ouargla	Examineur
BEBBA Ahmed Abdelhafid	Professeur	Université Kasdi Merbah Ouargla	Encadreur

Année Universitaire 2017-2018

Republique Algerienne Democratique Et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Thèse

PRÉSENTÉE A

L'Université KASDI Merbah-Ouargla

Faculté de Mathématique et Sciences de la Matière

Département de Chimie

Pour obtenir le Diplôme

DOCTEUR EN SCIENCES

Spécialité Chimie

Option : Chimie Analytique et Contrôle de l'Environnement

Présentée par : Hammadi Belkacem

**Lagunage Aéré en Zone Aride
Performances Epuratoires,
Paramètres Influent : Cas de la
Région de Ouargla**

Soutenu publiquement le 10/12/2017

Devant le jury :

LOUNAS Ali
GHERRAF Noureddine
NILI Mohammed Seghir
HADJ SEYD Abdelkader
LABED Brahim
BEBBA Ahmed Abdelhafid

Professeur
Professeur
MCA
MCA
MCA
Professeur

Université Kasdi Merbah, Ouargla
Université Mohamed Larbi Ben M'hidi Oum El Bouaghi
Université d'El Oued
Université Kasdi Merbah Ouargla
Ecole Normale Supérieure de Ouargla
Université Kasdi Merbah Ouargla

Président
Examineur
Examineur
Examineur
Examineur
Encadreur

Année Universitaire 2017-2018

Dédicaces

**Je dédie cette thèse à mes parents, Ma belle mère Tili
Messouda, Mes sœurs et toute la famille Hammadi, Et tous mes amis.**



Remerciements

En premier lieu, nous remercions notre DIEU, notre créateur pour m'avoir donné la force pour accomplir ce travail.

Ces quelques expressions vont me permettre de remercier tous ceux qui m'ont beaucoup apporté au niveau scientifique mais aussi personnel,

Cette thèse a été réalisée à l'Université KASDI MERBEH d'OUARGLA, Faculté des Sciences de la matière et mathématiques. Elle s'inscrit dans une dynamique de recherches dans le domaine de la chimie environnementale et aborde particulièrement des thèmes issus du génie des procédés

J'exprime ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à mon Directeur de thèses Bebbâ Ahmed Abdelhafid, professeur à l'université Kasdi Merbah Ouargla, qui m'a accordé sa confiance, sa contribution hautement distinguée dans la réalisation de ce travail me restera à l'esprit. Son sens d'appréciation scientifique, sa rigueur pour le travail bien fait, ses suggestions pertinentes dans la recherche et surtout sa disponibilité, ont permis, à maintes reprises, de clarifier mes pensées. Je ne le remercierai jamais assez pour ses différentes orientations.

Je ne remercierai jamais assez ma femme pour son soutien et ses encouragements qui me tirent toujours plus haut et me poussent toujours plus loin. Sans oublier la vraie dynamo, qui m'a doté d'amour et le goût de vivre mes parents.

Je remercie également Mr : Zitouni Said le Directeur de la direction d'assainissement d'Ouargla, Je remercie Mr : Ghrbi Samail Sous directeur d'exploitation et de maintenance, Je remercie également Mr : Benrouba Mohemmed chef service d'exploitation pour son aide précieuse, je *Tous mes hommages vont aussi à Mr : Ben ras* Mounir chef service de maintenance, je remercie Mr : Chattoh Abdessalam le chef de la (STEP) qui a eu confiance en mon projet de thèse et m'a accepté sans hésitation dans son équipe auprès de laquelle j'ai beaucoup appris.

Tous mes hommages vont aussi à Mr Gharraf Noureddine professeur à l'université Larbi Ben Mhidi Oum Elbouaghi , vice recteur de la pédagogie pour avoir accepté d'être membre de mon jury de thèse *et de faire le déplacement pour honorer de leur présence et leur participation la soutenance de ce travail* à Mr Ouannes Ali professeur à l'université Kasdi Merbah Ouargla, doyen de faculté de Mathématique et les sciences de la Matière et j'adresse mes sincères remerciements à Mr NILI Mohamed seghir Maître de conférence A à l'université d'Eloued , J'adresse également mes vives remerciements à Mr Hadj seyed Abdelkader Maître de conférence A à l'université Kasdi Merbah Ouargla , pour son aide, à Monsieur Labeled Brahim Maître de conférence A à *L'ecole Normale Supérieure de Ouargla*. Pour sa disponibilité, et leur participation la soutenance de ce travail

Un grand merci à Mademoiselle Gounni Hayet Directrice de la communication et de la recherche à la Bibliothèque Nationale d'Algérie pour son aide précieuse, sa disponibilité et sa générosité.

Je dis merci à Monsieur l'Inspecteur de l'Education Soualah Abdellah pour son soutien et ses encouragements.

Je remercie Monsieur Ben sadik Mastour pour sa générosité et son aide.




Je dis merci à Monsieur Zihani Mahmoud pour son soutien et ses encouragements.

Je n'oublie pas de remercier Mademoiselle Nemouchi Houda pour sa générosité, disponibilité et son aide. . Je voudrais aussi remercier Monsieur Sighi Nacer pour avoir consacré de son temps pour l'amélioration de la qualité de ce travail.

Ordre	Sommaire	Page
	Résumé.....	a
	Liste des abréviations.....	d
	Liste des Tableaux	e
	Liste de Figures	f
	Liste de graphes.....	g
	Liste de photos.....	h
	Introduction générale.....	01
	PARTIE THIOREQUE	02
1-00	CHAPITRE -1 GENERALITES SUR LES EAUX USEES Et Leur Traitement	03
1-1	Introduction.....	04
1-2	Définition des eaux usées	04
1-3	Les principaux types des eaux usées	04
1-3-1	Les eaux usées industrielles	04
1-3-2	Les eaux usées domestiques	04
1-3-3	Les eaux usées pluviales	05
1-3-4	Eaux usées urbaines	05
1-3-5	Les eaux usées agricoles :	05
1-4	les pollutions des eaux	05
1-4-1	Pollution minérale	05
1-4-2	Pollution microbiologique	05
1-4-3	Pollution organique.....	06
1-5	Les caractéristiques des eaux usées.....	06
1-5-1	Les paramètres physico-chimiques.....	06
1-5-1-1	Les matières en suspension et les colloïdes	06
-	Les matières volatiles en suspension (MVS)	06
-	les matières minérales :(MMS)	06
1-5-1-2	La conductivité.....	07
1-5-1-3	le PH (potentiel d'hydrogène).....	07
1-5-1-4	La température	07
1-5-1-5	La turbidité	07
1-5-1-6	l'oxygène dissous.....	07
1-5-2	Les matières organiques	07
1-5-2+1	L a Demande chimique en oxygène (DCO)	08
1-5-2-2	la demande biochimique en oxygène (DBO5)	08
1-5-3	La biodégradabilité.....	08
1-5-4	L'Azote ammoniacal	09
1-5-4-1	Le Nitrites	09
1-5-4-2	Le Nitrates	09
1-5 -5	Les phosphates	09
1-6	paramètres indicateurs de la pollution microbiologiques	09
1-6-1	Les coliformes totaux et fécaux	09
1-6-2	Les streptocoques fécau.....	10
1-6-3	Les clostridium sulfito-réductrices.....	10
1-6-4	Les helminthes.....	10
1-7	Les systèmes d'évacuation des eaux usées	10
1-7-1	Le système unitaire	11
1-7-2	<i>Le système séparatif</i>	11
1-8	Les effets des eaux usées non traitée.....	12

1-9	Les normes Algériennes de rejet des effluents.....	12
1-10	Les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé.(OMS).....	12
1-11	Réglementation Algérienne de REUE.....	13
1-12	Traitement des eaux usées	15
1-12-1	Introduction	15
1-12-2	Les phases de traitements	15
1-12-2-1	Prétraitement	15
-	Dégrillage et tamisage.....	15
-	Dessablage.....	15
-	Déshuilage.....	15
1-12-3	Le traitement primaire	16
-	La décantation	16
1-12-4	Le traitement secondaire	16
1-12-4-1	Principe de la technique à boues activée.....	16
1-12-5	Traitement tertiaire	19
1-12-5-1	Le traitement physico-chimique	19
1-12-5-2	Le traitement biologique	19
1-12-5-3	Traitement bactériologique	19
1-12-5-4	Traitement bactériologique par rayonnement UV	20
1-12-5-5	Traitement par voie physico-chimique	20
1-13	Procédés d'épuration des eaux usées en Algérie.....	20
1-13-1	Introduction	20
1-13-2	Les unités de Traitement Intensif	20
1-13-2-1	les avantages et les inconvénients	21
1-13-3	Les unités de Traitement Extensif :.....	22
1-13-3-1	les avantages et les inconvénients	23
2-0-0	CHAPITRE 2 : TRAITEMENT DES EAUX USEES PAR LAGUNAGE AÉRÉ	24
2-1	Introduction et définition	25
2-2	Principe de Fonctionnement	26
2-2-1	Aération de surface:	26
2-2-2	insufflation d'air	26
2-3	Les étapes du traitement	27
2-3-1	Dans l'étage d'aération	27
2-3-2	Dans l'étage de décantation	28
2-3-3	Dans l'étage de finition	28
2-4	Différents types de lagunages aérés.....	29
2-4-1	Le lagunage aéré strictement aérobie	29
2-4-2	Le lagunage aéré aérobie/anaérobie facultatif	30
2-5	Les besoins en oxygène pour lagunage aèrent.....	31
2-5-1	Concentrations d'oxygène effectivement rencontrées par les bactéries	31
2-6	Rôle et emplacement du bassin aéré dans une station d'épuration.....	31
2-7	Les types des bassins d'aération	32
2-7-1	Bassin à flux piston	32
2-7-2	Bassin à mélange intégral	32
2-7-3	Bassin à boucle fermée	33
2-7-4:	Bassin à cascades	34
2-7-5	Bassin à alimentation étagée	35
2-8	les facteurs influençant le pouvoir épuratoire.....	35
2-8-1	les facteurs climatiques :	35
2-8-1-1	Les radiations solaires.....	35
2-8-1-2	Température	35

2-8-1 -3	Le vent	36
2-8-1-4	Evaporation	36
2-8-2	Les facteurs physiques	36
2-8-2 -1	Les bassins	36
2-8-2 -2	Le temps de séjour	36
2-8-3	Les facteurs chimiques	36
2-8-3-1	Le PH	36
2-8-3-2	La charge organique	37
2-9	Les avantages et les inconvénients	38
2-10	Les stations d'épurations en Algérie :	39
2-10-1	Production des eaux usées traitées de 2003, à 2011	39
2-10-2	Récupération des eaux usées épurée	40
2-10-3	le réseau d'assainissement	40
PARTIE EXPERIMENTALE		
CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES		
3-0-0		
3-1	Aperçu	44
3-2	Site d'étude et données de base	44
3-2-1	Emplacement de la station d'épuration	44
3-2-2	caractéristiques de la station d'épuration d'Ouargla	45
3-3	Objectifs.....	45
3-4	Echantillonnage	45
3-4-1	Fréquence et mode d'échantillonnage	46
3-5	les paramètres d'analyse et de suivi	47
3-6	Méthodes des prélèvements	47
3-7	Procédure d'analyse	48
3-7-1	détermination de la teneur de MES	48
3-7-2	détermination de la teneur de DCO	49
3-7-3	détermination de la teneur de DBO5	50
3-7-4	détermination de pH	51
3-7-5	détermination de la température T et la conductivité C_E	51
3-7-6	détermination de la teneur de l'oxygène dissous.....	52
3-7-7	détermination de la teneur de NO_2^- et NO_3^- , NH_4^+	52
3-7-7-1	détermination de la teneur de NO_2^-	52
3-7-7-2	détermination de la teneur de NO_3^-	54
3-7-7-3	détermination de la teneur de NH_4^+	55
3-7-8	détermination de la teneur de phosphore totale	55
3-7-9	La méthode d'analyses bactériologiques.....	56
3-7-9-1	Introduction	56
3-7-9-2	.Méthodes de prélèvement	56
3-7-9-3	Mode de prélèvement	56
3-7-9-4	Prélèvements des échantillons	57
CHAPITRE : 4 RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS		
4-0-0		
4-1	Introduction	59
4-2	qualité des eaux à l'entrée de la STEP	59
4-3	L'étude de l'évolution temporelle de concentrations moyennes des paramètres de la pollution et leurs abattements moyens durant les années de suivi.....	60
4-3- 1	Evolution temporelle de la Température.....	60
4- 3-2	Evolution temporelle de pH	61
4-3-3	Evolution temporelle de MES	62
4-3-4	Evolution temporelle de la pollution organique	64
4-3-4-1	Introduction	64

4-3-4-2	Evolution temporelle de la DCO	64
4-3-4 -3	Evolution temporelle de la DBO5	65
4-3-5	Evaluation de la biodégradabilité des eaux usées de la zone d'étude	67
4-3-6	Evolution temporelle de la pollution Azoté	69
4-3-6-1	Evolution temporelle de N-NH ₄ ⁺ mg /L	69
4-3-6-2	Evolution temporelle de N- NO ₃ ⁻ mg /L	72
4-3-6-3	Evolution temporelle de N- NO ₂ ⁻ mg /L	75
4-3-6-4	Mécanisme d'élimination de la pollution azoté	76
4- 3-6-5	Evolution temporelle de NTK mg /L	77
4-3-7	Evolution temporelle de phosphore total P _T mg /L	78
4-3-8	Evolution temporelle d'oxygène dissous O ₂ en mg /L	80
4-3-9	Evolution temporelle de la conductivité C _E en µS/cm.....	81
4-4	Le Suivi des éliminations bactériologiques	83
4-4-1	Aperçu	83
4-4-2	Evolution temporelle des performances épuratoires bactériologiques... ..	83
a	Evolution temporelle des coliformes fécaux	83
b	Evolution temporelle les coliformes totaux	85
c	Evolution temporelle des streptocoques fécaux(SF)	86
d	Evolution temporelle d' <i>Escherichia Coli</i> (E-Coli):.....	88
4-5	Influence de l' hauteur d'eau dans les bassins sur le traitement	90
4-5-1	Aperçu	90
4-5-2	Echantillonnage	91
4-5-3	méthode de prélèvement des échantillons	91
4-5-4	Les caractéristiques des eaux usées à l'entrée de 1 ^{er} étage	92
4-5-5	Les caractéristiques des eaux usées après le traitement	93
4-5-6	Evolution de DBO ₅ en fonction de la hauteur d'eau H(m)	93
4-5-7	Evolution de la DCO en fonction de la profondeur H(m)	95
4-5-8	Evolution de la MES en fonction de la profondeur H(m)	96
4-6	Influence du débit sur la performance de la pollution azoté et la pollution organique :.....	97
4-6-1	Influence du débit sur la performance de la pollution azoté	97
	Evolution de polluant de NH ₄ ⁺ mg /L en fonction de débit de fonctionnement de la STEP	98
	Evolution de polluant de NO ₃ ⁻ mg /L en fonction de débit de fonctionnement de la .STEP.	99
	Evolution de polluant de NO ₂ ⁻ mg /L en fonction de débit de fonctionnement de la STEP	100
4-6-2	Influence du débit sur la performance de la pollution organique	100
4-6-2-1	Evolution de la DCO (mg d'O2/L) en fonction de débit de fonctionnement	101
4-6-2-2	Evolution de la DBO ₅ (mg d'O2/L) en fonction de débit de fonctionnement	102
4-6-2-3	Evolution de l'oxygène dissous mg /L) en fonction de débit de fonctionnement.	103
	Conclusion	104
	Recommandations.....	105
	<i>Références bibliographiques</i>	106
	Les annexes.....	112

Résumé

La création des stations et des unités d'épuration des eaux usées autour des principales concentrations urbaines et rurales est devenue impérative comme des mesures de prévention et de réduction des risques de la pollution de l'environnement.

Les travaux de mémoires et thèses montrent de bons résultats d'épuration des eaux par les lagunages mais aucune station n'a encore réellement fonctionné à grande échelle, pour des différentes raisons ; entre autre l'absence d'informations sur le rendement épuratoire de ce type de stations.

L'expérience unique de traitement des eaux usées par lagunage aère est celle du Said Otba de la ville de (Ouargla) ou elle montre que le rendement épuratoire actuelle et acceptable et que les installations, le fonctionnement et la maintenance sont moins coûteux et plus bénéfique pour l'environnement.

les concentrations des paramètres de pollution pour les eaux traitées varient comme suit pour concentrations en DBO_5 des rejets de Ouargla ont varié entre 18,50 et 33,80 mg/L , pour la DCO ont varié entre 77,11 et 177,70 mg/L ; celles des MES ont varié entre 57,25 et 105,9 mg/L et les teneurs de l'ammonium NH_4^+ varié entre 18,17 et 30,30 mg/L et la concentration de nitrite NO_2^- varié entre 0,13 et 1,09 mg/L ; celle de nitrate NO_3^- varié entre 0,92 et 2,37 mg/L, et pour l'azote total NTK la concentration varié entre 50,37 et 53,90 mg/L. les concentrations en P_T des rejets de Ouargla ont varié entre 1,82 et 4,74 mg/L. l'intervalle de variation de l'oxygène dissous est de [4,25.....6,7]mg/L et celle de la température est de [14,13.....29,09] C° et de pH est de [7,75.....8, 27] unité de pH.

Les performances épuratoires du système du lagunage aéré du Said Otba (Ouargla) depuis sa mise en service en (2006) a ce jour sont globalement bonnes et se situent au-delà de 60% pour la plupart des paramètres considérés. En effet les taux moyennes de rabattement calculé soit de l'ordre de 61,51% (MES), 67,22%(DCO), 79,93%(DBO_5), avec des taux moyens de rabattements assez acceptables pour les autres paramètres. 51,61%(NO_2^-), 38,66% (NO_3^-) et 28,41 % (NH_4^+), 5,53% (NTK) et 22,91% pour le phosphore totale P_T durant les trois d'années (2013,2014 et 2015) du suivi. Et une réduction presque totale en coliformes totaux 99,54 % et coliformes fécaux 99,64 % durant l'année du suivi 2015.

Ces performances sont dans l'ensemble proches aux gammes des performances exigées par législation Algérienne.

Mots clés ; eaux usées ; traitement ; lagunage aère ; Ouargla; performance épuratoire.

ABSTRACT

The creation of purification units of sewage around major conurbations and rural areas has become imperative as the prevention and reduction of risks of environmental pollution. The systems of aerated lagoons treatment are present in the world, each with its specific technical and financial conditions. The work paper and theses show good results of water purification by aerated lagoons, but no station has really worked on a large scale yet, for various reasons, besides the absence of further information on the performance of purifying such stations.

The only experience of treatment of wastewater by aerated lagoons is that of the Side Okba of (Ouargla) where it shows that the purification output current is acceptable and the installations, functioning and maintenance are less expensive and more beneficial for the environment.

For a sustainable development of this technique for purification and recovery justified treated wastewater in agriculture in the Sahara, we will try through this memory that provide answers to certain questions relating to wastewater treatment home by this technique and which are posed to problematic. The concentrations of BOD₅ Ouargla discharges ranged between 18.50 and 33.80 mg / L; COD concentrations varied between 41.64 and 177.70 mg / L; those of TSS ranged between 57.25 and 98,90mg / L and ammonium levels of NH₄⁺ ranged between 18.17 and 30.30 mg / L and the concentration of nitrite NO₂⁻ varied between 0, 01 and 1.09 mg /L; that of nitrate NO₃⁻ varied between 0.94 and 2.37 mg / L, and for total nitrogen concentration varied the NTK between 50.55 and 53.90 mg / L. concentrations of P_T of Ouargla discharges ranged from 1, 82 and 4.74 mg / L. the range of variation of dissolved oxygen is [4.25 6,7] mg / L and the temperature variation range is [14,13 ...29, 09] C °. The pH is [7.75 . . 8, 27] pH unit.

The performances of purifying system aerated lagoons of the side otba of (Ouargla) since its commissioning (2006) up to date are generally good and are above 60 % for most parameters. Indeed the average rate of drawdown is calculated on the order of 61.51% (TSS), and 67, 22% % (COD), 79,93% (BOD₅) . With the average rate of drawdown quite acceptable for the other parameters 28,41 % (NH₄⁺) and 51,61% (NO₂⁻), 38,66%(NO₃⁻) and , 5,53% (NTK) , 22,91% for total phosphorus during the three years (2013,2014 and 2015) follow up .And a very significant reduction in total coli forms 99,54 % and fecal coli forms 99,64 % during the year 2015

These performances are generally close to the ranges of performance required by the Algerian legislation.

Keywords: wastewater; treatment; aerated lagoons, abatement; Ouargla; performances

الملخص

ان إنشاء محطات التصفية و تطهير المياه المستعملة حول التجمعات الريفية و شبه الريفية ضروري من اجل تخفيض الملوثات المائية لحماية البيئة والمحيط العمراني.

ان الدراسات العلمية من خلال مذكرات التخرج او أطروحات البحث العلمي أظهرت احسن النتائج الخاصة بمعالجة مياه الصرف الصحي بواسطة البحيرات رغم ذلك أن أغلب هذه المحطات لا تعمل بصفة كاملة على نطاق واسع لأسباب مختلفة نذكر منها: نقص المعلومات المتعلقة بهذه الطرائق التي تضمن نسب تطهير مرتفعة مع كيفية استعمال هذه المحطات بشكل انجع ان الدراسة التي اجريناها على محطة التطهير بورقلة بالبحيرة الهوائية بينت النتائج من حيث انخفاض تراكيز الملوثات المائية بالنسبة للمياه المعالجة وكذا من حيث نسب التطهير لخصها على النحو التالي:

بالنسبة للمطلب الكيميائي للأوكسجين DCO يتغير تركيزه بين قيمة دنيا مقدارها 41.64 mg /L و قيمة عليا تقدر ب 177.70 mg /L أما المطلب البيولوجي للأوكسجين DBO₅ فتغير تركيزه بين 18.50 mg /L و 33.80 mg /L و بالنسبة للمواد الصلبة العالقة MES فتغير تركيزها بين 57.25 mg /L و 98,90 mg /L اما بالنسبة للملوثات الأزوتية فكان تغير التراكيز على النحو التالي :

بالنسبة للامونيوم N-NH₄⁺ يتغير تركيزه بين قيمة دنيا مقدارها 18.7 mg /L و قيمة عليا تقدر ب 130.30 mg /L بالنسبة لنترت N-NO₂⁻ يتغير تركيزه بين قيمة دنيا مقدارها 1.01 mg /L و قيمة عليا تقدر ب 1.09 mg /L اما بالنسبة للنترات N-NO₃⁻ يتغير تركيزه بين قيمة دنيا مقدارها 0.94 mg /L و قيمة عليا تقدر ب 2.37 mg /L و تركيز الأزوت الكلي NTK يتغير تركيزه بين قيمة دنيا مقدارها 50.55 mg /L و قيمة عليا تقدر ب 53.90 mg /L اما تغير تركيز الفسفور P_T فكان ما بين قيمة دنيا مقدارها 1.82 mg /L و قيمة عليا تقدر ب 4.74 mg /L فيما يخص نسب التنقية كانت حسنة ومقبولة جدا بالنسبة للتلوث العضوي حيث فاقت 60 % فبالنسبة ل DCO كانت 67,22 % و بالنسبة ل DBO₅ كانت 79,93 % وكذا MES كانت 61.51 %

بالنسبة للعوامل الملوثة الأخرى كانت نسب التطهير مقبولة عموما حيث قدرت بالنسبة ل N-NH₄⁺ ب 28,41 % و ل N-NO₂⁻ ب 51,61 % و N-NO₃⁻ ب 38,66 % اما NTK 5,53 % , P_T 22,91 % بخصوص التلوث البكتريولوجي كانت نسب التطهير على النحو التالي : CF قدرت ب 99.64 % و CT كانت 99.54 %

نسب التطهير هذه قريبة جدا من القيم المقننة في القانون الجزائري

الكلمات المفتاحية : مياه الصرف , البحيرات الهوائية , ورقلة , التطهير , نسب التطهير

Liste des abréviations

Abréviation	Titre
pH	Potentiel d'hydrogène
MES	Les Matières En Suspension
DBO5	La demande biochimique en oxygène
DCO	La demande chimique en oxygène
STEP	Station d'épuration des eaux usée
N-NO ₂ ⁻	Nitrite
N-NO ₃ ⁻	Nitrate
PT ⁻	Phosphore Totale
N-NH ₄ ⁺	Azote ammoniacal
O _{diss}	L'oxygène dissous
C _E	Conductivité
OMS	l'Organisation Mondiale de la Santé
MRE/ DAPE	Ministère des ressources en eau direction de l'assainissement et de la protection de l'environnement.
L'ONA	L'Office nationale de l'assainissement
REUE	réutilisation d'eaux usées épurées
IANOR	l'institut Algérien de Normalisation
IFNOR	l'institut Français de Normalisation

Liste des tableaux

N°	Titre	page
1-1	classification des eaux usées suivant les valeurs de la DCO	8
1-2	la signification de la biodégradabilité	9
1-3	Différentes enzymes intervenant dans la dénitrification	18
1-4	les avantages et inconvénients (boues activées)	22
1-5	les avantages et inconvénients (lagunage Naturels)	23
2-1	Quelques valeurs de la température optimum de croissance des nitrifiants	36
2-2	des PRINCIPAUX DYSFONCTIONNEMENTS OBSERVENT	38
2-3	Les avantages et inconvénients (lagunages aère)	38
2-4	Evolution du nombre des STEP en exploitation par l'ONA durant la période 2003-2011	39
2-5	Evolution des volumes d'eau épurés par step en exploitation par l'ONA durant la période 2003-2011	40
2-6	Evolution des volumes d'eau relevée par les stations de relevage durant la période 2005-2011	40
2-7	Evolution du linéaire de réseau d'assainissement à l'échelle nationale durant la période 2003-2011	41
3-1	caractéristiques de la station d'épuration de Ouargla	45
3-2	Les Paramètres d'analysés	47
3-3	les volumes des d échantillon d'après les valeurs de la DCO.	50
4-1	caractéristique des eaux à l'entrée du STEP (eau usées brute)	59
4-2	Coefficients des eaux usées de la station de Ouargla	68
4-3	Paramètres biologiques des eaux épurées comparés aux normes de l'OMS (OMS, 1989) (USEPA, 2004). Norme Algérienne	90
4-4	les profondeurs des bassins	91
4-5	Les hauteurs des prélèvements des échantillons	91
4-6	la variation des concentrations des effluents avec la colonne de l'eau dans le bassin du 1 ^{er} étage	93
4-7	la variation des concentrations des effluents avec la colonne de l'eau à la sortie de bassin de finition du 3 ^{em} étage :	93
4-8	les variations de teneur en terme de NH_4^+ mg/l en fonction de débit durant la période d'étude	98
4-9	variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant NO_3^- mg/l avec les le débit de fonctionnement de la STEP	99
4-10	variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant NO_2^- mg/l avec les le débit de fonctionnement de la STEP	100
4-11	variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant DCO mg/l avec les le débit de fonctionnement de la STEP	101
4-12	variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant DBO_5 mg/l avec les le débit de fonctionnement de la STEP	102
4-13	variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant de O_2 en mg/l avec les le débit de fonctionnement de la STEP	103

Liste des figures
Titre

<i>N°</i>		<i>page</i>
1-1	Le système unitaire d'évacuation des eaux usées	11
1-2	Le système séparatif d'évacuation des eaux usées	11
1-3	principe du traitement secondaire par la boue activée	17
2-1	photographie de diffuseurs à fines bulles situés au fond d'un bassin de	27
2-2	circulation de l'eau dans le plan vertical (spiral flow)	27
2-3	emplacement des différents étages	29
2-4	Vue en coupe de station d'épuration par lagunage aère STEP de Ouargla	29
2-5	principe du flux piston d'après (Degrémont 1998)	32
2-6	Principe du mélange intégral et photographie d'un bassin	33
2-7	Schéma du fonctionnement du réacteur biologique séquentiel discontinu et photographie d'un réacteur traitant de l'eau usée domestique	33
2-8	les bassins a boucles fermées (Potier 2005)	34
2-9	Bassin à cascades, (d'après Degrémont 1989).	34
2-10	Bassin à alimentation étagée (d'après Degrémont 1989).	35
2-11	la carte de réseau d'assainissement de Ouargla	41
3-1	La carte géographier de Ouargla	44
3-2	Schéma de la STEP de Ouargla	45
4-1	Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote	76
4-2	les deux points de prélèvement	92

Liste des graphes

N°	Titre	page
4-1	Evolution temporelle de la Température T des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	60
4-2	Evolution temporelle de pH des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	61
4-3	Evolution temporelle de MES des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	62
4-4	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en MES durant les trois années de suivi.	63
4-5	Evolution temporelle de la DCO des eaux usées brutes et traitée	64
4-6	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en DCO durant les trois années de suivi.	65
4-7	Evolution temporelle de la DBO_5 des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	66
4-8	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en DBO_5 durant les trois années de suivi.	67
4-9	Evolution temporelle de $N-NH_4^+$ des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	69
4-10	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NH_4^+ durant les trois années de suivi.	70
4-11	Evolution temporelle de $N-NO_3^-$ des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	72
4-12	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NO_3^- durant les trois années de suivi.	73
4-13	Evolution temporelle de $N-NO_2^-$ des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	75
4-14	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NO_2^- durant les trois années de suivi.	76
4-15	: Evolution temporelle de NTK des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	77
4-16	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NTK durant les trois années de suivi.	78
4-17	Evolution temporelle de P_T des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	78
4-18	Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en P_t durant les trois années de suivi.	79
4-19	Evolution temporelle de O_2 en mg/l des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	80
4-20	Evolution temporelle de C_E en $\mu S/cm$ des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)	81
4-21	Evolution temporelle des coliformes fécaux des eaux usées brutes et traitée durant l'année de suivi (2015).	84
4-22	Evolution temporelle d'abattement des coliformes fécaux durant l'année de suivi (2015).	85
4-23	Evolution temporelle de coliformes totaux (CT) durant l'année 2015	85
4-24	Evolution temporelle d'abattement des coliformes totaux durant l'année de suivi (2015).	86
4-25	Evolution temporelle de streptocoques fécaux (SF) durant l'année	87

	2015	
4-26	Evolution temporelle d'abattement des streptocoques fécaux(SF) durant l'année de suivi (2015).	88
4-27	Evolution temporelle d'Escherichia Coli (E-Coli) durant l'année 2015	88
4-28	Evolution temporelle d'abattement d'Escherichia Coli (E-Coli) durant l'année de suivi (2015).	89
4-29	Evolution de la DBO5 en fonction de H(m)	93
4-30	Evolution le taux d'abattement de la DBO5 en fonction de H(m)	94
4-31	Evolution de la DCO en fonction de H(m)	95
4-32	Evolution le taux d'abattement de la DCO en fonction de H(m)	96
4-33	Evolution de la MES en fonction de H(m)	96
4-34	Evolution le taux d'abattement de MES en fonction de H(m)	97

Liste des photos

N°	Titre	page
1-1	Station d'épuration boues activées STEP de TIZI OUZOU	21
1-2	Station d'épuration de Ghardaïa lagunage Naturel	23
2-1	Aération de surface	26
2-2	Lagune d'aération. STEP de Ouargla	28
2-3	3 STEPS de lagunage déferant	39
2-4	Station de pompage unité de traitement a EL Oued	40
3-1	Eau usée brute	46
3-2	Eau usée traitée)	46

Introduction générale

La problématique de l'assainissement des eaux usées en Algérie est un sujet qui demeure entier, malgré les nombreuses initiatives entreprises jusqu'à ce jour. La plupart des villes algériennes se construisent sans un plan rigoureux d'assainissement, ce qui rend désormais complexe la recherche de solution. Les systèmes de collecte et de traitement d'eaux usées sont très peu développés.

La pollution risque de ce fait de constituer une des causes essentielles de la pénurie d'eau dans un pays semi-aride comme le nôtre si une politique plus consistante en matière de protection de la ressource hydrique n'est pas engagée. Cette politique de protection de l'environnement repose essentiellement sur le renforcement de l'assainissement qui s'impose comme un impératif incontournable pour contenir les risques de pollution par le biais de la protection des milieux.

En conclusion, il est important de signaler que des efforts considérables ont été consentis par les pouvoirs publics, notamment en matière de réalisation d'infrastructures d'assainissement, de gestion ainsi qu'en matière de réglementation. En effet, depuis 2005, environ 10 000 km de linéaire de réseau d'assainissement et plus d'une centaine de stations d'épuration ont été réalisées. Ce qui représente en moyenne, la réalisation de plus de 1000 km de réseaux et 10 stations d'épuration par an.

Aujourd'hui la réutilisation des eaux usées épurées notamment à des fins agricoles est devenue l'un des axes principaux de la stratégie du secteur des ressources en eau en Algérie. Parmi les 138 stations d'épurations des eaux usées réalisées en Algérie la station d'épuration des eaux usées par lagunage aéré de la ville de Ouargla. Cette STEP comporte un système de lagunage aéré suivi de trois étages de traitement d'un volume total de 3783254 m³ sur surface totale de 80 h.

Ce système est utilisé en Algérie à Ouargla depuis 2006... Dans quels cas constitue-t-il une bonne solution pour l'épuration des eaux usées ? L'épuration par lagunage aéré est-elle performante ?- Quelles sont les conditions optimales pour ce type de traitement ? Pour répondre à toutes ces questions on a procédé à l'élaboration de cette recherche qui entre dans le cadre d'une thèse de doctorat visant l'étude de cette technique de traitement des eaux usées de la ville de Ouargla.

Cette thèse est composée de deux parties : La première concerne le côté théorique, qui comprend les deux premiers chapitres Le chapitre 1 décrit les généralités sur les eaux usées et leur traitement, chapitre 2 : traitement des eaux usées par lagunage aéré,. Et la deuxième partie concerne le côté pratique (expérimental) qui comprend le troisième chapitre et quatrième chapitre dans le chapitre 3, on donne les différentes méthodes et le matériel utilisé pour la réalisation des différentes expériences et enfin le quatrième chapitre représente les résultats obtenus ainsi que leurs interprétations, on termine notre thèse par une conclusion et des recommandations.

PARTIE THIOREQUE
CHAPITRE -1
CHAPITRE -2

CHAPITRE -1
GENERALITES SUR LES EAUX USEES
Et Leur Traitement

1-1 : Introduction

L'eau est une richesse nécessaire à toutes les activités socio-économiques. Certaines activités sont plus exigeantes en eau et d'autres plus prioritaires, mais le plus souvent l'eau utilisée est dégradée et polluée. Les rejets liquides domestiques et industriels peuvent nuire l'environnement et la santé publique. Cependant si l'eau est préalablement traitée, elle trouve d'autres utilisations surtout dans le domaine agricole [1].

Au cours de ce chapitre, on va définir les eaux usées en présentant leurs caractéristiques physicochimiques et biologiques, présenter les différents procédés de traitements des eaux usées.

I-2-Définition des eaux usées : Les eaux usées correspondent aux eaux ayant été utilisées par l'homme [2]. Elles sont généralement chargées de débris divers, de matières minérales dissoutes et de produits organiques en suspension et bactériologiques [3], sont toutes les eaux parvenant dans les canalisations d'eau usées, dans les propriétés naturelles sont transformées. [4], elles sont dangereuses, d'autres sont pathogènes, elles peuvent être l'origine de graves problèmes de santé publique.

I-3- Les principaux types des eaux usées : Les eaux usées sont de diverses origines on distingue :

1.3.1. Les eaux usées industrielles : Toutes les unités industrielles utilisent les eaux dans leurs processus de production, par conséquent elles ont des rejets assez considérables. Représentées par les rejets des exploitations industrielles et semi-industrielles (station de lavage et graissage, station d'essences, etc.) qui sont caractérisés par une grande diversité de la composition chimique, présentant ainsi un risque potentiel de pollution

1.3.2. Les eaux usées domestiques : Ce sont les eaux utilisées par l'homme pour des besoins domestiques. Elles constituent l'essentiel de la pollution et se composent :

- * Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques, (glucides, lipides, protéides), et des produits détergents.
- * Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents ;
- * Des eaux de salle de bains chargées en produits pour l'hygiène corporelle. Généralement de matières grasses hydrocarbonées,
- * Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (WC), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphores et en microorganismes [5].

1.3.3. Les eaux pluviales : Ce sont les eaux de ruissellement qui se forment après une précipitation .elles peuvent être particulièrement polluées, surtout en début de la pluie, par deux mécanismes :

- Le lessivage de sols et des surfaces imperméabilisées
- La remise en suspension des dépôts des collecteurs.

Elles sont de même nature que les eaux usées domestiques, avec de métaux lourds et des toxiques (Plomb, Zinc, Hydrocarbures) provenant essentiellement de la circulation automobile [5].

I-3-4- Eaux usées urbaines : Les eaux usées urbaines sont d'abord formées par un mélange d'eau usées domestiques et d'eaux usées industrielles. Il s'y ajoute une troisième composante formée par les eaux de pluie et les effluents des installations collectives (hôpitaux, commerces, casernes, etc.) [6].

1.3.5. Les eaux usées agricoles : Le secteur agricole reste le plus grand consommateur des ressources en eau (Salem, 1990).Les pollutions dues aux activités agricoles sont de plusieurs natures :

* Apport des eaux de surface de nitrate et de phosphate utilisés comme engrais.

Apport de pesticides chlorés ou phosphores, de désherbants, d'insecticides

* Apport de sulfate, de cuivre et de composés arsenicaux destinés à la protection de vignes en région viticole. [7].

1.4 : pollution des eaux usées : La pollution des eaux résulte essentiellement des activités anthropiques. En effet, l'accroissement de la population mondiale a provoqué une augmentation de l'utilisation des eaux pour évacuer les déchets humains qui sont à l'origine de la pollution organique et biologique. De même, l'intensification de l'agriculture avec des produits chimiques (engrais, pesticides) est l'une des origines de l'introduction de polluants chimiques (métaux lourds, micropolluants), très dangereux pour l'environnement. On distingue globalement trois groupes de polluants des eaux :

I-4-1- Pollution minérale : Sont des polluants inorganiques qui sont généralement les plus toxiques. Les métaux lourds (Cd, Pb, Zn, Cr, Cu) provenant des activités industrielles, ainsi que des pratiques agricoles appartiennent à la pollution minérale.

I-4-2- Pollution microbiologique : C'est une pollution d'origine humaine ou animale Ce sont essentiellement les bactéries pathogènes, certains virus et protozoaires qui peuvent infecter l'homme et lui causer des maladies, telles que la salmonellose, la shigellose, la poliomyélite.

Généralement ces agents proviennent des excréta des porteurs sains ou des malades [8].

I-4-3- Pollution organique : Certains rejets contiennent des matières organiques, Ces polluants sont biodégradables ils peuvent être transformés en eau et en CO₂ par des micro-organismes (bactéries, algues) Mais cette biodégradation consomme de l'oxygène, qui ne sera donc plus disponible pour la Faune aquatique (poissons, crustacés...). C'est pourquoi l'on mesure souvent la pollution Organique par la " demande biologique en oxygène" (DBO), autrement dit la quantité d'oxygène qui sera consommée par des micro-organismes pour sa biodégradation. On mesure également la demande chimique en oxygène" (DCO), c'est à dire la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder tout ce qui peut l'être par voie chimique.

1-5 : caractérisation des eaux usées: Les eaux usées sont caractérisées à travers des paramètres indicateurs de pollution. On peut les représenter comme suit :

1.5.1 : Les paramètres physico-chimiques : Ils résultent de l'introduction dans un milieu des substances conduisant à son altération, se traduisant généralement par des modifications des caractéristiques physico-chimique du milieu récepteur. La mesure de ces paramètres se fait au niveau des rejets, à l'entrée et à la sortie des stations d'épuration des eaux usées et dans les milieux naturels.

1-5-1-1- Les matières en suspension et les colloïdes : Elles sont caractérisées par leurs natures des compositions, elles sont toutes matières minérale ou organique représentées par les éléments suivants :

La silice, le tartre provenant des canalisations, la poussière et les matières organiques non dissoutes.

Les matières en suspension présente dans l'eau usées ou dans la naturelle peuvent être estimées grâce à des quantités de matières en suspension totales (MES).Elles représentent, la fraction constituée par l'ensemble des particules, Organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution. Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industrielle. Les MES s'expriment par la relation suivante :

$$\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS} \quad \text{Eq (1-1)}$$

- Les matières volatiles en suspension (MVS) : Elles représentent la fraction organique des MES et sont obtenues par calcination de ces MES à 525°C pendant 2 heures. La différence de poids entre les MES à 105°C et les MES à 525°C donne la perte au feu et correspond à la teneur en MVS en mg/l d'une eau.

- les matières minérales (MMS) : Elles représentent le résultat d'une évaporation total de l'eau c'est-à-dire son (extrait sec) constituée à la fois par les matières en suspension et les matières solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc.

1.5.1.2. La conductivité : Elle est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la salinité de l'eau. La conductivité s'exprime généralement en micro Siemens par centimètre, et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime généralement en Ohm par centimètre. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau, sa mesure est utile car au-delà de la valeur limitée de la salinité correspondant à une conductivité de 2500 $\mu\text{Sm/cm}$, la prolifération de micro-organismes peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire.

1.5.1.3 le pH (potentiel d'hydrogène) : C'est une mesure qui donne des indications sur l'acidité ou la basicité des eaux, elle est mesurée grâce à un pH-mètre, les mesures se font in situ. Les micro-organismes sont très sensibles à la variation du pH, et un développement correct de la faune et de la flore aquatique n'est possible que si sa valeur est comprise entre 6 et 9. L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les autres éléments comme les ions des métaux dont il peut diminuer ou augmenter leur mobilité en solution bio disponible et donc leur toxicité. Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien. La nitrification optimale ne se fait qu'à des valeurs de pH comprises entre 7,5 et 9.

1-5-1-4-La Température : La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Elle joue un rôle important dans la nitrification biologique. La nitrification est optimale pour les températures variant de 28 à 32°C par contre, elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15 °C et elle s'arrête pour des températures inférieures à 5°C [9-10]

1.5.1.5 : La Turbidité : La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension présentes (MES) dans l'eau.

1.5.1.6 : l'oxygène dissous : C'est la quantité d'oxygène dissous dans une eau usée. Ce paramètre est très important il se détermine in situ avec un oxymètre. L'oxygène dissous donne une mesure indirecte du degré de pollution d'une eau.

1-5-2 : Paramètres indicateurs de pollution organiques : Les matières organiques susceptibles d'être rencontrées dans les eaux sont constituées par des produits de décomposition d'origine animale ou végétale, élaborés sous l'influence des microorganismes. L'inconvénient des matières organiques est de favoriser l'apparition de mauvais goûts qui pourront être exacerbés par la chloration.

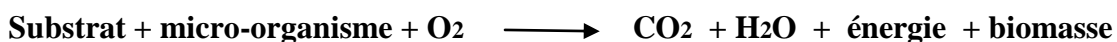
Une eau riche en matière organique doit toujours être suspectée de contamination bactériologique ou chimique. Leur teneur est appréciée, par les paramètres :

1-5-2-1- Demande chimique en oxygène (DCO) : La DCO correspond à la teneur de l'ensemble des matières organiques biodégradables, ou non dans les eaux. Elle s'exprime par la quantité d'oxygène fournie par le bichromate de potassium à 150°C, nécessaire à l'oxydation des substances organiques. La valeur du rapport DCO/DBO indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, il permet aussi de définir son origine. [11]. Généralement la valeur de la DCO est reportée dans le tableau (I-1)

Tableau (I-1) classification des eaux usées suivant les valeurs de la DCO

	Valeur	L'origine de l'effluent
DCO	1.5 à 2 fois DBO	Pour les eaux usées urbaines
DCO	1 à 10 fois DBO	Pour tout l'ensemble des eaux résiduaires
DCO	> 2.5 fois DBO	Pour toutes les eaux usées industrielles

1-5-2-2-Demande biochimique en oxygène (DBO5) : De la dégradation des matières organiques polluantes, sous l'action de microorganismes observé dans les phénomènes d'auto épuration des eaux superficielles, il en résulte une consommation d'oxygène qui s'exprime par la demande biochimique en oxygène ou DBO, il a été conventionnellement retenu d'exprimer la DBO en milligrammes d'oxygène consommé pendant 5 jours à 20°C, qui assure l'oxydation biologique d'une fraction de matière organique carbonée. Ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques, grâce au phénomène d'oxydation par voie aérobie. Pour la mesurer on prend comme référence la quantité d'oxygène consommée au bout de 5 jours ; c'est la DBO5. Elle se résume à la réaction chimique suivante :



La matière organique (MO) est donnée par l'équation empirique en fonction de la DBO5 et la DCO telle que :

$$\text{MO} = (2 \text{ DBO}_5 + \text{ DCO}) / 3 \quad \text{Eq (I-2)}$$

1-5-3- La biodégradabilité : La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé, par les micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux. Cette biodégradabilité est symbolisée par la lettre K nommée le coefficient de biodégradabilité tel que :

$$\text{K} = \text{DCO} / \text{DBO}_5$$

Eq (1-3)

Les valeurs de K permettent de déterminer la signification de la *biodégradabilité*. Généralement la valeur de K est reportée dans le tableau (I-2)

Tableau (I-2) la signification de la biodégradabilité

K	Signification de la <i>biodégradabilité</i>
$K < 1.5$	Les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradables.
$1.5 < K < 2.5$	Les matières oxydables sont moyennement biodégradables.
$2.5 < K < 3$	Les matières oxydables sont peu biodégradables.
$K > 3$	Les matières oxydables sont non biodégradables.

1-5-4- L'Azote ammoniacal : Cette forme d'azote est assez souvent rencontrée dans les eaux et traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique.

Certaines eaux profondes peuvent être riches en azote ammoniacal sans être pour cela nécessairement des eaux polluées. Dans ce cas, l'ammonium (NH_4^+) peut provenir d'une dénitrification biochimique due aux micro-organismes réducteurs. En général l'ammoniaque se transforme assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation, la mise en évidence, dans l'eau, de teneurs importantes en azote ammoniacal implique généralement une contamination récente par les matières organiques en décomposition. A ce stade une contamination est à craindre.

1-5-4-1-Nitrites : Les nitrites peuvent être rencontrés dans l'eau, mais à des doses faibles. Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiant.

1-5-4-2-Nitrates : Toutes les formes d'azote (azote organique, ammoniacque, nitrites etc.) sont susceptibles à l'origine des nitrates par un processus d'oxydation biologique. Celles-ci sont souvent liées au développement des élevages, à une fertilisation excessive des zones agricoles par des engrais, les fientes et fumiers divers et les boues de stations d'épurations.

1-5-5-Les phosphates : Les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol.

Le phosphore joue un rôle important dans le développement des algues ; il est susceptible de favoriser leur multiplication dans les bassins des stations d'épurations, les grosses canalisations et les eaux des lacs, ou il contribue à l'eutrophisation.

1-6 : paramètres indicateurs de la pollution microbiologiques. : Cette classe des paramètres microbiologiques comprend des genres et espèces dont la présence dans les eaux ne constitue pas en elle même un risque sur la santé des populations, mais indique l'importance de la pollution biologique des eaux.

1.6.1.Les coliformes totaux et fécaux : Sous le terme de «coliformes» est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes appartenant en fait à la famille des Enterobacteriaceae.

La définition suivante a été adoptée par l'Organisation internationale de standardisation (ISO). Le terme «coliforme" correspond à des organismes en Bâtonnets, non sporogènes, Gram négatifs, oxydase négatifs, facultativement anaérobies, capables de croître en présence de sels biliaries ou d'autres agents de surface, possédant des activités inhibitrices de croissance similaires, et capables de fermenter le lactose (et le mannitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 heures, à des températures de 35 à 37 °C.

Les coliformes sont intéressants car un très grand nombre d'entre eux vivent en abondance dans les matières fécales des animaux à sang chaud et de ce fait, constituent des indicateurs fécaux de la première importance.

Les coliformes fécaux sont appelés aussi les coliformes thermo-tolérants, ce sont des coliformes qui fermentent le lactose à 44°C.

Le germe *Escherichia colites* le type de coliformes fécaux d'habitat fécal exclusif, sa recherche est donc extrêmement importante. . [10].

I.6.2.Les streptocoques fécaux : Les streptocoques fécaux sont des bactéries à Gram-, sphériques à ovoïde formant des chainettes, non sporulées, se cultivant en anaérobiose à 44°C et à pH 9,6. La recherche de streptocoques fécaux ne doit être considérée que comme un complément à celle des coliformes thermo-tolérants pour être le signe d'une contamination fécale. . [12].

I.6.3.Les clostridium sulfito-réductrices : Ne sont pas seulement d'origine fécale, mais sont des germes ubiquiste, dont la présence dans l'eau est souvent révélatrice d'infiltration telluriques ou de matières organiques en putréfaction. [13] Se rencontrent normalement dans les matières fécales humaines et animales ; leur spores peuvent survivre dans l'eau et l'environnement pendant plusieurs mois. [14]

I.6.4.Les helminthes : Les helminthes sont des parasites intestinaux, fréquemment rencontrés dans les eaux résiduaires. Dans les eaux usées urbaines, le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 10 et 10³ germes/l. Le dénombrement des helminthes dans les eaux usées traitées est d'une importance capitale, en particulier lorsque on souhaite réutiliser ces eaux dans les usages agricoles.

1-7-Les systèmes d'évacuation des eaux usées : Le transit des eaux usées vers les stations d'épuration (STEP) ou directement vers les milieux récepteurs se fait par un système de collectes et d'évacuation des eaux usées. Il existe différentes sortes de système. Les plus communs sont entre autre [15]

1-7-1- Le système unitaire : Ce réseau collecte l'ensemble des eaux noires, claires et grises d'une ville ou d'une région. Le système unitaire est l'héritage «Tout-à-l'égout »né vers les années 1830 à la suite des épidémies et du mouvement hygiéniste, dont la doctrine était »qu'on lave tout et qu'on évacue le tout à l'égout ». la notion de « Tout-à-l'égout » est de plus en plus proscrite surtout dans certains pays développés pour éviter d'éventuels débordement dans les STEP suite à des pluies torrentielles.

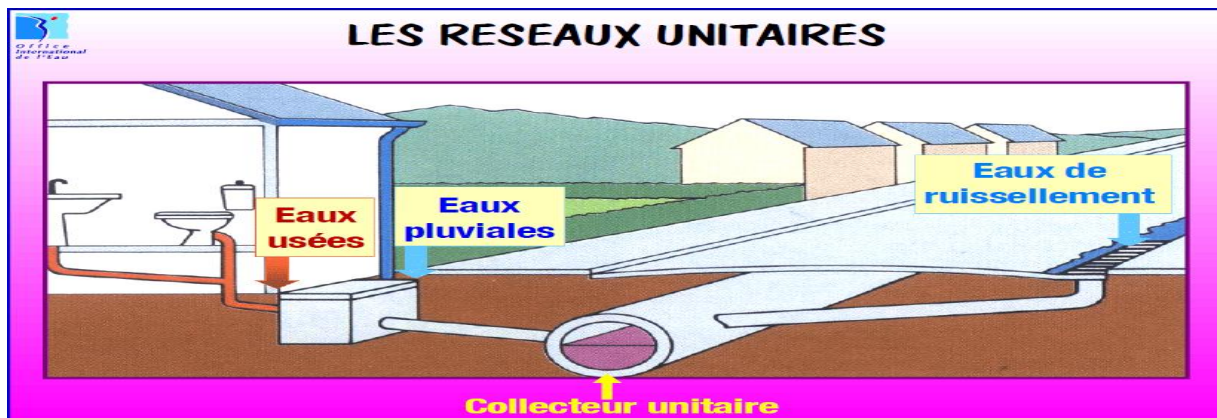


Figure N°1-1: Le système unitaire d'évacuation des eaux usées

1-7-2- Le système séparatif : Ce système consiste à spécialiser chaque réseau selon la nature des effluents. Le réseau d'évacuation des eaux usées domestiques et parfois industrielles (selon leurs caractéristiques) est séparé du réseau d'évacuation des eaux de pluie qui sont rejetées le plus souvent, directement dans le milieu récepteur (mer, fleuve ou lac). Ce système a l'avantage de permettre l'assurance d'un régime dans les STEP. En effet les quantités énormes d'eaux déversées lors des violents orages sont déviées et ne vont plus perturber le bon fonctionnement des stations d'épuration qui sont dimensionnées pour le traitement de quantités d'eaux précises. De même, il offre la possibilité de réalimenter les nappes souterraines.

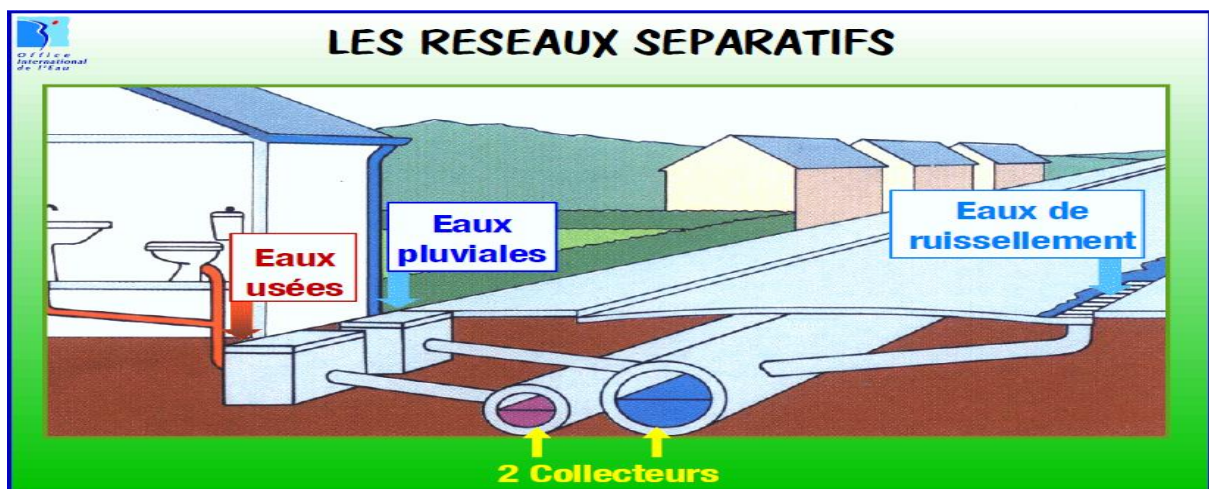


Figure N°1-2 : Le système séparatif d'évacuation des eaux usées

1-8-Les effets des eaux usées non traitées : Les eaux usées non- traitées sont porteuses de nombreuses bactéries dont certaines potentiellement causes de maladies graves; elles sont aussi un facteur important de pollution des nappes souterraines, rivières et tout autre surface d'eau telle que la mer par exemple. Lorsque déversées dans l'environnement naturel en quantité importante et sans traitement préalable, les eaux usées menacent l'équilibre des éléments composant un écosystème jusqu'à causer une réaction en chaîne, mettant ainsi en danger la vie végétale et animale. De par ces risques, les eaux usées sont souvent considérées dangereuses ou toxiques, alors qu'en comprenant bien la composition de celles-ci, et en connaissant les processus naturels permettant de l'assimiler / épurer, cette même eau peut représenter une ressource de grande valeur par la création de zones vertes additionnelles!

1-9 : Les normes Algériennes de rejet des effluents :

Les eaux usées collectées dans les réseaux urbaines ou les eaux usées directement mises par l'industrie, ne doivent être rejetées dans un milieu récepteur naturel (rivière, lac, littoral marine, ou terrain de d'épandage) que lorsqu'elles correspondent à des normes fixées par voie réglementaire. Le décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993, du journal de la République Algérienne réglementant les rejets des effluents liquides dans son chapitre I, article 2, fixe, en son annexe I, les valeurs limites de ce rejet. Ces mêmes valeurs viennent d'être renforcées par un nouveau texte réglementaire, le décret exécutif n°06-140 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006, section I, article 3. Les valeurs limitées maximales de rejet d'effluents fixées par ces deux décrets sont regroupées dans le tableau (A-1). Avant qu'elles soient rejetées dans le milieu naturel et le dégradent, les eaux usées doivent impérativement obier à des normes établies pour protéger les milieux récepteurs contre tout type de pollution. Pour cela, elles sont acheminées vers une station d'épuration ou elles subissent plusieurs phases de traitement en fonction du flux de leur charge polluante et de la sensibilité du milieu aquatique récepteur, les valeurs guides sont consignées dans les tableaux (A-1)

1-10- Les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) :

Les recommandations de l'OMS sont source d'inspiration pour de nombreux pays à travers le monde, et notamment la l'Algérie.

Depuis 1982, l'OMS effectuait des recherches afin de fournir une base scientifique pour établir ses recommandations. Cela a abouti en 1989 au « Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture » ou « Recommandations sanitaires pour l'utilisation des eaux usées agriculture et en aquaculture. Elles ont été révisées en 2000, en intégrant les résultats de nouvelles études épidémiologiques [16]. Pour établir les nouvelles normes, deux approches ont été utilisées, d'une part, des études épidémiologiques empiriques complétées par des études microbiologiques

concernant la transmission des germes pathogènes et d'autre part, une évaluation quantitative du risque basée sur un modèle applicable aux germes pathogènes choisis.

Cette approche combinée a permis d'obtenir un outil puissant pour établir des recommandations, avec un rapport cout/efficacité avantageux et une garantie de protection de la santé publique. Cette révision a permis d'affiner les normes de l'OMS. Les modifications ont essentiellement porté sur la norme « Œufs d'helminthes », qui pour certaines catégories est passée de 1 à 0.1 œuf/l.

Ces recommandations ne concernent que l'usage agricole, et il ya donc un « vide juridique » pour les autres usages. Les normes concernent uniquement les quantités de micro-organismes. Les protozoaires ne sont pas inclus directement, car il est considéré qu'ils sont éliminés en même proportion que les helminthes. Les virus ne sont pas considérés non plus, leur présence étant difficile à détecter lors des contrôles de routine. Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont donc adaptées aux pays en voie de développement. Elles représentent la limite au-delà de laquelle la santé publique n'est plus assurée.

Le tableau (A-2) résume les recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture.

Dans ses recommandations, l'OMS, définit les catégories, les conditions de réutilisations, les groupes cibles, les techniques d'irrigation utilisées et celles d'épuration recommandées pour atteindre des limites de rejets de coliformes fécaux et nématodes intestinaux. Il précise toutefois, que dans certains cas particuliers, les facteurs épidémiologiques, socioculturels et environnementaux qui devront être pris en compte, et les recommandations modifiées en conséquence.

1-11 : Réglementation Algérienne de REUE :

La réglementation algérienne de la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture a été préparé par les structures algériennes responsables pour l'introduction des EUE comme alternatives efficaces contre la pénurie des eaux conventionnelles à l'échelle national (Tab.A-3 et A- 4). Dans les zones sahariennes, les ressources en eaux souterraines sont vulnérables et non renouvelables, la réutilisation des eaux usées traitées on respectant les normes cité ci-dessous (voir tableaux) apparait comme une solution très conseillé.

- Loi 05-12 relative à l'eau : fixe les principes et les règles applicables pour l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau en tant que bien pour la collectivité nationale.
- Décret exécutif n° 07-149 du 3 Joumada El Oula 1428 correspondant au 20 mai 2007, susvisé, le présent arrêté a pour objet de fixer les spécifications des eaux usées épurées utilisées á des fins d'irrigation (Tableaux VII et VIII). Les principaux axes de ce décret sont les modalités de

Concession d'utilisation des EUE, les risques liés à l'usage des EUE (interdictions, distance à respecter...), Les contrôles sanitaires, Le Cahier des charges-type relatif à la REUE

(J .O- DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE, 2012).

- Décret exécutif n° 09-209 du 17 Jomada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.

(J .O- DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 36 21 juin 2009)

1-12 : Traitement des eaux usées :

1-12-1-Introduction :

La dépollution des eaux usées nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, chimiques et biologiques, en dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre au minimum d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée selon le degré d'élimination de la pollution et les procédures mis en œuvre, quatre niveaux de traitement sont définis : (1)-prétraitement, (2)-traitement primaire, (3)-traitement secondaire (4)- le traitement tertiaire (facultatif).

1-12-2 : prétraitement : Consiste à débarrasser les eaux usées des polluants solides, les plus grossiers (dégrillage, dégraissage) ce sont de simples étapes de séparation physique. En général le prétraitement se déroule en trois étapes principales, qui permettent de supprimer de l'eau les éléments qui gênent les phases suivantes de traitement. Toutes les stations d'épuration ne sont pas forcément équipées des trois étapes, seul le dégrillage est généralisé.

- Dégrillage et tamisage: Le dégrillage et le tamisage permettent de retirer de l'eau des déchets insolubles tels que les tranches, les plastiques, les serviettes hygiéniques. En effet ces déchets ne peuvent être éliminés par un traitement biologique ou physico-chimique, il faut donc les éliminer mécaniquement, pour ce faire l'eau usée passe à travers une ou plusieurs grilles dont les mailles sont de plus en plus serrées, celles-ci sont en général équipées de systèmes automatiques de nettoyage pour éviter leur colmatage, et aussi le dysfonctionnement de la pompe en cas d'utilisation d'un système de pompage.

- Dessablage : Le dessablage permet par décantation de retirer les sables mélangés dans les eaux par ruissellement ou amenés par l'érosion des canalisations. Ce matériau s'il n'était pas enlevé, se déposerait plus loin, gênant le fonctionnement de la station et provoquant une usure plus rapide des éléments mécaniques comme les pompes,. Les sables extraits peuvent être lavés avant d'être mis en décharge, afin de limiter le pourcentage de la matière organique. Sa dégradation provoque des odeurs et une instabilité mécanique des matériaux.

- Déshuilage : C'est généralement, le principe de la flottation qui est utilisé pour l'élimination des huiles son principe est basé sur l'injection de fines bulles d'air dans le bassin de déshuilage, qui permettra de faire remonter rapidement les graisses en surface, (les graisses sont hydrophobes) leur élimination se fait ensuite par raclage de la surface. Cette méthode s'appelle (déshuilage par écumage des graisses).

1-12-3: Le traitement primaire : Regroupent les procédures physiques ou physico-chimiques, visant à éliminer par décantation, une forte proportion de matières minérales ou organiques en suspension. Ces traitements primaires ne permettent d'obtenir qu'une épuration partielle des eaux usées, ils ont d'ailleurs tendance à disparaître en tant que seul traitement notamment lorsque l'élimination de la pollution azotée est requise pour répondre aux exigences réglementaires

- **La décantation :** Ces procédés sont physiques (sédimentation) et physico-chimiques (coagulation, floculation). La base de la technique de séparation solide-liquide est la pesanteur [17]

1-12-4 : Le traitement secondaire : Recouvrant les techniques d'élimination des matières polluantes solubles (carbone azote et phosphore), ils constituent un premier niveau de traitement biologique. Cette étape, le plus souvent basée sur la technique des « boues activées », permet essentiellement l'élimination de la pollution carbonée dissoute mais aussi l'azote et le phosphore. Le traitement secondaire met en œuvre les processus microbiologiques de l'autoépuration des eaux. Cependant, il existe des procédés physico-chimiques mais très coûteux, et difficiles à réaliser. le principe de l'épuration microbiologique consiste à mettre en contact les effluents dégrillés, déshuilés et décantés avec des microorganismes dans un bassin aéré.

Les microorganismes se développent en dégradant les divers composés présents dans l'effluent. Il s'en suit une élimination de la pollution carbonée dissoute avec formation de boues décantables. Plusieurs techniques sont mises en œuvre, dans les stations d'épuration : les lits bactériens, Les bio filtres et les boues activées. Nous allons développer, seulement, la dernière technique qui est la plus utilisée et qui s'adapte très bien à l'épuration des eaux usées urbaines.

1-12-4-1 : Principe de la technique à boues activées : Le principe des boues activées est que les effluents prétraités séjournent dans un bassin aéré artificiellement appelé aussi bassin d'aération contenant une certaine biomasse bactérienne (fig. 1.3). Les bactéries absorbent les matières organiques et forment des floccs appelés « boues activées ». Ces boues sont décantées dans un décanteur secondaire ou clarificateur. Une partie des boues est réinjectée en amont, dans les bassins d'aération [15], pour renforcer les processus bactériologiques (renouvellement de la flore bactérienne). L'excès de boue est collecté, puis traité (incinération) ou recyclé en agriculture. L'aération des bassins est assurée soit par des tribunes, soit par insufflation d'air [15]

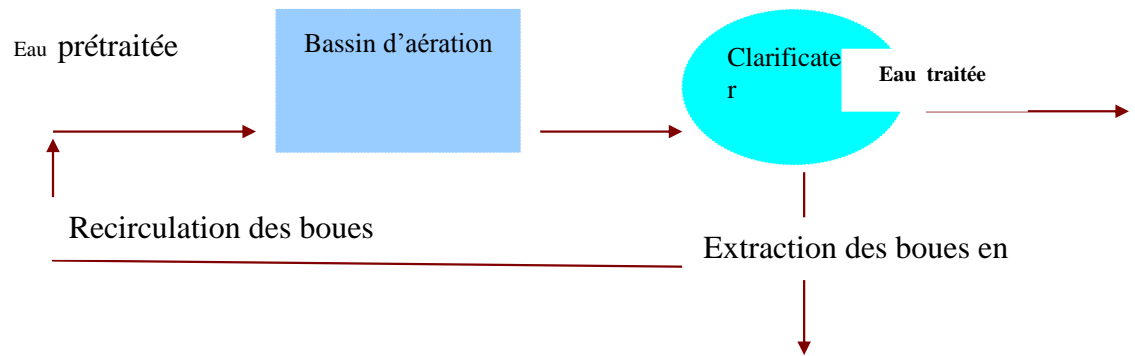


Fig.1.3 : principe du traitement secondaire par la boue activée [27]

Les procédés des boues activées ont beaucoup évolué durant ces dernières décennies: En effet, les boues activées permettaient, à l'origine l'élimination de la matière organique, facilement dégradable. Les bactéries hétérotrophes assimilent tout d'abord la matière organique dissoute ou colloïdale pour en tirer son énergie (réaction 1-2) :



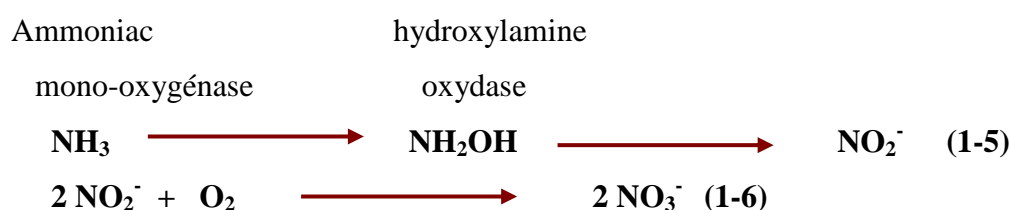
Le rapport C/N/P pour la production de la biomasse ou anabolisme est 100/5/1 [15]. Autrement dit, pour 100g de matières organiques assimilés, seuls 5g d'azote et 1g de phosphore sont respectivement éliminés. Les processus respiratoires (ou catabolisme) provoquent la dégradation de la biomasse avec une forte consommation d'oxygène



La décomposition des composés azotés se fait en plusieurs étapes à partir de l'azote organique des matières fécales. En effet, L'azote organique est minéralisé par les bactéries en NH_4^+ qui sera assimilé par les microorganismes. Selon [15]. Seuls 78% de L'azote organique est ammonifiable, 22% résistent à ce processus. De plus la synthèse de la biomasse ne consomme que 20% de l'azote [17]. Pour pallier cette problématique, Les étapes de nitrification et de dénitrification ont été introduites dans les stations d'épuration. Les conditions d'aérobioses, créés dans le bassin d'aération, permettent l'oxydation de l'azote (nitrification). Cette réaction se déroule en deux étapes grâce à la présence de microorganismes autotrophes.



La première étape de l'oxydation de l'ammoniac appelé aussi nitrification, est sous la responsabilité des Nitrosomonas et Nitrosococcus (réaction 1-5). La réaction est endothermique et nécessite l'intervention de 2 enzymes [15] :



La deuxième étape de l'oxydation ou nitratisation est sous la régie des Nitrobacter et des Nitrococcus. Les processus de nitratisation sont très sensibles aux paramètres du milieu (pH, température...). La nitrification produit des ions H^+ . Cette acidité qui en résulte, diminue fortement l'activité des Nitrobacters. Ce qui peut provoquer l'accumulation des nitrites dans les bassins. Or, les NO_3^- sont montrés comme responsable de l'augmentation de la production de N_2O (le gaz hilarant), puissant gaz à effet de sera (environ 200-300 fois) plus que le CO_2) par le biais de la dénitrification [18].

Il est donc important de suivre ces paramètres, et de les corriger par exemple par ajout de chaux pour optimiser le rendement de l'épuration. Il est aussi important de souligner, l'importance du rapport bactéries hétérotrophes et bactéries autotrophes dans le bassin d'aération. En effet, il se produit souvent dans les bassins d'aération des phénomènes de compétitions entre microorganismes. Ainsi, le taux de bactéries hétérotrophes peut être diminué en évitant des temps de séjour des boues trop longs. Il faut noter que la nitrification ne permet pas une élimination totale de l'azote. C'est ainsi que l'introduction de la phase de dénitrification (traitement tertiaire) a permis une augmentation du rendement de l'abattement de l'azote dans les stations d'épuration.

Ce processus est essentiellement anaérobique. Il est induit par la présence de NO_3^- . Les bactéries responsables des réactions de dénitrification sont les Pseudomonas, Bacillus, Thiobacillus et Alcali gènes. Dans les bassins des stations d'épuration, les conditions d'anoxie créées suite à un arrêt momentané de l'aération ou à un transfert des boues dans un lieu privé d'oxygène avec des techniques adéquates, excitent la réaction des nitrates réductases (enzymes actives seulement dans ces conditions) en présence de NO_3^- Selon [15] une dénitrification complète qui nécessite l'intervention de 4 enzymes.

Tableau 1-3: Les Différentes enzymes intervenant dans la dénitrification

ENZYMES	Nitrate réductase	Nitrate réductase	oxyde nitrique réductase	oxyde nitreux réductase
RÉACTIONS	$NO_3^- \rightarrow NO_2^-$	$NO_2^- \rightarrow NO$	$NO \rightarrow N_2O$	$N_2O \rightarrow N_2$

Les bactéries dénitrifiantes sont hétérotrophes, aérobies facultatives. Elles utilisent, en cas d'anaérobiose, l'oxygène des nitrates et le carbone organique, pour leur développement. L'azote gazeux qui en résulte s'évapore dans l'atmosphère (réaction 1-7).



Les étapes de nitrification et de dénitrification permettent l'élimination de 5 à 70 % de l'azote sous forme de N_2 [15]. Au même titre que l'azote, l'épuration secondaire par boue activée a un rendement très faible, pour l'abattement du phosphore dans les anciennes stations d'épuration.

En effet, le phosphore particulaire peut être éliminé par décantation (environ 10% du phosphate présent dans l'eau) et par le traitement tertiaire environ 20-40 % [19]. Pour augmenter le rendement et éliminer le phosphore dissous (orthophosphate), on fait appel à des procédés physico-chimiques et/ou biologiques. Ce sont les procédés physico-chimiques qui sont les plus utilisés. En effet, l'ajout de chaux, de sels de fer ou de l'aluminium permet de complexer le phosphore puis de l'éliminer par précipitation.

1-12-5 : Traitement tertiaire : sont nécessaires, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible. Les traitements tertiaires peuvent également comprendre des traitements de désinfection : la réduction des odeurs peut encore être l'objet d'attentions particulières.

Le but de ce traitement est la déphosphoration, pour réaliser ces derniers deux types de traitement sont possibles :

1-12-5-1 : Le traitement physico-chimique : Il s'agit de la réaction des sels formant des précipités insolubles au fond du bassin.

1-12-5-2 : Le traitement biologique : Un traitement biologique complété par un traitement physico-chimique est souvent utilisé. Le phosphore est indispensable aux réactions biologiques liées au traitement de la pollution carbonée et azotée, il s'agit alors d'assimilation biologique. Cette assimilation correspond à un ratio de 1g de phosphore pour 100g de carbone. Si l'on inclut dans le traitement un bassin anaérobie cette assimilation biologique peut être augmentée.

Les bactéries placées dans des conditions de potentiel redox très bas, pour assimiler le phosphore par apport à leur besoin c'est ce que l'on appelle le traitement biologique du phosphore. Les bactéries peuvent relarguer le phosphore sur si elles sont placées durablement dans des conditions de redox plus hautes, à l'inverse si elles sont extraites rapidement du traitement c'est une méthode de traitement sous réactif du phosphore. Ce traitement est généralement insuffisant pour atteindre les niveaux de rejet exigés à la sortie de station. Dans ce cas on doit la compter par un traitement physico-chimique, ce dernier est obtenu par précipitation du phosphore avec des sels métalliques (chlorure, ferrique etc.).

1-12-5-3 : Traitement bactériologique : le traitement tertiaire n'est pas toujours réaliser, cette étape permet de réduire le nombre de bactéries dans le germe (pathogènes) présent dans l'eau traitée. Elle peut être demandée en zone de baignade ou pour protéger l'eau potable.

1-12-5-4 : Traitement bactériologique par rayonnement UV :

Il existe une certaine variété de systèmes sur le marché, le principe traditionnel de désinfection par rayonnement UV consiste à soumettre l'eau à une source de rayonnement UV en la faisant transiter à travers un canal contenant une série de lampes submergées. Cette méthode appliquée dans les petites stations de traitement des eaux usées.

Un système basé sur des réacteurs mololamps qui offre des avantages au niveau de la maintenance et des coûts d'utilisation.

1-12-5-5 : Traitement par voie physico-chimique :

Le traitement tertiaire inclut un ou plusieurs des processus suivants :

- Désinfection par le chlore ou l'ozone (pour éliminer les germes pathogènes)
- Neutralisation des métaux en solution dans l'eau en faisant varier le PH de l'eau dans certaines plages on obtient une décantation de ces polluants.

1-13: Procédés d'épuration des eaux usées en Algérie

1-13-1 : Introduction : L'Algérie est un pays au climat essentiellement aride à semi-aride, où les précipitations sont faibles et irrégulières, et les ressources en eau sont très limitées. La croissance démographique, la fréquence d'apparition des épisodes de sécheresse et le développement économique ont entraîné une fragmentation des besoins en eau et une pression accrue sur les ressources en eau conventionnelles. [20]

Les déficiences dans la gestion des eaux usées restent l'un des principaux facteurs de transmission des maladies et de dégradation de l'environnement. En Algérie, peu d'importance est accordée à la couverture des services d'assainissement comparée à la couverture des services d'approvisionnement en eau et encore moins d'importance accordée à l'épuration.

En effet, pour un taux de couverture du réseau d'assainissement de l'ordre de 85 %, seules 20 % des eaux usées collectées en Algérie sont traitées.

En Algérie il ya trois types des unités de traitement sont répartie comme suit :

1-13-2 : Les unités de Traitement Intensif : C'est les procédés regroupant des techniques ayant en commun le recours à des cultures bactériennes qui consomment les matières polluants.

Les systèmes de traitement intensif des eaux usées sont basés sur le principe de fonctionnement de l'épuration par cultures libres. Une installation de ce type comprend essentiellement un ouvrage dans lequel sont maintenus des micro-organismes aérobies (qui ont besoin d'oxygène) qui dégradent la matière organique en la transformant en matière minérale.

Le traitement se réalise dans un bassin d'aération dans lequel est maintenu en suspension un mélange eaux usées-bactéries, appelé (boues activées ou liqueur mixte) c'est le cas des de la STEP de TIZI OUZOU.

Les phénomènes mis en jeu sont donc les mêmes que ceux que l'on peut observer dans une rivière ou dans un lac, à la différence que, le micro-organismes sont concentrés en très grand nombre dans un espace réduit (le bassin d'activation).L'apport d'oxygène et le brassage du *mélange* (eaux usées – bactéries).sont assurés par des systèmes mécaniques : (porte brosse, turbine ou insufflateur d'air).

Les micro-organismes qui dégradent la pollution s'agglomèrent entre eux et forment un floc décantable, qui est ensuite séparé de l'eau dans un clarificateur. La pollution ainsi traitée est transformée en matière plus concentrée et décantable. Ces boues sont piégées dans les ouvrages au niveau des clarificateurs. Riches en matières organique, les boues doivent être stabilisées, c'est-à-dire transformées, ou moins partiellement, en matière minérale.

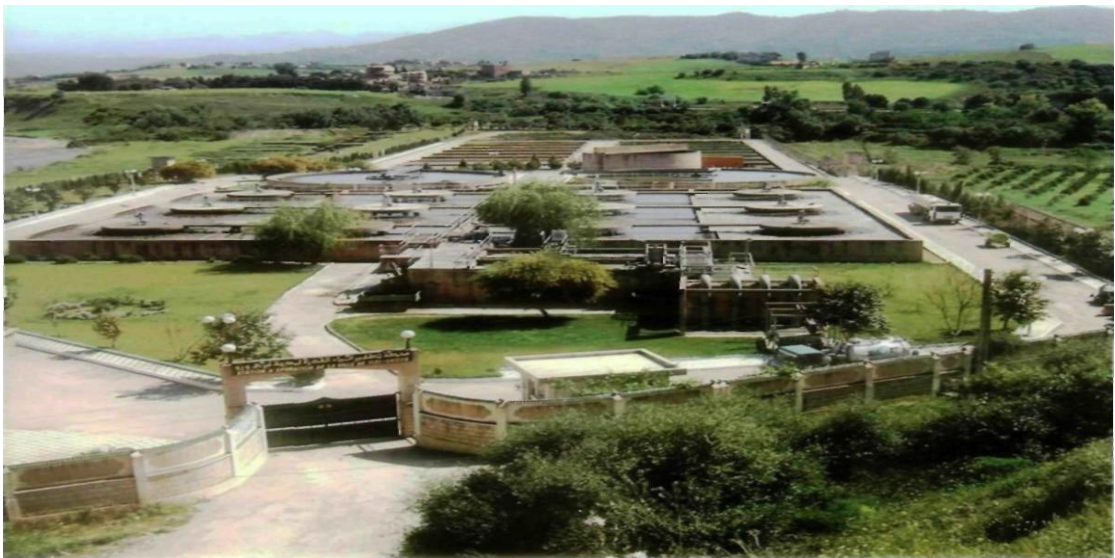


Photo : 1-1 : boues activées STEP de TIZI OUZOU

1-13-2-1: les avantages et inconvénients : les avantages et inconvénients des procédés Intensif ont résumés dans le tableau 1-4 :

Tableau 1-4 : les avantages et inconvénients (boues activées)

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Emprise au sol réduite ; ▪ Grande performance d'élimination de la DBO5, la DCO et des MES 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Coût d'investissement élevé ; ▪ Sensibilité aux variations de charges hydrauliques et organiques ; ▪ Nécessité d'un entretien fréquent des ouvrages (main d'œuvre qualifiée) ; ▪ Coût d'exploitation (énergétique) élevé ; ▪ Faibles performances en matière d'élimination des agents pathogènes.

1-13-3: Les unités de Traitement Extensif : Ce système comporte deux lagunages, lagunage Naturel et le lagunage aéré.

Ces procédés utilisant les grandes surfaces (lagunes) s'appuyant sur les propriétés épuratrices d'un plan d'eau peu profond. L'apport d'oxygène, par échange avec l'atmosphère et par l'activité de photosynthèse des algues de surfaces, peut être complété exceptionnellement par des aérateurs pour stimuler l'activité biologique et diminuer les surfaces.

Les lagunes sont, en général au nombre de trois. Les bassins de traitement des eaux brutes éliminent essentiellement les polluants carbonés.

Les bassins suivants, dit d'affinage (l'eau déjà traitée), peuvent en outre permettre l'élimination des contaminations biologiques par l'action du rayonnement solaire. Le procédé de lagunage convient moins bien aux communes plus grandes en raison de surfaces de bassins très importantes. Le processus d'épuration est dû à des organismes vivants (algues, bactéries, zooplanctons) qui prolifèrent et trouvent leur équilibre en fonction des conditions du milieu. [21] si l'exemple de lagunage Naturel de Ghardaia.



Photo 1.2. Station d'épuration de Ghardaïa lagunage Naturel

1-13-3-1 : les avantages et inconvénients les avantages et inconvénients de lagunage de processus extensif sont résumés dans le tableau 1-5 :

Tableau 1-5 : les avantages et inconvénients (lagunage Naturel)

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Procédé naturel sans aucune consommation d'énergie ▪ De bonnes performances épuratoires relativement meilleures sur le plan microbiologiques à celle des procédés intensifs. ▪ Cout d'exploitation faible ▪ Forte résistance au variation des charges aussi bien hydraulique et organique . ▪ Simplicité de fonctionnement. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Forte occupation au sol. ▪ Dégagement des odeurs à partir des bassins anaérobies (si mauvaise conception ou orientation des bassins). ▪ Temps de séjour relativement long comparé aux procédés intensifs.

CHAPITRE II : TRAITEMENT DES EAUX USEES PAR LAGUNAGE AÉRÉ

2-1- Introduction et définition : La région de Ouargla connaît un grave problème d'excédent hydrique, causé par les rejets des eaux résiduaires, le rejet des eaux a drainage agricole ainsi que la remontée des eaux de la nappe phréatique. Afin de pallier ces problèmes, une station d'épuration des eaux usées et l'évacuation des eaux de drainage vers un exutoire en continu, s'avérait nécessaire. La ville d'Ouargla dispose d'une station d'épuration par lagunage aéré depuis 2009 qui sert à réduire la pollution des eaux usées pour une éventuelle utilisation à l'irrigation.

Le lagunage aéré est une technique d'épuration biologique par culture libre avec un apport artificiel d'oxygène. Le lagunage aéré se différencie des boues activées par l'absence de maintien d'une concentration fixée de micro-organismes (pas des recirculations). Cela le conduit à prévoir des temps de séjour plus long, plus favorables à une bonne adaptation du système à la variation de qualité de l'effluent à traiter. Ce procédé a un bon comportement vis-à-vis des effluents dilués aussi les débits ne sont pas bien écrêtés.

Le procédé d'épuration par lagunage aéré est très similaire au procédé du lagunage naturel. Néanmoins, la surface nécessaire peut être réduite grâce à un système d'aération artificielle. Son rôle essentiel est une dégradation forcée de la DBO_5 , moyennant un apport d'oxygène. Le dimensionnement des lagunes aérées de traitement d'eaux résiduaires est réalisé sur la base de la charge volumique et du temps de se jour. Il est recommandé, de considérer une charge volumique en DBO_5 100 à 125 g/m^3 jour correspondant à un volume spécifique 2,4 m^3/EH . Le bassin spécifique brut en oxygène pour dégrader les substances polluantes est généralement pris entre 1,5 et 2 kg d' O_2 / kg DBO_5 . L'aération des bassins diffère selon le mode d'introduction de l'oxygène et du schéma de circulation. Selon le type d'aérateur utilisé, la puissance spécifique nécessaire se situe entre 1 et 2 W/m^3 à 5 W/m^3 . Comparativement au bassin à boues activées, les lagunes aérées produisent peu des boues (environ 10 à 20 % par rapport aux bassins à boues activées). Avec un grand recul, il a été constaté qu'en lagunage aéré, le curage des boues ne se fait que tous les 6 à 10 ans [22]. Le lagunage aéré est un système performant et économiquement très favorable pour l'épuration biomécanique des eaux usées. Ce procédé s'intègre facilement dans le site environnant. Les frais d'exploitation sont réduits car il n'ya pas d'élimination en continu des matériaux de dégrillage, de sable et de boue, correspondant à la partie la plus importante de frais de maintenance et d'entretien. Le temps de séjour prolongé des eaux résiduaires en lagunage aéré permet d'obtenir une qualité constante de l'effluent traité, même en cas de pointes de pollution ou de charge hydraulique momentané [22].

2-2 : Principe de Fonctionnement : L'oxygénation est, dans le cas du lagunage aéré, apportée mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air.

2-2-1: Aération de surface: les aération de surface se divisent en trois groupes, les deux plus importants sont les aérateurs à vitesse lente, ils sont nommés à axe vertical quand ils aspirent l'eau par l'intermédiaire ou non d'une cheminée, puis la projettent latéralement dans l'air. Les aérateurs de surface à axe horizontal (rouleau d'oxygénation ou brosse) balayent l'eau par une fraction immergée des pales et la projettent en aval (figure : 2-1). Le troisième groupe est constitué par les aérateurs à axe vertical à grande vitesse, entraînés directement par un moteur électrique à 750 ou 1500 t/min sans réacteurs intermédiaire. L'ensemble mécanique est fréquemment supporté par une ou plusieurs flotteurs, de façon à être simplement posé sur l'eau. Ce type d'aérateur a l'avantage d'être bon marché mais il est gourmand en énergie et présente une faible capacité de brassage.



Photo : 2-1 : Aération de surface

2-2-2: insufflation d'air: Les dispositifs par insufflation d'air assurent la dissolution d'oxygène par injection d'air dans le liquide (photo 2-1) l'insufflation d'air présente plusieurs avantages comparée à l'aération de surface [23].

- Modularité de la fourniture d'oxygène par la mise en place de compresseurs de puissances différentes ou de vitesses variables.
- Elévation de la température des boues.
- Maitrise des nuisances sonores.
- Performances d'oxygénation élevées pour les systèmes de diffusion d'air en fines bulles.

Les dispositifs par insufflation d'air ont un effet sur l'hydrodynamique du bassin et brassent le liquide, l'ascension des bulles d'air induit un mouvement ascendant de l'eau.

L'eau redescend préférentiellement dans les zones dépourvues de diffuseurs, ce qui entraîne une importante mise en rotation du liquide dans le plan vertical et une diminution du temps de passage des bulles d'air dans l'eau. (Figure 2-1).



Figure 2-1 : photographie de diffuseurs à fines bulles situés au fond d'un bassin de traitement .

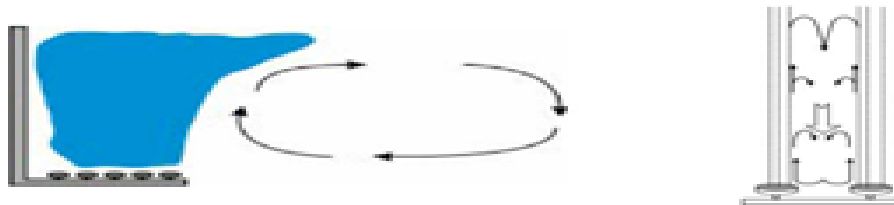


Figure : 2-2 : circulation de l'eau dans le plan vertical (spiral flow) [23].

Les critères caractéristiques des Systems d'insufflation d'air sont [24].

- La vitesse superficielle de gaz (débit d'air/ surface au radier du bassin d'aération)
- La densité des diffuseurs (surface perforée des diffuseurs /surface du bassin)
- Le débit d'air surfacique (débit d'air /surface surface perforée des diffuseurs)
- Le débit d'air spécifique (débit d'air volume du bassin)
- La profondeur d'immersion des diffuseurs
- La vitesse de circulation de liquide à l'intérieure du bassin et la vitesse horizontal du liquide dans un canal d'aération.

A partir de ces caractéristiques et d'autres paramètres propres au bassin et à la disposition des diffuseurs, il est possible de prédire la capacité d'oxygénation. Ce calcul peut servir au dimensionnement des bassins d'aération [25-23].

2-3 : Les étapes du traitement : ils se déroulent dans trois étages, l'étage d'aération, l'étage de décantation, et l'étage de finition.

2-3-1 : Dans l'étage d'aération :

Les eaux usées sont dégradées par des micro-organismes qui consomment et assimilent les nutriments. Le principe de base est le même que celui des boues activées avec une densité de

bactérie faible et l'absence de recirculation. L'oxygénation est assurée par un aérateur de surface ou une insufflation d'air. La consommation électrique de chacun de ces procédés est similaire à celle d'une boue activées recirculées. L'aération mécanique favorise le développement des bactéries au détriment de la population algale. Pour limiter les dépôts qui peuvent perturber le traitement et pour prévenir la formation d'algues microscopique, il est nécessaire de surdimensionner les aérateurs. L'étanchéité de la lagune doit être effectuée par géomembrane pour limiter les risques de dégradation des pègres dus au fort batillage de l'eau en mouvement, des dalles bétonnées complètent la protection contre les affouillements au droit de la turbine.



Photo 2.2: Lagune d'aération. step de ouargla

2-3-2 : Dans l'étage de décantation : assuré principalement par une ou deux simples lagunes, les matières en suspensions (amas de micro organismes et de particules piégées). Ces dernières doivent être régulièrement extraites. Le curage est facilité en présence de deux bassins qu'il est possible de by-passer séparément. La floculation des boues est peu prononcée (lagune de décantation à sur dimensionner). La lagune de décantation c'est le lieu de séparation physique des boues biologiques et de l'eau épurée. Cette lagune doit être régulièrement curée afin d'éviter les odeurs et la dégradation du traitement par les dépôts de boues. La forme du bassin doit être rectangulaire avec un rapport longueur sur largeur de 2 à 3.

2-3-3 : Dans l'étage de finition : les lagunes dépourvues de systèmes de brassage, permettant la séparation physique des boues et de l'eau traitée

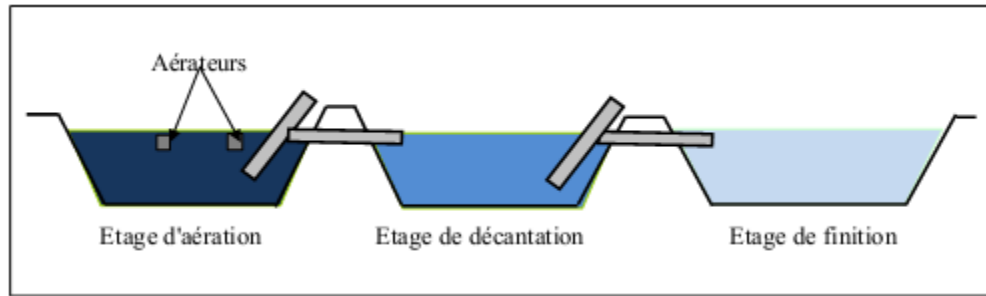


Figure : 2-3 : emplacement des différents étages

On peut y ajouter une lagune de finition de type mixte (microphytes et macrophytes) pour affiner le traitement notamment au niveau de l'azote, voire du phosphore. L'élimination de ces deux paramètres peut se faire également pour le premier niveau d'un réacteur de nitrification avec recirculation d'une partie des effluents en tête de lagune primaire et pour le second par voie physico-chimique.



Figure : 2-4 : Vue en coupe de station d'épuration par lagunage aère STEP de Ouargla

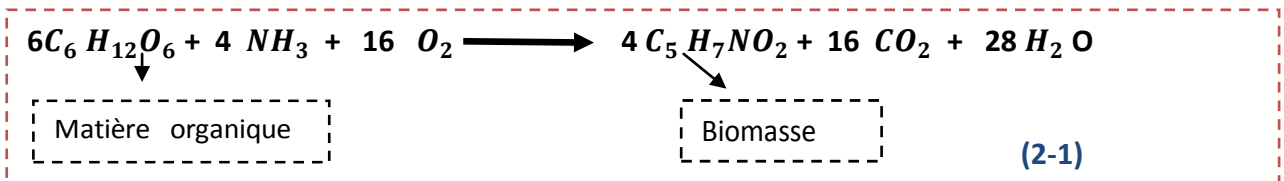
2-4 : Différents types de lagunages aérés : Il existe deux formes de lagunage aéré :

2-4-1 : Le lagunage aéré strictement aérobie : il faut une aération suffisante pour maintenir le bassin en aérobie et l'ensemble des particules en suspension. Ce cas est très peu utilisé car il est grand consommateur d'énergie.

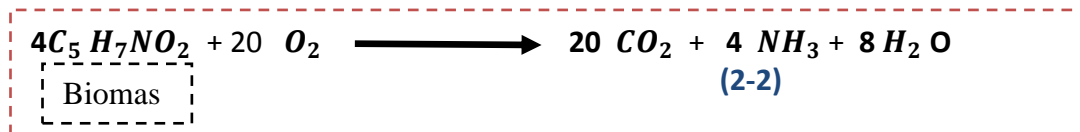
Le métabolisme aérobie s'opère dans un grand bassin comportant un système d'aération artificielle qui assure l'oxygénation des eaux usées ; en outre, il se produit un certain brassage des effluents pour éviter tout dépôt. Ce pour assurer une oxydation biochimique de la matière organique présente

La décomposition de l'ensemble des matières organiques, protéiniques, lipidiques, ou glucidiques est le résultat du développement des micro-organismes, essentiellement hétérotrophes. C'est le processus de trois étapes essentielles (adsorption, absorption, oxydation) que le processus d'épuration aérobie s'opère. Les produits de cette oxydation sont : CO_2 et H_2O .

Les processus biochimiques d'élimination de la matière organique sont assurés par des bactéries chimioorganotrophes aérobies, qui jouent un rôle prépondérant dans la dégradation de la pollution hydrocarbonée (DBO_5), cette dernière se réalise par les réactions suivantes: Minéralisation de la DBO_5 apportée par l'effluent : oxydation directe de la DBO_5 :



Cette étape de minéralisation de la matière organique (oxydation du glucose en CO_2 et H_2O) s'accompagne d'une assimilation d'une fraction de l'azote de Kjeldahl (à hauteur de 5% de la valeur de la DBO_5 assimilée) et d'une production de biomasse $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$. Minéralisation de la biomasse produite : oxydation indirecte de la (DBO_5).



Cette seconde réaction n'a cours que dans certaines conditions, en particulier quand la teneur en DBO_5 devient insuffisante par rapport à la biomasse présente. Il s'en suit une minéralisation complète de la biomasse formée. La précédente réaction n'est jamais totale et son importance dépend de la charge organique à éliminer par unité de masse de biomasse est faible, plus cette réaction sera importante et versa, en traitement des eaux on définit cette phase par les termes de (respiration endogène) ou à (auto-oxydation) de la biomasse.

2-4-2 : Le lagunage aéré aérobie/anaérobie facultatif : il y a formation de dépôt qui évolue en milieu anaérobie. Cette dernière est rencontrée plus fréquemment, elle s'apparente au lagunage naturel par l'épuration des eaux usées par échange eau sédiment. Dans ces systèmes il n'y a pas d'apport d'oxygène comme dans les procédés aérobie; il en résulte une certaine économie, mais il y a nécessité:

- D'opérer à des températures de 30 à 40 °C
- D'admettre des temps de passage des effluents importants.

Dans ce cas les bactéries utilisent l'oxygène des nitrates NO_3^- et de sulfates SO_4^{2-} pour dégrader la matière organique y présenter. Les produits de ce métabolisme sont d'hydrogène sulfureux H_2S méthane CH_4 des acidesetc

2-5 : Les besoins en oxygène pour lagunage aérés :

Le besoin en O_2 est calculable en supposant l'oxydation complète de $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, ce qui exige 1.42 Kg de matière. Dans un réacteur à mélange complet, on applique l'oxygène de manière homogène, dans un réacteur qui se rapproche du flux piston, on aura intérêt à doser l'aération en fonction de l'avancement de la biodégradation du substrat. Le rendement de dénitrification est largement contrôlé par le rendement de nitrification. Lorsque l'on ne souhaite pas effectuer une dénitrification, une concentration d'1 mg/l dans les bassins aérés est suffisante, lorsque l'on souhaite effectuer une dénitrification on maintiendra une concentration de 2 mg/l d'oxygène. Une nouvelle stratégie de gestion d'oxygène est d'adapter les quantités d'oxygène injectées en fonction de la charge à traiter et du rendement d'épuration attendu, par exemple, plusieurs auteurs proposent d'adapter la concentration d'oxygène en fonction de la teneur en azote ammoniacal dans l'influent, leurs calculs indiquent qu'il est nécessaire de faire varier la concentration d'oxygène entre 0 et 4 mg/l, ce qui permet pendant les périodes de faible charge, d'économiser de l'énergie et pendant les périodes à forte charge, d'améliorer l'épuration.

2-5-1 : Concentrations d'oxygène effectivement rencontrées par les bactéries ;

Comme nous l'avons vu précédemment, les bactéries sont sous forme floculées, les bactéries subissent des concentrations d'oxygène différentes selon qu'elles se situent en périphérie des floes ou proche de leur centre, ils ont mesuré une décroissance de la teneur en oxygène de 4 mg/L en périphérie du floe jusqu'à 0.60 mg/l au centre. Les gradients de concentration qui se maintiennent dans les floes bactériens de boues activées sont dus à l'équilibre entre la diffusion des éléments provenant de la solution et la consommation de ses éléments par les bactéries.

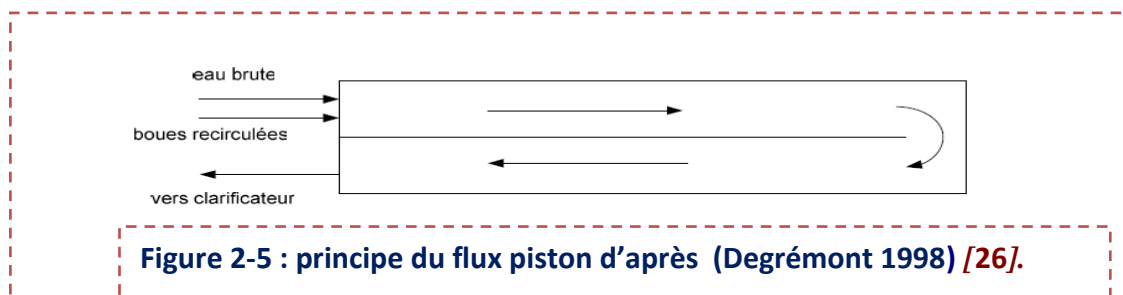
2-6 : Rôle et emplacement du bassin aéré dans une station d'épuration

Le bassin aéré a pour rôle d'effectuer une épuration intense de la matière organique présente dans les eaux usées et la nitrification de la matière carbonée est oxydée jusqu'à la forme CO_2 , l'azote qui arrive à la station d'épuration sous forme organique et d'ammonium est oxydé jusqu'à la forme nitrate. Le nitrate sera dans un deuxième temps réduit une phase d'anoxie. Les flores nitrifiantes et dénitrifiantes qui interviennent sont naturellement présentes dans les eaux usées. Les bactéries nitrifiantes sont autotrophes, elles utilisent le carbone minéral et se développent préférentiellement dans les eaux faiblement chargées. Les bactéries dénitrifiantes sont hétérotrophes, elles utilisent le carbone organique.

Le bassin aéré est généralement placé à la suite du bassin anoxique. Les nitrates produits dans le bassin aérobie sont recerclés (avec la liqueur mixte) dans le bassin d'anoxie où s'effectue une dénitrification. Le N_2 formé s'évacue dans l'atmosphère. Le bassin aéré est placé à la suite du bassin d'anoxie pour que sa charge soit faible, on favorise ainsi le développement des bactéries nitrifiantes. Grâce à cette disposition les bactéries dénitrifiâtes du bassin anoxique, dispose d'une source de carbone organique suffisante. L'inconvénient de cette disposition est qu'elle oblige à recercler la liqueur mixte (figure 3-1). Avant rejet de l'eau dans le milieu aquatique Natural, la biomasse est séparée de l'eau épurée par décantation dans un clarificateur, une partie de la biomasse est purgée (ce sont les boues de stations d'épuration), et une partie est remise dans le circuit de manière à maintenir une masse suffisante de micro-organismes pour effectuer l'épuration.

2-7 : Les types des bassins d'aération : Le bassin d'aération peut avoir de nombreuses configurations différentes. Les sous-parties qui suivent présentent les types de configurations fréquemment rencontrées.

2-7-1 : Bassin à flux piston : L'effluent à traiter et les boues recerclées sont admis en tête du bassin qui est aménagé de façon à constituer un canal de grande longueur. Les concentrations en substrat et les besoins en oxygène de la liqueur de boues activées varient tout au long de son parcours, de ce fait, la puissance d'aération est normalement dégressive d'amont en aval (*Figure : 2-5*)



2-7-2 : Bassin à mélange intégral : Le but recherché est d'obtenir un réacteur totalement homogène qui présente, en tout point des concentrations identiques en micro-organismes, oxygène dissous et substrat résiduel. L'avantage de ce dispositif est de limiter les surcharges dues aux pointes de pollution journalières par exemple (*Figure : 2-6*)

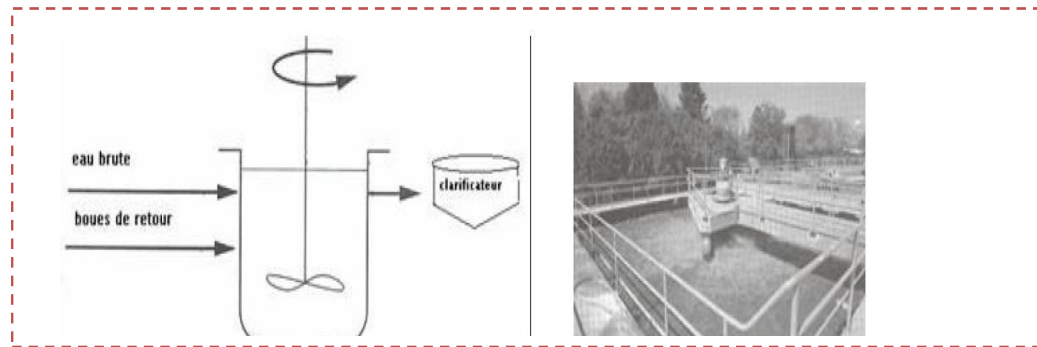


Figure 2-6 : Principe du mélange intégral et photographie d'un bassin d'après [27].

Le réacteur biologique séquentiel discontinu (sequencing batch reactor) est un cas particulier du bassin à mélange intégral. Toutes les étapes, incluant la phase de séparation de la biomasse s'effectuent dans le même bassin. Ce système, bien que peu courant est cité pour information et il est considéré comme un des meilleurs pour l'élimination des nutriments [28].

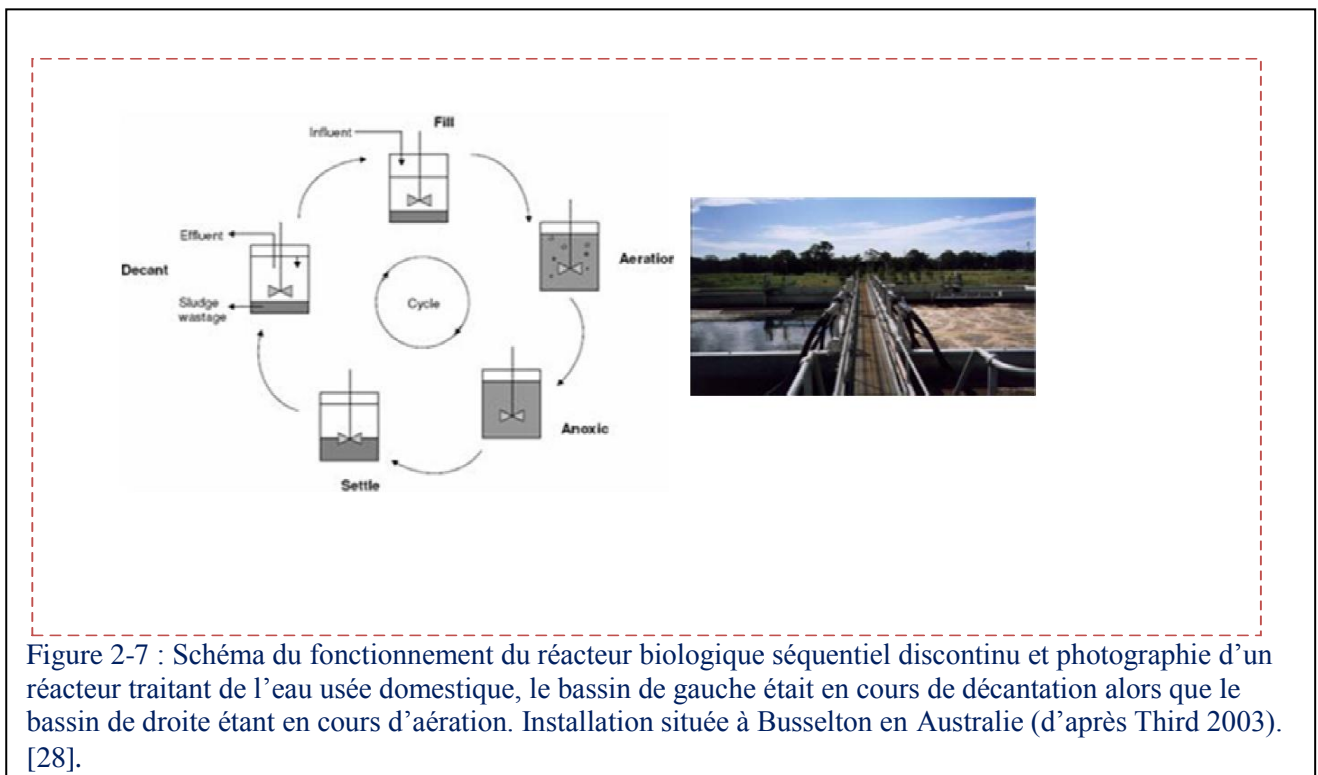


Figure 2-7 : Schéma du fonctionnement du réacteur biologique séquentiel discontinu et photographie d'un réacteur traitant de l'eau usée domestique, le bassin de gauche était en cours de décantation alors que le bassin de droite étant en cours d'aération. Installation située à Busselton en Australie (d'après Third 2003). [28].

2-7-3 : Bassin à boucle fermée : Cette technique se rapproche de celle du mélange intégral. Cependant, la longueur de la boucle et la disposition ponctuelle des aérateurs conduisent à des variations de la teneur en oxygène dissous tout au long du bassin. L'eau est mise en mouvement par des mobiles d'agitation. La mise en rotation de l'eau dans les chenaux, entraîne une augmentation de la capacité d'oxygénation standard. [27]. Il est possible d'associer plusieurs bassins à boucle en série. Lorsque les aérateurs sont à axe vertical, on appelle souvent le système « carrousel », lorsque

les aérateurs sont à axe horizontal, le réacteur est souvent dénommé chenal d'oxydation (Figure : 2-7). Pour montrer l'importance du transfert d'oxygène, nous pouvons signaler le cas du réacteur à puits profond utilisé pour accroître le rendement de dissolution de l'oxygène grâce à la pression exercée par la hauteur d'eau. Ce système est en pratique peut utiliser car il est difficilement gérable. Les chenaux peuvent avoir une forme circulaire, on les appelle chenaux annulaires « Vrais » lorsque l'eau, canalisée le long de la paroi extérieure n'a pas accès au centre du bassin, et chenaux annulaires « Faux » lorsque l'eau peut occuper pratiquement tout le volume du disque.

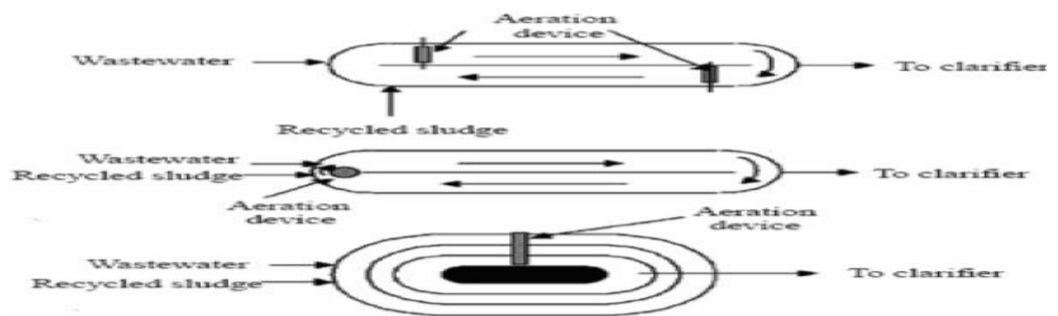


Figure n°2-8 : les bassins a boucles fermées (Potier 2005) [29].

2-7-4 : Bassin à cascades :

Ce type de bassin est constitué d'une série de bassins à mélange intégral que la liqueur de boues activées traverse successivement. Il permet de se rapprocher de la cinétique des bassins à flux piston, tout en mettant en œuvre des réacteurs compacts de construction simple. Il s'adapte très bien aux traitements associant l'élimination de l'ammonium et du phosphore à celle de la pollution carbonée (Figure : 2-9)

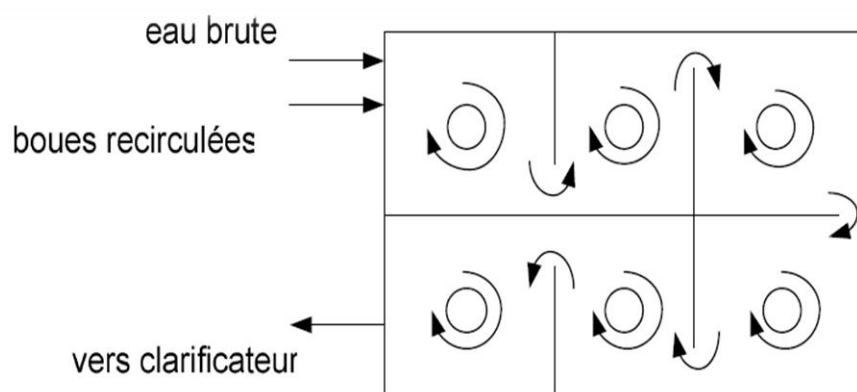


Figure : 2-9 : Bassin à cascades, (d'après Degrémont 1989). [27]

2-7-5 : Bassin à alimentation étagée ;

L'arrivée de l'effluent est organisée dans le bassin d'aération comportant une série de cellules traversées successivement par la liqueur qui avance en Zig-Zag. La boue recirculée est introduite en tête du bassin. Les besoins en oxygène sont ainsi beaucoup mieux que dans un bassin à flux piston (figure 2-10).

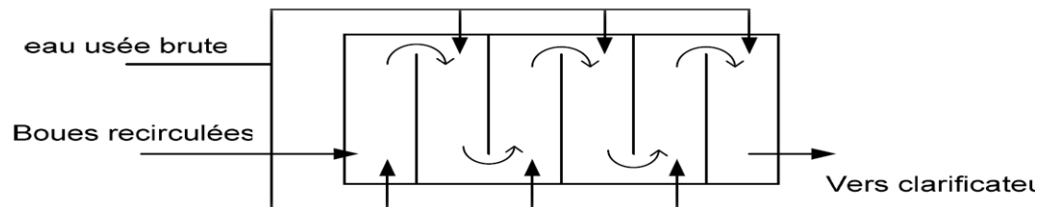


Figure 2-10 : Bassin à alimentation étagée (d'après Degremont 1989). [27].

2-8 : les facteurs influençant le pouvoir épuratoire : les facteurs influençant le pouvoir épuratoire sont repartis en plusieurs facteurs, qui sont d'ordre climatique, chimique et physique.

2-8-1 : les facteurs climatique : Ce sont, les radiations solaire, la température et le vent, évaporation

2-8-1-1 : Les radiations solaires : Les rayons solaires ultraviolets possèdent des propriétés germicides importantes qui les font souvent considérer comme bons agents naturels de désinfection [21]. L'importance exacte que ces radiations jouent effectivement dans l'élimination des germes dans le bassin de lagunage est cependant difficile à évaluer. [30]

2-8-1-2 : Température : Est un facteur très important, elle agit directement sur la vitesse des réactions biologiques. L'activité biologique du milieu est d'autant plus importante que la température augmente [31]. La gamme des températures favorables à la nitrification est très large. La limite inférieure serait 5°C [32-33-34], alors que la limite supérieure se situerait entre 40°C et 45°C [35-36]. Dans cette large gamme, les microorganismes nitrifiants présentent une température optimale qui se situe entre 25 et 36°C. Cette température optimale, souvent discutée, se justifie par une variété des conditions de culture, des souches privilégiées dans la culture et de la nature du substrat. Le tableau (2-1) reprend quelques valeurs souvent rencontrées.

Tableau 2-1: Quelques valeurs de la température optimum de croissance des nitrifiants

T° optimum (°C)	Références
25°C	(Anthonisen, [37]; Quinlan,) [38]]; (Balmelle) [39].
30 - 36°C	Ford) [40]
30°C	(Groeneweg [41] ; (; (Jianlong) [42]

2-8-1 -3 : Le vent : Le vent cause des turbulences qui assurent un brassage de la masse d'eau et favorise l'oxygénation des eaux des bassins.

2-8-1-4 : Evaporation : Elle augmente la charge à la surface et diminue la qualité des effluents à traiter [43].

2-8-2 : Les facteurs physique : Ce sont deux facteurs, le premier facteur sont les bassins de traitement et le second facteur est le temps de séjour.

2-8-2 -1 : Les bassins de traitement : la forme des bassins doit être hydrodynamique pour faciliter la circulation des effluents et éviter aussi les zones mortes. Les profondeurs des bassins agitent directement sur la pénétration de la lumière qui favorise la photosynthèse. Le volume d'eau des bassins permet avec les débits, de fixer un temps de séjour optimum dépendant de la charge admise et de la dépollution souhaitée. [44]

2-8-2 -2 : Le temps de séjour : le temps de séjour désigne le temps nécessaire que doivent séjourner les eaux usées dans chaque bassin pour permettre leur épuration, il varie en fonction des conditions climatiques et donc indirectement affecte les rendements attendus. Les fortes évapotranspirations rencontrées pendant les saisons chaudes peuvent augmenter considérablement le temps de séjour et, par voie de conséquence, le rendement. Le gel d'une tranche d'eau supérieur en hiver, au contraire, réduit le temps de séjour [45]

2-8-3: Les facteurs chimiques:

2-8-3-1 : Le pH ; est un facteur très important qui conditionne le pouvoir épuratoire. Un milieu très alcalin ou très acide ne peut être toléré puisqu'il existe une limite de tolérance par les micro-organismes [46].L'activité des microorganismes nitrifiants est très sensible au pH. Dans la nature, ces bactéries peuvent croître dans une large plage de pH [47] allant approximativement de 5 à 8 [48] Cependant, leur croissance et leur activité optimales se situent aux environs d'un pH compris entre 7.5 et 8.5 [49-50] .les travaux de [36] montre que le taux de nitrification en fonction du pH est comparable à une courbe en forme de cloche dont la zone du pH optimum se confirme au voisinage de 8.5 [37]ceux qui ont étudié les effets de cette variable sur les nitrifiants, ont observé qu'elle

influence indirectement les microorganismes. En effet, elle favorise ou non la formation d'ammoniac libre (NH_3 dit ammoniac non dissocié) ou de l'acide nitreux (HNO_2), qui sont des inhibiteurs des nitrifiants.

2-8-3-2 : La charge organique : la charge organique a son poids dans le pouvoir épuratoire, il faut la choisir de façon à répondre aux exigences des micros- organismes sans dépasser le seuil de surcharge ou un manqué de charge [51].

La composition en sels minéraux: cette composition doit être suffisante pour assurer aux végétaux une croissance normal tous excédents peut provoquer des inhibitions [52]. Dans les réacteurs à cultures mixtes, la présence de substrats organiques favorise très souvent la compétition entre les microorganismes nitrifiants et les hétérotrophes. C'est le cas par exemple de la compétition à NH_4^+ observée par [53]. Parfois, on assiste également à des compétitions à l'oxygène et à l'espace de développement de bio film. Ceci a été constaté par divers auteurs [54-55-56-57]. De manière générale, ces compétitions sont en défaveur des nitrifiants à cause de la faible valeur de leur taux de croissance [58].

Utilisation: le lagunage aéré est reconnu comme un procédé d'épurations efficace :

- Au niveau des charges oxydables (90%).
- Au niveau de l'azote ammoniacal et des orthophosphates sont plus limitées de l'ordre de 45%.

-Les performances sont en fonction de la température (activité des microorganismes), de la charge appliquée et donc de la dilution des eaux [59].

Tableau 2-2 : des PRINCIPAUX DYSFONCTIONNEMENTS OBSERVENT

Tableau 2-2 : des PRINCIPAUX DYSFONCTIONNEMENTS OBSERVENT		
	- Boues trop légères et peu	- Diminuer la charge massique du système en plaçant un traitement
- Coloration brune - Odeurs - Difficulté de décantation	- Mauvaise aération, décantation importante dans la lagune d'aération, développement de bactéries réductrices du soufre	- Aérer en continu jusqu'à disparition des odeurs au-dessus de la lagune d'aération (en général 24 heures au moins)
	- Prolifération de bactéries filamenteuses	- Optimiser la répartition de l'énergie de brassage et d'aération (certaines turbines flottantes ont de mauvais rendements d'oxygénation)
- Rejet d'algues vertes	- Cycle d'aération peu ou pas adapté à la charge polluante	- Régler les plages d'oxygénation et de repos en enregistrant sur des périodes suffisamment longues et différentes (temps sec et pluie) l'oxygène et le redox dans les bassins
	- Station surchargée	- Introduction de daphnies dans la lagune de décantation ou de finition

2-9 : Les avantages et les inconvénients: les avantages et les inconvénients des lagunages aères sont résumés sur le tableau 2-3 :

Tableau 2-3 : Les avantages et les inconvénients (lagunages aère)

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Occupation au sol modérée bien inférieure à celle des systèmes extensifs ; ▪ Cout d'investissement réduit par rapport au système intensif ; ▪ Faible cout d'exploitation ; ▪ Simplicité de fonctionnement ; ▪ Bonnes performances épuratoires notamment en matière de pathogènes semblable au lagunage naturel ; ▪ Bonnes capacité à courser les variations de charge. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le temps de traitement relativement long par rapport aux procédés intensifs ; ▪ L'occupation au sol reste importante comparée aux procédés intensifs.

2-10 : Les stations d'épurations en Algérie : L'Algérie possède un parc de 109 stations d'épuration des eaux usées répartie à travers 27 wilayas du pays (contre 14 en 2003). En plus de la mise à niveau des équipements, le management des unités répond à des normes strictes en matière de traitement des eaux usées, de sécurité des personnels de l'environnement. En effet les infrastructures gérées par l'ONA sont soumises à la certification à la norme ISO 14001 pour être conforme au système de management de l'environnement mis en place à cet effet.

Tableau 2-4 : Evolution du nombre des STEP en exploitation par l'ONA durant la période 2003-2011

Année	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Nombre de station	14	14	24	41	46	53	61	68	75

Trois procédés épuratoires sont utilisés dans les stations dépuración dont :

- 46 stations pour le traitement par boues activées
- 49 stations par lagunage Natural (non aère)
- 14 stations par lagunage aère.

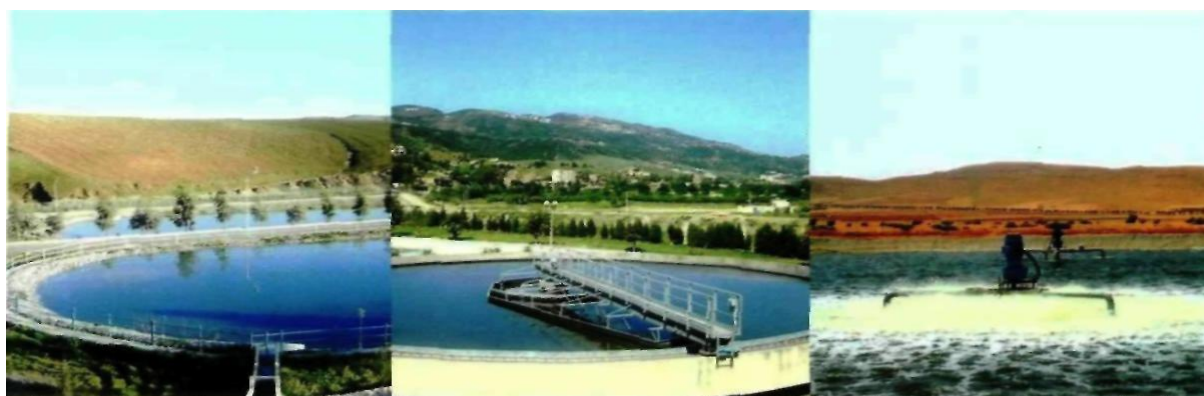


Photo 2-3 : 3 STEPS de lagunage différent

2-10-1-Production des eaux usées traitées de 2003, à 2011 :

L'augmentation de 23% des volumes des eaux traitées de 2003 à 2011 est une bonne nouvelle car cela démontre que le rejet des eaux usées non traitées dans la nature tend à diminuer au grand bonheur des citoyens et des acteurs de la protection de L'environnement. L'objectif des pouvoirs publics est de réduire tout rejet d'eaux usées non épurées dans la nature. Le Tableau (2-5) donne les volumes d'eau épurés de 2003 à 2011

Tableau 2-5 : Evolution des volumes d'eau épurés par STEP en exploitation par l'ONA durant la période 2003-2011

Année	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
volumes d'eau épurés M ³	27134830	30382345	63009220	60623580	53287170	71516558	80962979	104324686	115585499

2-10-2 : Récupération des eaux usées épurée : L'ONA gère actuellement 128 stations de relevage avec un volume d'eaux usées récupérées de plus de 145 millions m³. Le Tableau (2-6) donne les volumes d'eau relevé par les stations de relevage durant la période 2005 -2011



Photo 2-4 : Station de pompage unité de traitement à EL Oued

Tableau 2-6: Evolution des volumes d'eau relevé par les stations de relevage durant la période 2005-2011

Année	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
volumes d'eau relevé M ³	50608300	52703473	119249622	85545224	113404695	129726953	145969590

2-10-3 : Le réseau d'assainissement : Le réseau d'assainissement à travers le territoire national est de type unitaire. Depuis 2001, le nombre de communes et de collectivités locales qu'ont confiés à l'ONA la gestion de leur réseau d'assainissement dans un souci d'efficacité et de réactivité est passée de 134 à 653.

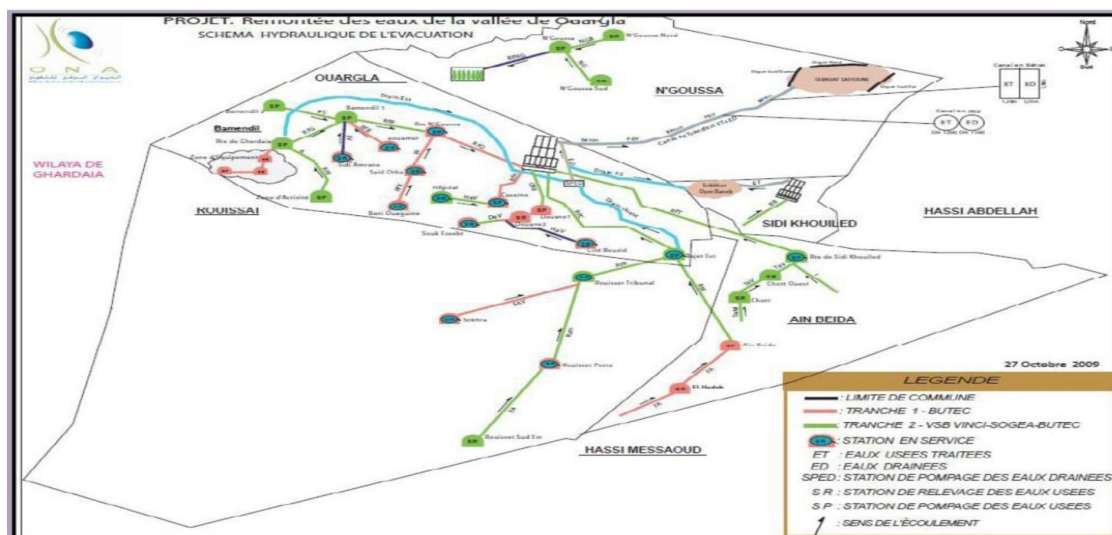


Figure 2-11 : la carte de réseau d’assainissement de Ouargla

L'expérience acquise en une décennie d'exploitation a amené, de plus en plus de communes à se désister de la gestion de leurs réseaux et infrastructures au profit de l'ONA dont l'efficacité est aujourd'hui reconnue grâce à l'utilisation des nouvelles techniques et technologies dans le domaine de l'assainissement, et d'épuration des eaux usées. Le Tableau (2-7) représente le kilométrage de linéaires-réseaux exploitée par l'ONA à l'échelle nationale durant la période 2003-2011.

Tableau 2-7 : Evolution du linéaire de réseau d’assainissement à l’échelle nationale durant la période 2003-2011

A ce jour l'ONA exploite un réseau d'assainissement de 30.000 km, soit 80% du réseau existant sur le territoire national.

Année	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
L'né aire de réseau géré (km)	10000	10000	10000	20000	22500	20000	22500	30000	30000

PARTIE EXPERIMENTALE
CHAPITRE -3
CHAPITRE -4

CHAPITRE 3
Matérielles et Méthodes

3-1 : Aperçu :

Durant les trois années 2012,2013 et 2014 le protocole expérimental à concerné les trois étages des traitement, ou des prélèvements ont été menées à différentes profondeurs en vu d'apprécier la dynamique épuratoire sur la hauteur d'eau du bassins

3-2 : Site d'étude et données de base :

La province de Ouargla se situe entre la wilaya d'El-Oued et la wilaya de Ghardaïa, Elle joue un rôle d'équilibre économique très important, compte tenu ses potentialités hydrocarbures, La ville de Ouargla relève de la province éponyme, elle est située entre 31°-58' de l'altitude nord et 5°- 20' de l'altitude Ouest, entre 103 et 150 m au- dessus du niveau de la mer méditerranée. La wilaya d'Ouargla est l'une des principales oasis du sahara Algérien, elle se situe approximativement à 800 Km d'Alger. La wilaya de Ouargla couvre une superficie de 163 000 km². [60];[61], la population est estimée à 633967 habitants, sur la base des taux d'accroissements des recensements officiels de 2011, Répartie à travers 21 communes. La cuvette comprend plusieurs municipalités. La plus importante est la commune d'Ouargla, les autres municipalités sont Rouissat, Ain -Beida, Sidi khouiled et N'goussa. qui forment une seule urbaine [62].

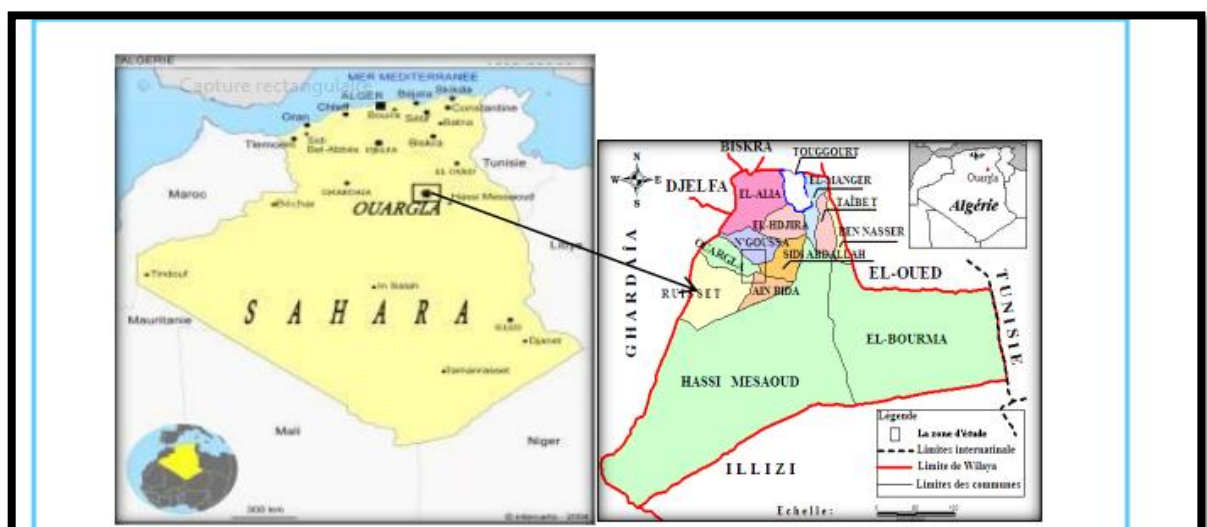


Figure : 3-1 : La carte géographier de Ouargla

3-2-1 : Emplacement de la station d'épuration : La STEP d'Ouargla est destinée à épurer les eaux usées des agglomérations de toute la population de la ville d'Ouargla, elle est située à plus de 7 Km au nord-est de la ville d'Ouargla à coté de la route d'évitement en face de la direction de L'ON A et BUTEC

3-2-2 : caractéristiques de la station d'épuration de Ouargla : La STEP de Ouargla est constitué de trois niveaux, chaque niveau est caractérisé par les démentions repérées dans le tableau (3-1)

Tableau (3-1) caractéristiques de la station d'épuration de Ouargla

	Premier niveau	Deuxième niveau	Troisième niveau
Nombre de bassins	4 bassins d'aération	2 bassins d'aération	2 bassins de finitions
Volume total	511200 m ³	340 800 m ³	222 081m ³
Volume par unité de bassin	852 000 m ³	113 600 m ³	74 027m ³
Surface totale	15 hectares	12,2 hectares	14,8 hectares
Surface par unité de bassin	2 ,4 hectares	4,1 hectares	4,9 hectares
Profondeur des bassins	3,5 m	2,8 m	1,5m
Temps de séjour	7 jours	5 jours	2-4 jours

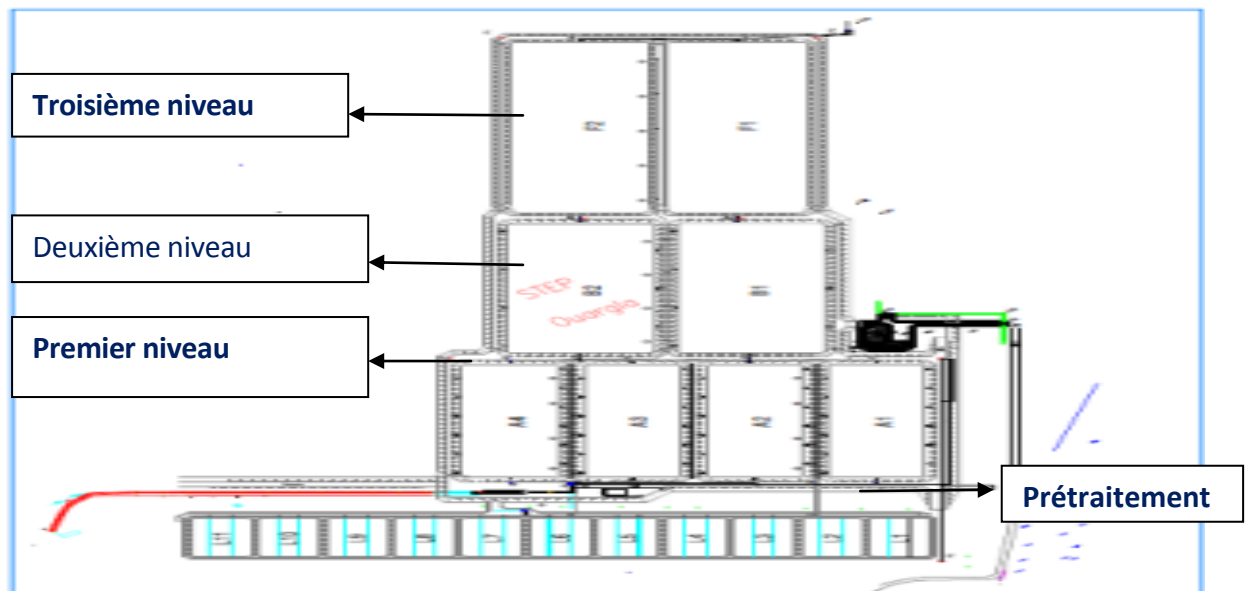


Figure 3-2 : Schéma de la STEP de Ouargla

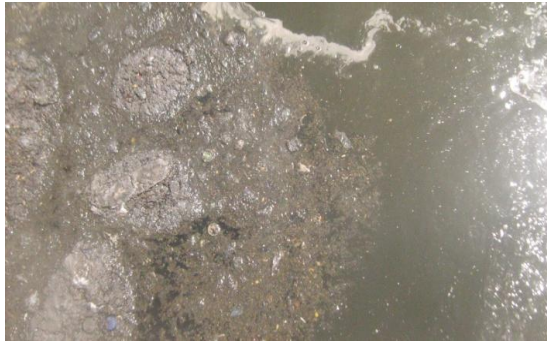
3-3 : Objectifs : Les objectifs de ce chapitre est de préciser les méthodes d'analyse et présenter le matériel d'analyse, des indicateurs de pollutions (pH, Oxygène dissous, MES, DCO, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , Pt, DBO_5 et la conductivité, l'oxygène dissous et l'azote total).

3-4 : Echantillonnage : L'échantillonnage a porté sur les trois années de suivi 2013,2014 et 2015. Les deux points d'échantillonnage ont été fixés en aval, de toutes les composantes de la filière de traitement.

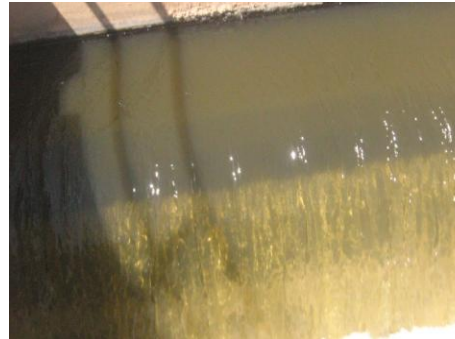
Les deux points d'échantillonnage ont concernés :

- ✚ La sortie du prétraitement au niveau du répartiteur du débit (photo : 3-1) pour connaitre la qualité des effluents de la STEP. (Eau usée brute)

- ✚ La sortie des lagunes de finition, au niveau du regard de sortie, pour connaître la qualité des effluents de la STEP après traitement. (photo : 3-2)(Eau usée traitée)



(Photo : 3-1) Eau usée brute



(Photo : 3-2) (Eau usée traitée)

Les prélèvements ont été effectués à 80 cm en dessous de la surface de l'eau et à environ 1,20m des bords dans les regards de sortie, que soit au niveau du répartiteur et au niveau du regard de sortie du lagune de finition.

3-4-1: Fréquence et mode d'échantillonnage : Durant les trois années de suivi (2013,2014 et2015), la fréquence d'échantillonnage à été deux fois par mois au niveau des deux regards de prélèvement.

Pour avoir un échantillon moyen, des prélèvements d'un volume d'eau de deux litre sont effectués au niveau des pions de prélèvement ou trois échantillons sont à chaque fois prélevés et mélangés, c'est l'échantillon moyen.

3-5 : les paramètres d'analyse et de suivi : Les paramètres de suivi ont concerné pour toute la filière les paramètres reportés sur le tableau (3-1)

Tableau (3-2) : Les Paramètres d'analysés

	Paramètre	Unité	Désignation	Méthodes de référence
01	Matières En Suspension	mg/L	MES	Gravimétrique ; appareil de filtration : filtration sur membrane de 0,45 µm et séchage à l'étuve à 105°C et pesée
02	Demande Biologique en Oxygène	mg d'O ₂ /L	DBO ₅	Mesure d'autocontrôle DBO Oxi Top IS 12 et Thermostat TS 606/4-i
03	Demande Chimique en Oxygène	mg d'O ₂ /L	DCO	Et mesurée par un DCO mètre (BEHRE (Test TRS 200). Par la méthode au bichromate de potassium K ₂ Cr ₂ O ₇ .
04	Oxygène dissous (O D)	mg d'O ₂ /L	O D	Nous avons utilisé la méthode potentiométrique. (oxymètre portatif, Oxi 340i /Set WTW)
05	L'Ammonium	mg/L	N – NH ₄	Par la méthode (spectrophotométrie) spectrophotomètre DR.2800 Hach Lange.
06	L'Azote total	mg/L	NTK	
07	Nitrite	mg/L	N – NO ₂	
08	Nitrate	mg/L	N – NO ₃	
09	Phosphore totale	mg/L	Pt	spectrophotomètre DR.2800 Hach Lange.
10	Température	°C	T	Thermométrique : thermomètre électronique type Hanna
11	Potentiel hydrogène	Unité pH	pH	électrométrique pH mètre type WTW 340 I /Set , portatif et Electrode Sen Tix 41-3

3-6 : Méthodes des prélèvements : Les prélèvements ont été réalisés conformément à la norme AFNOR NF EN 25667 (ISO 5667). Cette norme précise la méthode de prélèvement, les réactifs de fixation à utiliser, les précautions à prendre lors du transport des échantillons (*réfrigération à 4 °C*), etc.Les mesures de pH et température et oxygène dissous ont été réalisées *in situ*. Les échantillons prélevés ont été conditionnés selon la norme AFNOR NF EN 25667 (ISO 5667) et acheminés au laboratoire de la STEP ou nous avons procédé immédiatement à leur analyse, au laboratoire de valorisation et promotion des ressources Saharienne (VPRS) Université KASDI Merbah Ouargla dans un délai qui n'excédait pas 24 h, pour ce qui est de l'analyse de la chlorophylle et les méthodes d'analyses physico-chimique des échantillons sont présentées sur le tableau (3-1)

3-7 : Procédure d'analyse : Les procédés d'analyse des paramètres physico-chimiques indiqués dans le tableau (3-1) sont

3-7-1 : détermination de la teneur de MES :

- **But d'analyse :**

Est de déterminer la teneur de matières en suspensions d'une eau traitée.

- **Principe:** L'eau est filtrée et le poids des matières retenues est déterminé par différence de pesée
- **Appareillage:**
 - ~ Balance de précision électronique (KERN. ABT). ~ Filtre.
 - ~ Etuve (MEMMERT. UNB). ~ Dessiccateur.
 - ~ Pompe a vide.
- Préparation des filtres par l'eau distillée:
 - ~ On lave le filtre par l'eau distillée.
 - ~ On met le filtre dans l'étuve à 105°C pendant 2 heures.
 - ~ On Laisse refroidir dans le dessiccateur.
 - ~ On pèse.
- Filtration de l'échantillon:
 - ~ On place le filtre (la partie lisse en bas) sur le support de filtration.
 - ~ On agite le flacon d'échantillon.
 - ~ On verse un volume de 100 ml d'échantillon dans l'éprouvette graduée.
 - ~ On filtre l'échantillon.
 - ~ On rince les parois internes de l'éprouvette graduée avec l'eau distillée.
 - ~ On retire avec précaution le papier filtre à l'aide de pinces.
 - ~ On met le filtre dans l'étuve à 105°C quelques minutes.
 - ~ On laisse refroidir dans le dessiccateur.
 - ~ On pèse le filtre.
- Expression des résultats :

Les matières en suspensions (MES) mesurée par la méthode de filtration la concentration est exprimée en mg/l, elle est calculée selon la relation suivante :

$$\text{MES} = \frac{M_1 - M_0}{V} \times 1000$$

Eq (3-1)

MES ; concentration en matières en suspensions (mg/l)

M0 : Masse du papier filtre avant l'utilisation (en mg/l)

M1 : Masse du papier filtre après l'utilisation (en mg/l)

V : volume d'eau utilisée en (ml)

3-7-2 : détermination de la teneur de DCO :

- **But d'analyse :**

La Mesure de la demande chimique en oxygène, nous renseigne sur la bonne marche des bassins d'aération et nous permette d'estimer le volume de prise d'essai de DB05.

- **Principe :**

Il s'agit d'une oxydation chimique des matières réductrices contenues dans l'eau par excès de bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acidifié par acide sulfurique (H_2SO_4), en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) et de sulfate de mercure ($HgSO_4$).

- **Appareillage :**

III. Pipette jaugée à 2 ml.

III. Spectrophotomètre (BEHRE (Test TRS 200II))

Réactifs :

III. Réactifs DCO (LCK 314) gamme (15 à 150 mg/l) pour les faibles concentrations.

III. Réactifs DCO (LCK 114) gamme (150 à 1000 mg/l) pour les fortes concentrations

- **Procédure:**

III. On ajoute 2 ml d'échantillon en tube de réactif DCO

III. On agite et on place le tube fermé dans le réacteur DCO et chauffer deux heures à 148°C.

III. On Laisse refroidir à température ambiante.

- **Expression des résultats :**

La DCO est mesurée par un DCO metre (BEHRE Test TRS 200), par la méthode au bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$). Cette méthode permet de déterminer la teneur totale en matière organique oxydable des eaux, dans les conditions de l'essai.

L'oxydation se fait par excès de bichromate de potassium en milieu acide et à l'ébullition en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) et de sulfate de mercure ($HgSO_4$). L'excès de bichromate est dosé par une solution titrée de sulfate de fer et d'ammonium, qui donne un virage au rouge violacé en présence de féronie comme indicateur.

La DCO exprimée en mg/l d'oxygène est donnée par la relation suivante :

$$DCO = \frac{8000(V0 - V1) \times T}{V}$$

Eq (3-2)

Avec :

V_0 : Volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour l'essai à blanc (en mL)

V_1 : Volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour la pris d'essai (en mL)

V : volume de la prise d'eau (en ml).

T : Titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium

3-7-3 : détermination de la teneur de DBO5 :

- **Principe:**

L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermostats est mis sous incubation. On fait la lecture de la masse d'oxygène dissous, nécessaire aux microorganismes pour la dégradation de la matière organique biodégradable en présence d'air pendant cinq (5) jours. Les microorganismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacés en permanence par l'oxygène de l'air, contenu dans le flacon provoquant une diminution de la pression au dessus de l'échantillon, cette dépression sera enregistrée par Le DBO mètre.

- **Appareillage :**

- .- Un Réfrigérateur conservant une température de 20°C
- .- Un agitateur magnétique.
- Une Bouteilles brune de 500L.
- Un OXITOP.
- Une Pastilles hydroxyde de sodium (pour absorber le CO₂ dégager par le microorganisme).

- **Procédure :**

On détermine la DCO est primordiale pour connaître les volumes à analyser pour la DB05.

Volume de la prise d'essai (DB05) = DCO (mg/L) x 0.80, pour les eaux urbaine.

- On introduit la quantité de l'eau à analyser suivant le tableau. En fonction de la valeur de DCO.

Tableau (3-3) :

Tableau (3-3) : les volumes des d échantillon d'après les valeurs de la DCO.

La charge	DCO (mg/l)	Prise d'essai (ml)	Facteur
Très faible	0-40	432	1
Faible	0-80	365	2
Moyenne	0-200	250	5
Plus que moyenne	0-400	164	10
Un peu chargée	0-800	97	20
Chargée	0-2000	43.5	50
Très chargée	0-4000	22.7	100

- ~ On Introduit la barre aimantée (agitateur) et les 2 pastilles d'hydroxyde de sodium et on ajoute une pincée de l'allyle thio –urée $C_4H_8N_2S$
- ~ On visse la tête de mesure sur les bouteilles.
- ~ On appui simultanément sur les touches (S+M) durant 3 secondes jusqu'a apparition du message (OO).
- ~On met au réfrigérant à $20^{\circ}C$ pendant cinq jours.
- ~On Lit au bout de cinq jours la valeur affichée et appliquer le coefficient pour la valeur réelle

- **Expression des résultats :**

La DBO5 est mesurée par un DBO (Oxi Top IS 12 et Thermostat TS 606/4-i),après incubation pendant 05 jours dans l'obscurité à une température de $20^{\circ}C$.

$$DBOs (mg/l) = \text{Lecteur} \times \text{Facteur.}$$

Eq (3-3)

3-7-4 : détermination de pH :

- La mesure de pH a été effectuée directement par un électro métrique PH mètre type WTW 340 I /Set , portatif et Electrode Sen Tix 41-3.

- **But d'analyse:**

Détermination de l'acidité, la neutralité ou la basicité de l'eau.

- Appareillage :**

- ~ Un pH- mètre potable.
- ~ Solution étalon 4.7 et 10.
- ~ Pissette eau déminéralisé

- **Procédure :**

- ~ On vérifie le calibrage de l'appareil suivant la procédure ci jointe.
- ~ On plonge l'électrode dans la solution a analysé.
- ~ On lit le pH à température stable
- ~ On rince bien l'électrode après chaque usage et on conserve l'électrode toujours dans une solution électrolyte.

3-7-5 : détermination de la température T et la conductivité C_E ;

- **Principe:**

La valeur de la conductivité est un paramètre cumulé pour la concentration en ions d'une solution mesurée. Plus une solution contient de sel, d'acide ou de base, plus sa conductivité est

élevée. L'unité de conductivité est $\mu\text{Srn}/\text{cm}$, Pour sa mesure, nous avons eu recours à la méthode électrochimique de résistance à l'aide du Conductimètre de poche de type (Conductimètre 3 m câble TetraCon325-3 avec sonde de température intégrée).

Appareillage :

- Conductimètre de poche (Conductimètre 3 m câble TetraCon325-3 avec sonde de (température intégrée).
- Pissette eau déminéralisé.
- Solution KCl (3 mol/L) pour calibrage.ID-5-3)

• **Procédure:**

- On vérifie le calibrage de l'appareil suivant la procédure ci jointe
- On plonge l'électrode dans la solution a analysé.
- On Lit la C_E et la température des stabilise de celle-ci.
- On rince bien l'électrode après chaque usage et on conserve l'électrode toujours dans l'eau déminéralisée.

3-7-6 : détermination de la teneur de l'oxygène dissous.

• **Principe:**

La concentration réelle en oxygène dépend en outre de la température, de la pression de l'air, de la consommation d'oxygène due à des processus microbiologiques de décomposition ou une production d'oxygène, par exemple, par les algues. Actuellement, la mesure électrochimique est la méthode reconnue par les différentes normes pour déterminer la concentration en oxygène des eaux à l'aide du l'oxymétrie de poche Oxi 340 I

• **Matériel nécessaire :**

- Un oxymètre.
- Solution alcaline électrolyte pour calibrage.
- Pissette eau déminéralisé.

La teneur de l'oxygène dissous est mesurée à l'aide d'un oxymétrie portatif de type (Oxi 340i /Set WTW).

3-7-7 : détermination de la teneur de NO_2^- et NO_3^- , NH_4^+

Les nitrates et les nitrites, l'ammonium ont été dosés par spectrométrie UV/ visible (DR.2800Hach Lange.). ISO 7150/1-1984 (F)

3-7-7-1 : détermination de la teneur de NO_2^- :

Réactifs :

- Solution de nettoyage :

Solution d'acide chlorhydrique (à $d = 1.12 \text{ g} = 25\%$).

- Solution du réactif :

Sulfamide $\text{C}_6\text{H}_2\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$20g

A dissoudre dans un mélange de 50 ml d'acide phosphorique ($d = 1.71 \text{ g/ml} = 85\%$ de masse) et 250 ml d'eau distillée.

Dans cette solution on dissout 1 g de N-(1-naphtyl)-éthylénediamine-dichlorohydrate ($\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_2\text{N}_2$)

Et on complète avec de l'eau distillée dans une fiole jaugée à un volume de 500 ml solution est stable pendant un mois si l'on garde à l'obscurité (bouteille en verre marron bien fermée) et 4°C au réfrigérateur.

-Solution d'acide phosphorique :

Dans une fiole jaugée (de 250 ml) on dissout 25 ml d'acide phosphorique ($1.71 \text{ g/ml} = 85\%$ en masse) dans 150 ml d'eau distillée. Après refroidissement à la température ambiante, on complète à l'eau distillée à 250 ml.

-Solution standard de 100 mg/l :

On dissout 0.492 de Nitrites de Sodium (NaNO_2) séché pendant 2h à 105°C dans 750 ml d'eau distillée et on la complète à 1l. $1 \text{ ml} = 100 \text{ gr} = 0.1 \text{ mg}$ de N-NO_2^- . Cette solution est stable pendant un mois à l'obscurité et à 4°C .

- Prélèvement et préparation des échantillons

On conserve l'échantillon à 4°C et on effectue le dosage dans les six heures qui suivent le prélèvement. En cas d'impossibilité, on ajoute une goutte de chloroforme à l'échantillon.

Pour le prélèvement il faut utiliser des bouteilles en verre.

-Mode opératoire :

Dans le cas d'échantillons troublés, il faut filtrer ceux-ci sur un filtre à membrane de 0,45Mm. Et on a introduit 40ml de l'échantillon (filtré) dans une fiole jaugée de 50ml.

On ajoute 1ml de la solution du réactif, bien mélangé. Et on vérifie que le PH soit 1,9 (à un PH on ajoute de l'acide phosphorique). On complète avec de l'eau distillée à 50ml et bien mélangée et on mesure l'extinction après 20 à 30 mn à une longueur d'onde = 540 nm dans une cuvette de 1 cm. Le blanc étant composé d'eau distillée, traité de la même manière que les échantillons.

Expression des résultats :

La valeur donnée par le Spectrophotomètre correspond à la concentration en N-NO_2^- donc pour avoir la concentration en NO_2^- on doit multiplier la valeur par 3,29.

3-7-7-2 : détermination de la teneur de NO_3^- :**Réactifs :**

Mélange acide : On mélange avec précaution 500 + ou – 5ml d'acide sulfurique (H_2SO_4)

($d = 1,84$) et 500 + ou – 5ml d'acide ortho phosphorique (H_3PO_4 $d=1,69$) dans un bêcher en verre de 2 litres de capacité, on ajoute 0,040g d'acide amidosulfonique.

Et on la conserve dans une bouteille bouchée en verre. Cette solution est indéfiniment stable.

Diméthyle-2,6 phénol : solution à 1,2g/l : on dissout 1,2 + ou -0,1g de diméthyl-2,6 phénol ($(\text{CH}_3)_2\text{C}_6\text{H}_3\text{OH}$) dans 1000 + ou -10ml d'acide acétique (CH_3COOH $d=1,05$).

Gamme d'étalonnage :

- **Solution-mère :** On dissout 7,218 + ou – 0,001g de nitrate de potassium (KNO_3), préalablement séché à 105°C pendant au moins 2 H, dans 750 ml d'eau environ dans une fiole jaugée de 1000 ml. Et on complète le volume avec de l'eau. On conserve la solution dans une bouteille en verre pendant 2 mois seulement.

- **Solution intermédiaire à 100mg/l :** On transvase à la pipette 50ml de la solution-mère dans une fiole jaugée de 500mg/l et on complète le volume avec de l'eau. On conserve cette solution dans une bouteille en verre pendant un mois seulement, 1ml de cette solution correspond à 1,1 mg d'azote de Nitrate.

- **Solutions standards :** Dans une série de fioles jaugées de 100 ml on prépare à partir de la solution intermédiaire, des solutions filles à des concentrations allant de 01 à 25mg/l d'Azote de Nitrate comme suit :

- 1mg/l : on prélève 1 ml	15mg/l : on prélève 15 ml
- 5mg/l : « « 5 ml	20mg/l : « « 20 ml
- 10mg/l : « « 10 ml	25mg/l : « « 25ml

On complète à 100ml et on conserve ces solutions dans des bouteilles en verre pendant 1 semaine.

-**Mode opératoire :** A l'aide d'une pipette pourvue d'une poire, on introduit 35 ml du mélange acide dans série de fioles coniques sèches de 100 ml. On introduit dans chaque fiole à l'aide d'une pipette ,5ml des solutions d'étalonnage, puis 5ml de la solution de diméthyle-2,6 phénol. Et on mélange soigneusement le contenu de la fiole par agitation circulaire et on laisse reposer pendant 10 à 60mn. On effectue un essai à blanc parallèlement au dosage en utilisant 5ml d'eau à la place de la prise d'essai, ainsi que pour l'échantillon

Expression des résultats : La concentration en Azote Nitrate est la valeur donnée par le Spéctro à une longueur d'onde de 324 nm, quant à la concentration en Nitrate = $\text{N-NO}_3^- * 4,427$

3-7-7-3 : détermination de la teneur de NH_4^+ : L'ammonium constitue la forme réduite de l'azote

Détermination : Il existe plusieurs méthodes de détermination de la concentration de l'ammonium.

Nous avons utilisé la méthode potentiométrique. (DR/ 2800 Hach Lange *spectrophotométrie*)

Mode opératoire :

✓ **Solutions étalons :** chlorures d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4^-$ ou le sulfate d'ammonium

Etalonnage :

Préparation des solutions – étalons :

Pour préparer une solution de 0,1 g/l d'azote ammoniacal, on pèse 0,4717 g de sulfate d'ammonium sécher à 105°C p dt 1 heure qu'on dissout dans 1 L d'eau distillée.

On aura ainsi une solution –mère de 100 mg/L (0,1 mg/ml).

On pipe 10 ml de la solution –mère qu'on met dans 1 L d'eau distillée pour avoir une solution intermédiaire de 1 mg/l.

On prend dans une série de fiole jaugée de 50 ml :

4ml ; 8ml ; 12ml ; 16ml ; 20ml et 24ml de la solution intermédiaire.

On complète à 40 ml avec de l'eau distillée.

On aura les concentrations suivantes : 0,1mg/l ; 0,2mg/l ; 0,3mg/l ; 0,4mg/l ; 0,5mg/l et 0,6 mg/l.

On ajoute 4,00 +ou- 0,05 ml de réactif coloré et homogénéiser. On ajoute ensuite 4,00 +ou- 0,05ml de la solution dichloroisocyanurate de sodium et homogénéiser. Diluer au trait de repère avec de l'eau. Agiter vigoureusement la fiole et la placer dans un bain d'eau maintenu à 25°C. On Laisse au repos pendant au moins 60 mn.

Essai à blanc : On procède comme décrit précédemment, mais en utilisant 40 ml d'eau distillée à la place de prise d'essai.

Préparation de l'échantillon : On Filtre, selon la teneur en ammonium attendue, jusqu'à 40 ml d'échantillon dans une fiole de 50 ml, ajouter 4 ml de la solution de salicylate et mélanger. Le PH de la solution doit être de 12,6 ; ce qui est le cas pour les eaux neutres puis ajouter, comme pour les solutions standard, 4 ml de la solution de réactif et, compléter la fiole jusqu'à la jauge. Garder la fiole dans un bain-marie à 25°C pendant 1 heure et mesurer ensuite à une longueur d'onde de 655 mn avec le spectrophotomètre.(DR2800 Hach Lange)

3-7-8 : détermination de la teneur de phosphore totale. Le dosage des phosphores est également effectué par spectrométrie d'absorption moléculaire (DR.2800 Hach Lange.).par formation, en milieu acide, d'un complexe phosphomolybdique .

3-7-9 : La méthode d'analyses bactériologiques :

3-7-9-1 : Introduction :

L'objectif de l'analyse bactériologique d'une eau n'est pas d'effectuer un inventaire de toutes les espèces présentes, mais de rechercher soit celle qui est susceptibles d'être pathogènes, soit celles qui sont indicatrices de contamination fécales.

L'analyse débute par l'acte de prélèvement qui doit mettre en œuvre des méthodes assurant l'absence de contamination et la survie bactérienne. Sont indiquées ensuite les méthodes générales d'examen bactériologique des eaux suivies des recherches de bactéries indicatrices de pollution et d'efficacités de traitement puis des bactéries spécifiques pathogènes.

3-7-9-2 : Méthodes de prélèvement :

● : Matériel de prélèvement :

- -1 flacon en verre (borosilicaté de préférence) de 250 à 1000 ml.
- -2 flacon en plastique à usage unique stérilisés par le fabricant.

- Appareils de prélèvement :

Plongeur et canne à prélèvement : utilisé en cas de prélèvement d'une eau d'un puits, au centre d'un cours d'eau, en profondeur dans un bassin.

3-7-9-3 : Mode de prélèvement :

- ▣ En fonction de la nature des eaux analysées et celle des micro-organismes recherchés, les normes fixent des conditions à respecter (volume de l'échantillon, agent neutralisant, qualité du matériel d'échantillonnage.....)
- ▣ L'objectif est d'obtenir un échantillon aussi représentatif que possible de l'eau à examiner, sans contaminer ni modifier l'échantillon.
- ▣ Des précautions doivent être prises à trois niveaux:
 - ✓ Le matériel de prélèvement
 - ✓ Le mode de prélèvement
 - ✓ Le transport la conservation des échantillons

3-7-9-4 : Prélèvements des échantillons : Les prélèvements des échantillons pour les analyses bactériologiques sont les mêmes que pour les mesures de salinité. Sont prélevés dans des flacons en verre de 1000 ml préalablement stérilisés et protégés dans un emballage stérile.

Les analyses bactériologiques ont été effectuées juste après le prélèvement. 1 h après en vue à la recherche et le dénombrement des germes suivants : germes totaux, coliformes totaux et fécaux, streptocoques fécaux, Clostridium sulfito-réducteurs. Il faut signaler qu'un examen bactériologique ne peut être interprété que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé dans un récipient stérile, selon un mode opératoire précis évitant toutes les contaminations accidentelles, correctement transporté au laboratoire et analysé sans délai ou après une courte durée de conservation dans des conditions satisfaisantes. L'identification et le dénombrement des germes pathogènes des eaux usées brutes et épurées ont été réalisés suivant la méthode liquide (Rodier, 2005) [10].

CHAPITRE : 4
RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS

4-1 : Introduction :

Pour faire une lecture générale des tendances évolutives des concentrations des différents paramètres (Température, Conductivité, DBO_5 , DCO, MES, NO_2^- et NO_3^- , NH_4^+ et P_T et O_2 dissous, l'azote total). Nous avons procédé aux tracés de leur évolution en fonction du temps pour l'entrée et la sortie de la STEP allant de (4-1) à (4-48).

Les performances épuratoires ont été appréciées sur la base des abattements des différents paramètres entre la sortie et l'entrée de la STEP. Les abattements ont été calculés selon la formule suivante :

$$\text{Abattement (\%)} = \frac{C_E - C_S}{C_E} \times 100 = 100 - \frac{C_S}{C_E} \times 100 \quad \text{Eq (4-1)}$$

Avec :

- C_E concentration moyenne de pollution à l'entrée de la STEP.
- C_S concentration de pollution à la sortie de la STEP.

Les concentrations moyennes pour chaque mois durant les trois années ont été calculées selon la formule suivante : $\sum_{i=1}^3 C_i / 3$ Eq (4-2)

C_i : si la concentration temporelle de polluant pour chaque mois durant les trois années

Les résultats d'analyses sont reportés dans l'annexe pour les eaux usées brutes et traitées.

4-2 : qualité des eaux à l'entrée de la STEP : les concentrations des paramètres de polluants des eaux usées à l'entrée de la STEP fluctuent entre des Valeurs minimales et des Valeurs maximales regroupées dans le : Tableau 4-1

Tableau 4-1 : caractéristique des eaux à l'entrée du STEP (eaux usées brutes)

paramètres	MES mg/L	DBO_5 mg/L	DCO mg/L	NH_4^+ mg/L	NO_2^- mg/L	NO_3^- mg/L	NTK mg/L	P_T mg/L	O_2 di mg/L s	pH	Condo $\mu S/cm$	$T^\circ C$
Valeurs minimales	133.35	69.91	281.15	25.57	0.21	1.16	53.03	2.16	0.0	7.60	1250	20.34
Valeurs maximales	304.58	139.75	443.63	45.08	2.19	3.46	57.19	6.05	4.2	8.10	2000	30.85

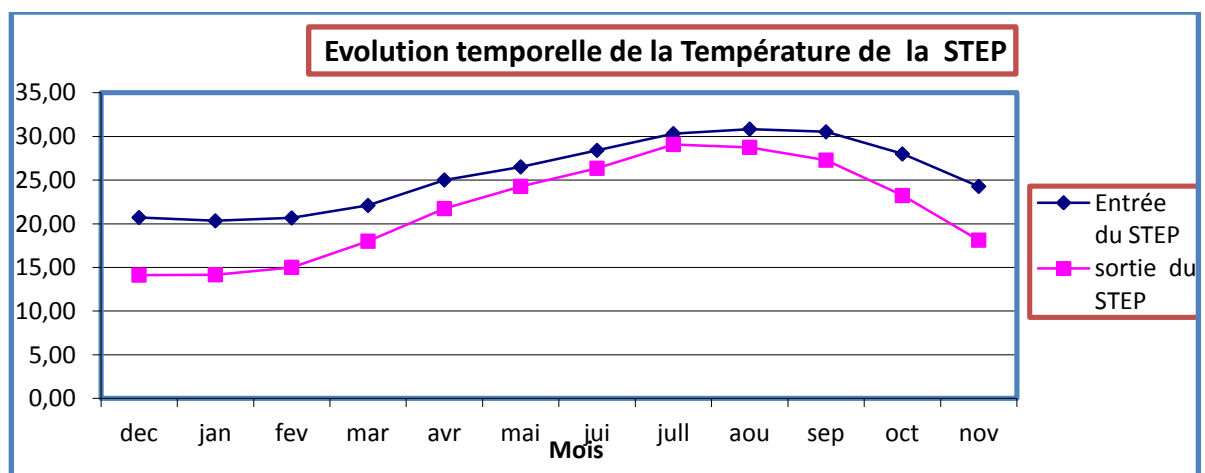
Ces résultats sont dans les fourchettes des eaux usées domestiques brutes Algériennes

4-3: L'étude de l'évolution temporelle de concentrations moyennes des paramètres de la pollution et leurs abattements moyens durant les années de suivi :

Pour L'étude temporelle des variations des concentrations chimiques des polluants dans la période de trois ans de suivi, 2013, 2014 et 2015, nous avons calculé la concentration moyenne pour chaque polluant par mois pendant les trois années en utilisant la relation (4-2). Les valeurs sont reportées dans le tableau (A -1) voir L'annexe pour les eaux usées brutes et traitées.

4-3-1 : Evolution temporelle de la Température :

L'évolution temporelle de la température durant les trois années de suivi est présentée par le graphe (4-1)



Graphe 4-1 : Evolution temporelle de la Température des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)

Le suivi de la température dans la filière de traitement dépend de la qualité des eaux dans la STEP :

Pour les eaux brutes : on remarque des valeurs presque constantes entre le mois de Décembre et Février pouvant atteindre un minimum de 20°C, puis on découvre une augmentation progressive de la température est de 30,85 °C observée au mois de Aout. La température diminuée par la suite jusqu'au mois de Décembre au la température est de 20,72 °C.

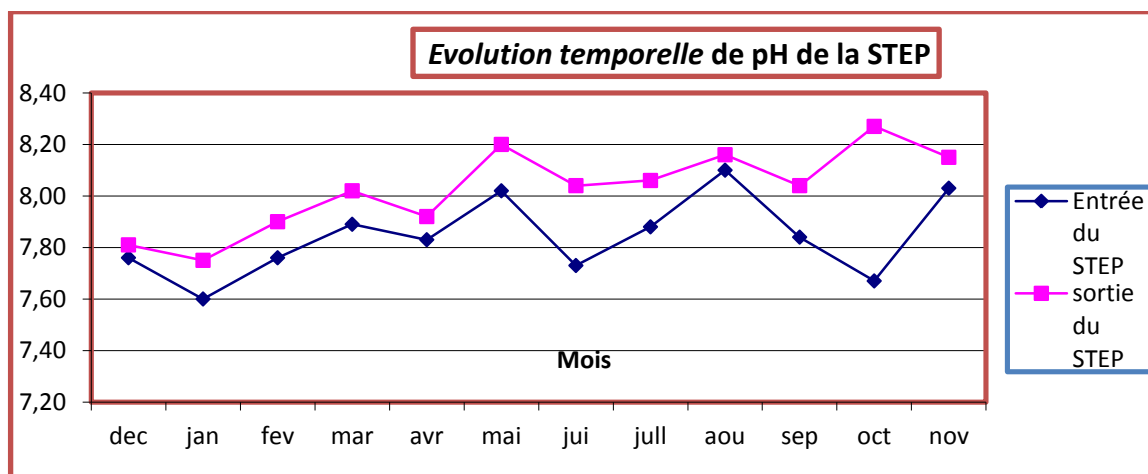
Pour les eaux traitées : sont caractérisées par des températures inférieures à 16 °C observées au mois de Décembre jusqu'au mois de Février pouvant atteindre un minimum de 14°C puis on observe une augmentation progressive de la température qui est de 29,09 °C observée au mois de Juillet , puis la variation temporelle de la température a montré une diminution qui varie entre 29,09 à 18,83 °C au mois de Juillet et au mois de Novembre.. On observe pratiquement les mêmes tendances que par les eaux brutes. Les températures des eaux brutes sont toutes supérieures à celles des eaux traitées. Les écarts de la température entre les eaux usées brutes et traitées ne dépassent pas 4°C

Les faibles amplitudes de variation sont observées pour la température ceci semble plutôt varier en fonction des saisons.

On constate que les valeurs saisonnières de la température présentent une moyenne de 25,64 °C pour l'entrée de la STEP (eau usée brute) et une valeur moyenne de 21,68°C pour la sortie de la STEP (eau usée traitée), ne dépasse guère 30°C. (voir l'annexe) qui est considérée comme valeur limite pour les rejets directs dans le milieu récepteur et pour les eaux usées destinées à l'irrigation des cultures (La norme Algérienne)(J.O de la république Algérienne, 2006 décret exécutif n°93-160-10 juillet). Elle est similaire à la norme de rejet exigée par l'OMS (25 à 30°C) et inférieure à la valeur recommandée par la loi algérienne limitant des paramètres de rejet dans le milieu récepteur 30°C (journal officiel de la République Algérienne, 1993). Cette plage considérée comme optimale pour le déroulement des processus biologiques.

Ce paramètre semble plus impacté par le climat que par la qualité des eaux. Ce résultat est normal puisque l'eau contenue dans les bassins au niveau des différentes étapes de traitement est exposé à l'air, fourni par des moyens mécanique (les aérateurs de surface), par la nature il s'établit donc un équilibre naturel entre la température de l'eau entrante et la température extérieure. Les amplitudes de variation sont très faibles durant la même saison.

4-3-2 : Evolution temporelle de pH : Le graphe (4-2) présente les variations du pH de l'eau brute et traitée durant les années 2013, 2014 et 2015



Graph 4-2 : Evolution temporelle de pH moyen des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014, 2015)

Pour le lagunage de Ouargla, Les valeurs de pH des eaux entrantes oscillent entre 7,60 et 8,10 et la valeur moyenne de ces eaux est de 7,84, Ces valeurs sont comparables à celles des eaux usées de Ouagadougou au Burkina Faso (Wethe. J) [63]; et (Anonyme) [64];. Ces valeurs sont légèrement alcalines et similaires à celles trouvées par (Oulkheir S., 2002) [65]; (El Guamri Y) [66] ; elles se situent dans l'intervalle limites de rejets directs, qui est compris entre 6,5 et 8,5 selon les normes

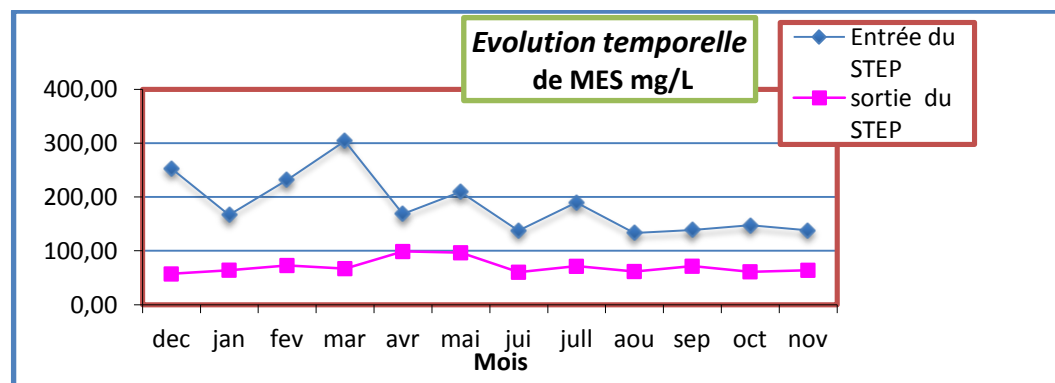
Algériennes (décret 06-141). Les valeurs trouvées de pH ne dépassent pas trop la valeur optimale pour les bactéries (environ 8 [48])

Pour les eaux sortantes les valeurs de pH varient d'une valeur minimale de 7,75 à une valeur maximale de 8,27, avec une valeur moyenne de 8,02. Ces valeurs restent dans l'intervalle des limites de rejets directs. Elles sont dans les normes exigées par la loi Algérienne limitant des paramètres de rejet dans le milieu récepteur (6,5 - 8,5) (J.O de la République Algérienne, 1993) et la norme de rejet exigée par l'OMS (6 - 9).

La variation du pH correspond à un domaine de croissance optimale des microorganismes [7,5 ; 9] (Josserand A)[49],(Rouvilis.) [60]. Notre valeur de pH correspond à un intervalle de [7,84, 8,02] très favorable pour l'élimination des coliformes (USEPA,) [48]

Le pH du milieu augmente de 7,60 comme valeur minimale observée au mois de Janvier pour les eaux brutes à une valeur maximale observée en mois d'octobre est de 8,27 pour les eaux traitées. Ce phénomène est illustré par le graphe (4-2). Cette augmentation est plus nette à la sortie de la STEP tel que la valeur moyenne du pH à l'entrée est de 7,84 et sa valeur moyenne à la sortie de la STEP est de 8,02 unités de PH. Il y a une légère augmentation dans les eaux sortantes nous pouvons expliquer cela par la réaction de dénitrification qui absorbe des ions H^+ .

4-3-3 : Evolution temporelle de MES : Le graphe (4-3) donne les valeurs moyennes mensuelles de la MES de l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP durant les années de suivi



Graphique 4-3 : Evolution temporelle de MES des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014, 2015)

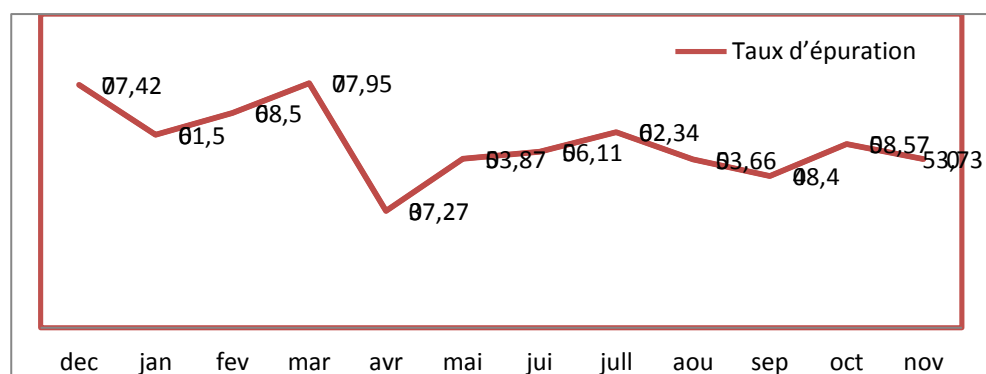
Le graphe (4-3) montre que le passage de l'effluent dans les étages d'épuration permet de réduire le MES de l'effluent traité de 105,9 mg/L à une valeur moyenne 57,25 mg/L. La concentration en MES des eaux usées brutes fluctue entre un minimum à 133,35 mg/L et un maximum à 304,64 mg/L et la teneur moyenne de MES durant les trois années (2013, 2014, 2015) de suivi est de 185,105 mg/L. Ces résultats sont inférieurs à ceux trouvés par (Raweh)[74] (813 mg/L) Plus ou moins similaires à ceux trouvés par (Oulkheir S) [65] et ceux rencontrés à

Marrakech (Maroc) (194 mg/L) par (M.Abissy)[67] et par (L.Bouarab,N) [68], (167 mg/L) et par (A.Kbibch) [69] (224 mg/L). Celle à la sortie oscille entre 57,25 et 105,9 mg/L. et la teneur moyenne est de 57,25 mg/L cette valeur est légèrement supérieure à la concentration des normes Algérienne de rejet direct (35 mg/l)] (décret n°93-160 du 10 Juillet 2006), valeur limitée 35 mg/L aussi supérieure à la norme recommandée par l’OMS 30 mg/L. Il est cependant connu qu’il est difficile d’obtenir des valeurs plus faibles par le procédé du lagunage, surtout si les bassins de sortie sont le siège d’une intense photosynthèse.

L’augmentation et la diminution de teneur en terme de MES dues à l’activité des algues peuvent être expliquée par la présence du phénomène de la prolifération massive des algues dans les différentes étapes de traitement biologique [70].

La charge éliminée des MES durant les années de suivi varie entre un maximum de 237,48 mg/L observé au mois de Mars où la température est de 22,10 °C pour les eaux brutes, et 18,01 pour les eaux traitées et un minimum est de 62,92 mg/L observé au mois d’Avril où la température moyenne est de 25,02 °C pour les eaux brutes et 21,75°C pour les eaux traitées. La charge moyenne éliminée durant les trois années de suivi est de 113,86 mg/L. Cette diminution peut être due à la décantation des particules agglomérées l4çe long du canal d’eau à ciel ouvert.

Le rendement épuratoire varie entre une valeur maximale est de 77,95% et une valeur minimale est de 37,27% graphe (4-4). L’abattement moyen de MES durant les trois années de suivi est de 61,51 % graphe (4-4), cette valeur dépasse l’abattement adapté par le concepteur 60%. Malgré que ces valeurs sont supérieures aux normes des rejets de directive des communautés : normes extrêmes limitées (35 mg/L), et à celle de l’OMS appliquée à l’Algérie (30 mg/L). Ces résultats montrent que malgré la charge en MES, son élimination se fait de façon efficace et avec un bon rendement.



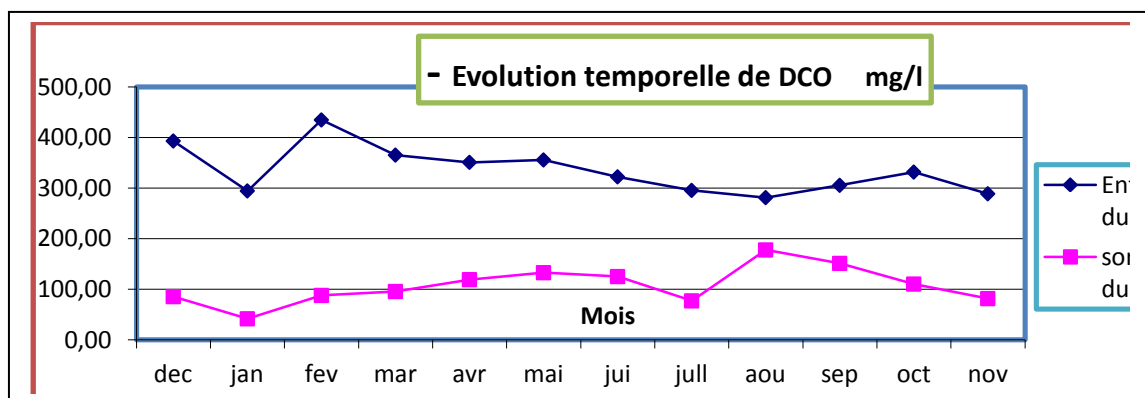
Graphique (4-4) : Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en MES durant les trois années de suivi (2013, 2014,2015).

Les matières en suspension (MES) constituent une bonne partie de la pollution carbonée. Leur abattement contribue donc à un meilleur rendement sur la DBO₅ et la DCO. D'après [71]. [72], [73]. La théorie admise à ce sujet est celle qui présente les algues et plantes aquatiques comme des barrières physiques freinant le transport des MES vers la sortie des bassins et contribuant ainsi à leur décantation et digestion dans les sédiments.

4-3-4 : Evolution temporelle de la pollution organique :

4-3-4-1 : Introduction : L'élimination en pourcent de la pollution organique, sont calculés à partir des concentrations des eaux à l'entrée et à la sortie de la STEP, sans tenir compte des modifications de volume (précipitation et évapotranspiration) qui ont pu intervenir. Le graphe (4-6) présente les variations de la concentration polluante organique de l'eau brute et traitées durant les années 2013. 2014 et 2015

4-3 -4-2 : Evolution temporelle de la DCO en mg/L : Le graphe (4-5) donne les valeurs moyennes mensuelles de la DCO de l'eau usée à l'entrée et à la sortie de la STEP durant les années de suivi



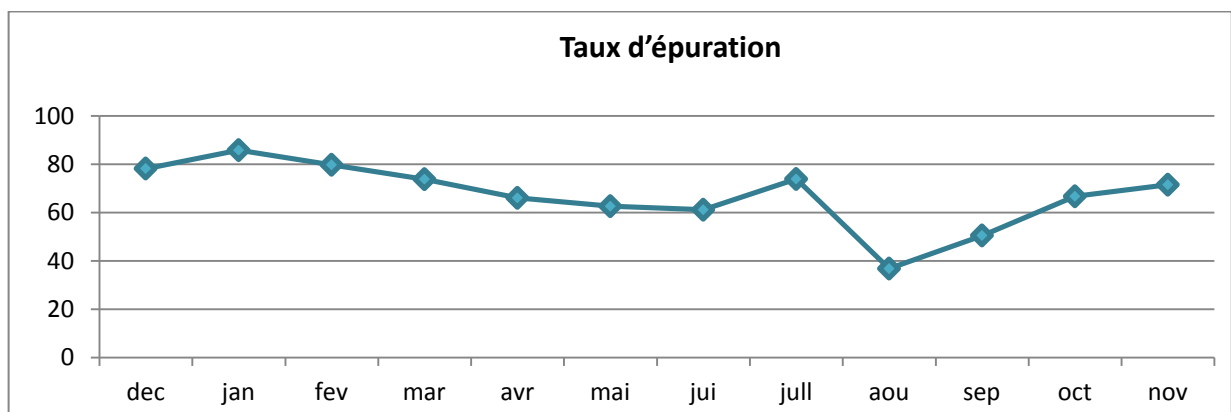
Graph 4-5 : Evolution temporelle de la DCO des eaux usées brutes et traitées durant les trois années de suivi (2013, 2014, 2015).

Le graphe (4-5) représente la variation de la DCO en fonction du temps. Nous observons une diminution significative de la DCO au cours du traitement de l'effluent dans les étages de la STEP. La teneur est réduite d'une valeur moyenne de 335,61 mg/L pour les eaux brutes à une valeur moyenne de 109,98 mg/l pour les eaux traitées cette dernière valeur est inférieure à la valeur fixée par le décret Algérien de rejet (N° 93-160) du 10 juillet 2006 : 120 mg/L) et supérieure à la norme fixée par l'OMS 90 mg/L. A la lumière des résultats obtenus dans le graphe (4-5) les valeurs de concentration de la DCO des eaux brutes de la STEP de Ouargla varient entre un maximum de 443,63 mg/L et un minimum de 288,66 mg/L, ces valeurs sont très inférieures à celles trouvées à Sanaa (Yémen) (1888 mg/L) (Raweh. S) [74] sont plus au moins similaires à celles obtenues à Souk Elarba du Gharb (Maroc) (235 mg/L) (A.Kbibch) [75] et à Ouarzazate (571 mg/L) (B. El Hamouri,)

[76]). en revanche, les valeurs des concentrations des eaux traitées varient entre un maximum de 132,80 mg/L et un minimum de 77,11 mg/L avec une moyenne de 109,98 mg/L, ces valeurs nous montrent le bon abattement des bassins aérés vis-à-vis de la pollution carbonée. Sur le graphe (4-5) les variations de concentrations de la DCO de la sortie du STEP de Ouargla et de l'entrée ne dépassent pas la norme de la directive des communautés européennes (2012): norme extrêmes limitées (125 mg/L) et la norme appliquée en Algérie (90 mg/l) normes de rejet de l'OMS.

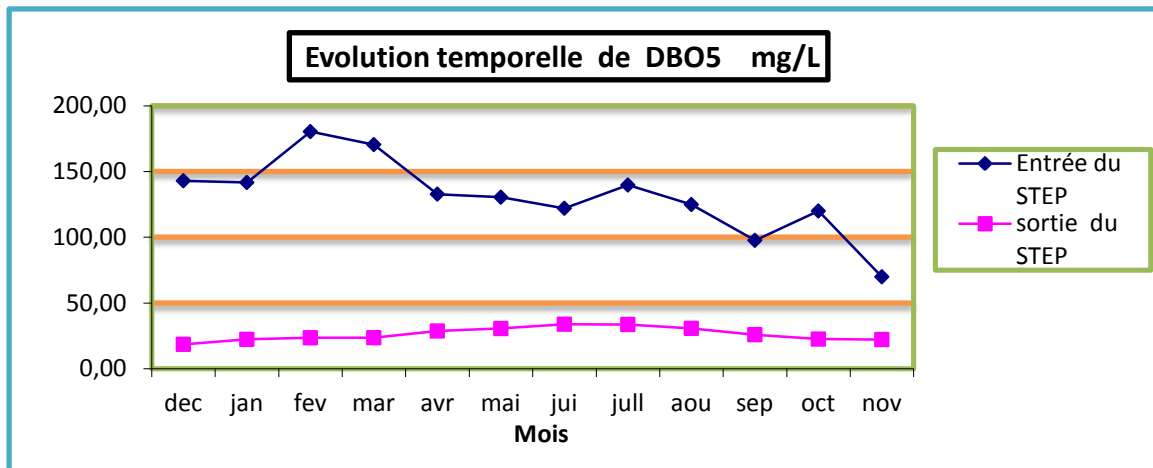
La charge éliminée de la DCO durant les années de suivi varie entre un maximum de 357,85 mg/L observé au mois de Février en hiver où la température est de 20,67 ° C et , et un minimum de 103,55 mg/L au mois d' Août en d'été où la température moyenne est de 30,85°C . La charge moyenne de la DCO pour les eaux brutes est de 335,61 mg/L et pour les eaux traitées est de 109,98 mg/L.,ainsi la charge éliminée moyenne est de 225,63 mg/L.

L'abattement moyen de la DCO durant les trois années de suivi est de 67,22% cette valeur ne dépasse pas l'abattement adapté par le concepteur 75 %. On peut expliquer ce ralentissement dans l'élimination de la DCO par le fait que les fractions difficilement biodégradables et dissoutes deviennent importantes au cours de l'épuration. Le rendement le plus élevé est de 80,66% observé au mois de février et le plus faible rendement est de 36,81 % observé au mois d'Aout.Graphe (4-6)



Graphe (4-6) : Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en DCO durant les trois années (2013, 2014,2015) de suivi.

4-3-4 -3 : Evolution temporelle de la DBO₅ : Le graphe (4-7) représente l'évolution des valeurs moyennes mensuelles de la demande biochimique de l'oxygène de l'eau brute et traitée durant les années de suivi.



Graphe 4-7 : Evolution temporelle la DBO₅ des eaux usées brutes et traitée durant les trois années (2013, 2014,2015)

Le graphe (4-7) qui retrace la moyenne des concentrations de la DBO₅ montre des abattements de plus en plus poussés qu'on avance dans les étapes du traitement. Pour la DBO₅ toutes les étapes de traitement impactent les concentrations en DBO₅ et permettent des réductions non négligeables entre les deux points des prélèvements.(entrée et sortie) de la STEP.

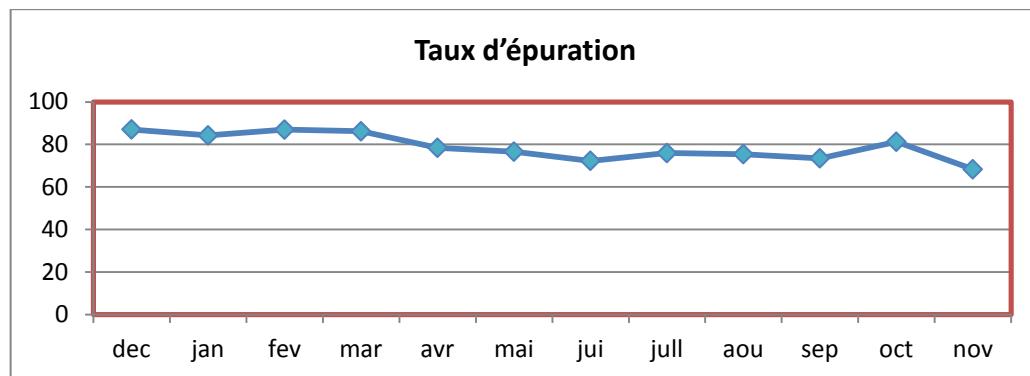
On trouve des concentrations de la DBO₅ à l'entrée varient entre 69,90 mg/L et 143 mg/L, ces valeurs sont inférieures à celles trouvés à Oujda (Maroc) (511 mg/L) (A. RASSAM) [77], et à Emir (Algérie) 467,27 mg/L (M. Chachoua) [78]. Les valeurs moyennes à la sortie varient entre 18,50 mg/L et 33,80 mg/L avec une moyenne de 26,30 mg/L. Ces résultats sont dans les normes des rejets direct dans le milieu récepteur soit en vu de la recommandation Algérienne 35 mg /L (décret N° 93-160) ou en vu de l'OMS 30 mg/L. Ces valeurs à la sortie nous renseignent sur le bon abattement des bassins aérés vis-à-vis de la pollution carbonée et dont les valeurs peuvent atteindre 80%. d'autre part ces valeurs enregistrées sont inférieures à 35 mg/L.(la norme Algérienne (décret exécutif n°93-160-10 juillet 2006) .Cette observation justifie le comportement des bassins de traitement par rapport à la DBO₅, qui semble identique (voir graphe 4-9). On observe deux valeurs au mois de Février et mois de Mars supérieure par rapport aux autres valeurs, certainement en relation avec la qualité des eaux usées à l'entré est le temps de séjour.

Une importante réduction de 143 mg/L à 18,5 mg/L de la DBO₅ est observée au mois de Décembre ou la température moyenne entre l'entrée de la STEP et sa sortie est de 17,42°C, une réduction faible de 69,90 mg/L à 22,15 mg/L observée au mois de Novembre ou la température moyenne enter l'entrée et la sortie de la STEP est de 21,20°C. Graphe (4-7)

La réduction moyenne de la DBO₅ durant les trois années (2013, 2014 et 2015) de suivi est de mg/L à 26,30 mg/L. La charge éliminée la plus élevée en termes de la DBO₅ est de 156,9 mg/L

observée au mois de février et la charge la plus faible est de 47,75 mg/L observée au mois de Novembre.

L'abattement moyen de la DBO₅ durant les trois années de suivi est de 79,93%. Cette valeur au voisinage de l'abattement adaptée par le concepteur 80%. Le rendement le plus élevé est de 87,06% observé au mois de Décembre et le plus faible rendement est de 68,31% observé au mois de Novembre. Graphe (4-8)



Graphe (4-8) : Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en DBO₅ durant les trois années de suivi (2013, 2014, 2015)

D'après les résultats des graphes (4-6), (4-8) nous pouvons constater que le rendement d'élimination des éléments organiques est appréciable surtout ce qui concerne La charge organique des eaux usées brutes présenté en DBO₅ présente une valeur moyenne de 131,10 mg /O₂/L . Ce résultat est inférieur à celui trouvé à Mechraa Belksiri (282,5mg/L) (El Guamri .Y) [66] et pour les eaux traitées présente une valeur moyenne de 26,30 mg/O₂/L avec une élimination moyenne est de 79,93%. Les bassins de la station permettant une réduction de la DBO₅ (87,06% et 68,31% respectivement) et plus que la moitié de la DCO (80,66% et 36,81% respectivement). De même et d'après les résultats que nous avons obtenus, on peut constater que le rapport DCO/DBO₅ est inférieur à 3 ce qui indique une dégradation importante de la matière organique. Dans l'ensemble, les eaux usées épurées sont de qualité nettement meilleure par rapport aux eaux usées brutes

4-3-5: Evaluation de la biodégradabilité des eaux usées de la zone d'étude :

Les eaux sont classées en deux catégories: et non biodégradables. Le calcul du coefficient de biodégradabilité des effluents des eaux brutes Pour une meilleure appréciation de l'origine des eaux usées de la ville d'Ouargla et le calcul des rapports DCO/DBO₅, DBO₅/DCO, et l'estimation de la Matière Oxydable (MO), présente des intérêts très importants. il dépend de la nature et de l'origine des eaux usées, qui peuvent être domestiques ou Industrielles (Metahri M.S,)[79]. Il est calculé par le rapport :

$$K = \text{DCO} / \text{DBO}_5$$

Le calcul de ces rapports et l'estimation de la Matière Oxydable pour la station d'eau usée étudiée fait ressortir les valeurs regroupées dans le tableau (4-2). La Matière Oxydable (MO) est calculée par la relation suivante :

$$\text{MO} = (2 \text{ DBO}_5 + \text{ DCO}) / 3$$

Tableaux (4-2) : Coefficients des eaux usées de la station de Ouargla

	Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc
DBO₅ mg/L	141,6	180,41	170,50	132,83	130,50	122,08	139,75	124,91	97,66	120	69,90	143
DCO mg/L	294,3	443,63	365,23	350,88	355,54	322,22	295,40	281,25	305,45	331,64	288,66	393,05
MO mg/L	192,5	268,15	235,41	205,51	205,51	189,32	191,63	179,35	166,92	190,54	142,82	226,35
DCO/DBO₅	2,07	2,35	2,14	2,64	2,72	2,63	2,11	2,25	3,12	2,76	4,12	2,63
DBO₅/DCO	0,48	0,40	0,46	0,37	0,36	0,37	0,47	0,44	0,31	0,36	0,24	0,36

Une valeur faible du rapport DCO/DBO₅ implique la présence d'une grande proportion de matières biodégradables et permet d'envisager un traitement biologique. Inversement, une valeur importante de ce rapport indique qu'une grande partie de la matière organique n'est pas biodégradable et, dans ce cas, il est préférable d'envisager un traitement physico-chimique.

Le rapport DCO/DBO₅ permet de déduire si les eaux usées rejetées directement dans le milieu récepteur ont des caractéristiques des eaux usées domestiques (rapport DCO/DBO₅ inférieur à 3).

Nous remarquons que les valeurs du DCO/DBO₅ varient d'une valeur minimale est de 2,07 observée au mois de Janvier à une valeur maximale observée au mois de Novembre est de 4,11. La valeur moyenne du rapport DCO/DBO₅ durant les trois années de suivi est de 2,62 donc, on peut conclure que même si les eaux usées urbaines présentent une charge organique élevée, elles sont facilement biodégradables

On remarque des valeurs du DCO/DBO₅ dépassant 3 observée au mois de Septembre (3,12) et au mois de Novembre (4,12) L'examen de ces résultats souligne bien le caractère biodégradable des eaux usées mélangées avec les rejets d'abattoir municipal et les rejets de l'hôpital militaire, l'hôpital civil Mohammed Boudiafe et quelques petites sociétés industrielles et les stations de lavage de véhicules de la ville de Ouargla auxquelles un traitement biologique paraît tout à fait convenable.

Le rapport DCO/DBO₅ a la sortie de la STEP

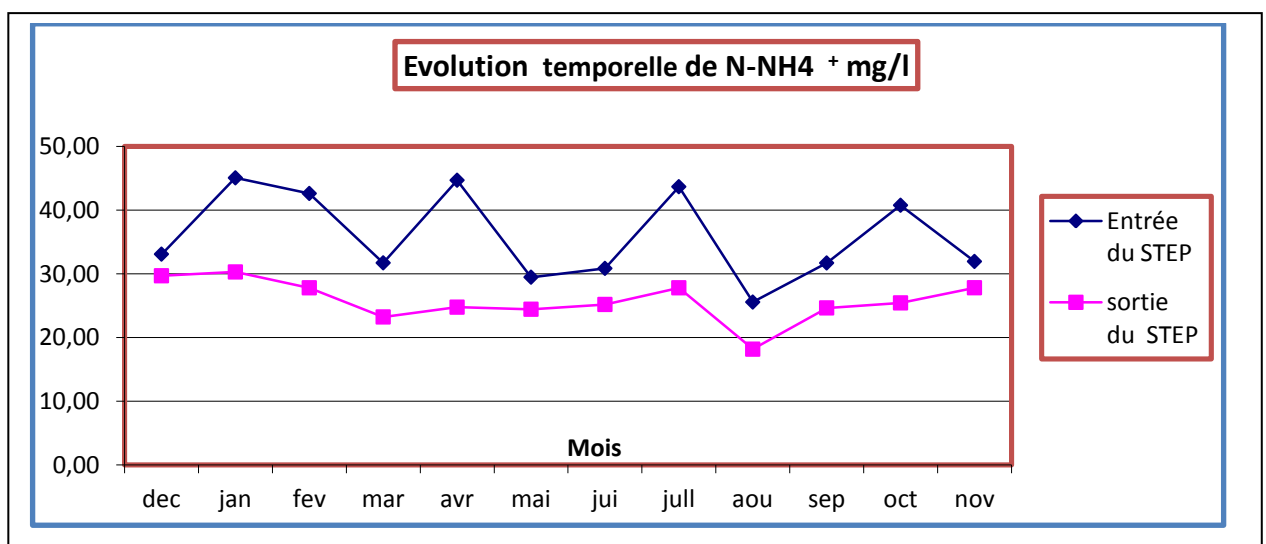
MOIS mg/L		Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	moyen
DCO mg/L	C _s	85,49	41,64	87,86	95,57	119,05	132,80	125,11	77,11	177,70	151,14	110,30	81,56	107,11
DBO ₅	C _s	18,50	22,30	23,51	23,58	28,66	30,53	33,80	33,63	30,66	25,88	22,5	22,15	27,30
$\frac{DCO}{DBO5}$		4,62	1,86	3,73	4,05	4,15	4,34	3,22	1,99	5,79	5,84	4,90	3,68	3,92

Grâce aux résultats obtenus à partir du rapport DCO/DBO₅ à la sortie de la station qui a dépassé 3 pour tous les échantillons analysés, on peut dire que l'eau traitée a besoin d'un traitement supplémentaire.

4-3-6: Evolution temporelle de la pollution Azotée :

Pour faire une lecture générale des tendances évolutives de la pollution Azotée des différents paramètres, NO₂⁻ et NO₃⁻, NH₄⁺ et l'azote total) et leurs tendances évolutives de la charge éliminée pour chaque paramètre ainsi les évolutions temporelles des abattements des différents paramètres cités dessus nous avons procédé aux tracés de leur évolution en fonction du temps dans les graphiques allant de (4-9) à (4-16).

4-3-6-1: Evolution temporelle de N-NH₄⁺ mg/L : Le graphe (4-9) présente les variations du N-NH₄⁺ de l'eau brute et traitée durant les 3 années 2013, 2014, 2015



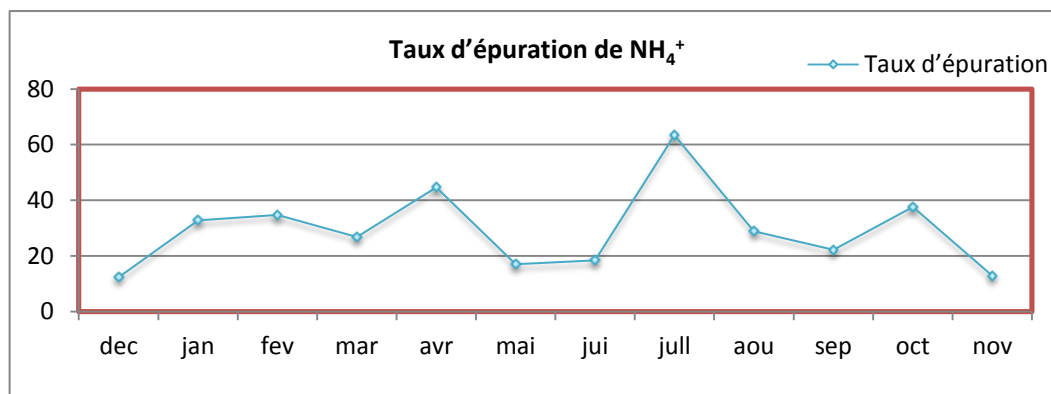
Graph 4-9 : Evolution temporelle de N-NH₄⁺ des eaux usées brutes et traitée durant les trois années de suivi (2013, 2014, 2015)

Le suivi d'élimination des matières polluantes des eaux usées par lagunage aéré de la ville de Ouargla démontre les éliminations de teneurs de $N-NH_4^+$ du l'entrée de la STEP vers sa sortie ceci à été prouvé par les valeurs obtenues du Graphe 4-9 qui correspondent totalement aux charges éliminées durant les trois années du suivi et on a constaté les résultats suivants :

La concentration la plus élevée pour le polluant $N-NH_4^+$ est de 45,08 mg/L observé au mois de janvier pour les eaux brutes et la concentration la plus faible est de 25,57 mg /L observée au mois d'Aout et la concentration moyenne durant les trois années de suivi pour les eaux brutes est 36,00 mg/l. graphe (4-9), pour les eaux traitées la concentration moyenne la plus élevée observée au mois de janvier est de 30,30 mg/L et la plus faible est de 18,17 mg /L observée au mois d' Aout graphe (4-9). La concentration moyenne durant les trois années de suivi pour les eaux traitées est de 25,77 mg /L. ces valeurs sont inférieure à celle trouvées à la lagune de Sidi Senoussi et d'Emir Abdel Kader par (Abdelali Seddini,) [80].

La charge éliminée de $N-NH_4^+$ durant les années de suivi variée entre un maximum de 19 ,94 mg /L observé au mois d'Avril au la température est de 23,38 ° C et un minimum de 04,13 mg/l observé au mois de Novembre, au la température moyenne est de 21,20°C. La charge moyenne éliminée de $N-NH_4^+$ durant les trois années de suivi (2013, 2014,2015) est de 10,23 mg/L.

les rendements épuratoires varient entre un maximum de 63,34% et un minimum de 12,38 le rendement épuratoire le plus élevé est de 63,34 % observé au mois de juillet ,et le plus faible est de 12,38 % observé au mois de Décembre le rendement moyen d'élimination de polluant $N-NH_4^+$ durant les trois années de suivi est de 28,41 %. Graphe (4-10).



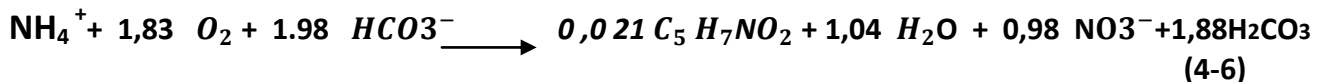
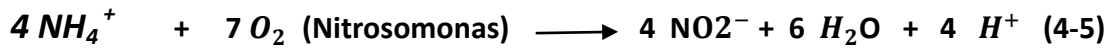
Graphe (4-10) : Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NH_4^+ durant les trois années de suivi.

Ces résultats sont reliés par plusieurs conditions entre à autre ;

- le débit de fonctionnement, correspondant à un temps de séjour.
- la charge azotée de l'effluent brut

- la capacité d'oxygénation.

Les éliminations de teneur des $N-NH_4^+$ comportent deux étapes d'oxydations. L'oxydation de l'ammonium NH_4^+ en nitrites NO_2^- et nitrates NO_3^- en milieu aérobie c'est la nitrification, La population bactérienne impliquée est autotrophe. Le déroulement de l'oxydation résumée par les réactions chimiques donnés ci-dessous...



On distingue deux types de nitrification sont :

- ✓ La nitrification hithotrophe ou autotrophe qui est caractérisée par l'utilisation de substrats inorganiques comme source d'énergie pour la croissance bactériennes. Elle concerne deux groupes de bactérie spécialisée dans cette fonction de la nitrification.
- ✓ La nitrification hétérotrophe qui est réalisée par des organismes
- ✓ hétérotrophes. elle concerne plusieurs groupes de bactéries, des champignons et des algues, etc. [79]

Les résultats illustrés sur le graphe (4-9) montrent effectivement que durant la phase aérobie, les germes autotrophes nitrifiants permettent de transformer l'azote ammoniacal d'une valeur moyenne de 35,94 mg/L à une valeur moyenne de 10,23 mg/L correspondant à un rendement de 28,41%.

Dans la nitrification; la gamme des températures préférables est limitée entre 5°C [32-33-34] inférieurement et 40°C vers 45°C supérieurement. D'où une température optimale se situe entre 25 et 36°C s'est présentée par les microorganismes nitrifiants.

Durant notre étude, la valeur moyenne de la température se trouve entre 21.68°C et 36°C. (Voir le graphe 4-1).

On justifie cette température optimale par un ensemble de conditions de culture, des souches privilégiées dans la culture et de la nature du substrat. (Les valeurs trouvées sont indiquées dans le tableau [(2-1) chapitre 2].

Les auteurs se mettent d'accord à dire que l'influence de la température optimum sur l'augmentation des microorganismes (malgré la différence légèrement observée) peut être retracée par la loi de Van't Hoff-Arrhenius.

$$\mu_{0(T)} = \mu_{0(20)} + (\theta)^{T-20}$$

$\mu_{0(T)}$: taux de croissance des bactéries nitrifiantes à la température T

$\mu_0 (20)$: taux de croissance des bactéries nitrifiantes à 20 °C

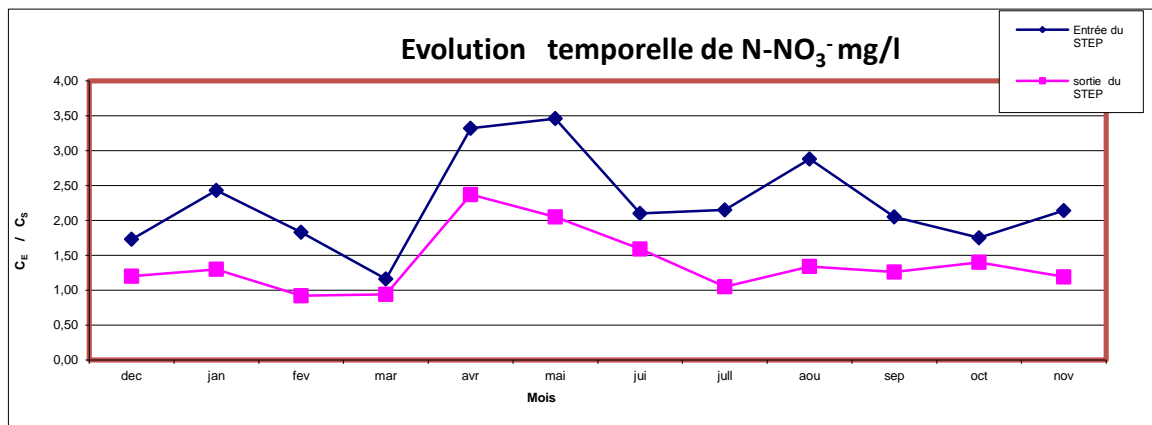
θ : Coefficient correctif : valeur retenue = 1,06

Notre étude montre que:

- 1- le taux de nitrification en fonction de pH est dans la zone de PH optimum s'affirme vers 8.5.
- 2- les valeurs moyennes du pH sont variées entre l'entrée et la sortie (entre 7.84 à 7.92) de la STEP

Les valeurs trouvées par (Henze.) [36] sont similaires avec les valeurs que nous a vous trouvées.

4-3-6-2 : Evolution temporelle de N- NO_3^- mg/L : Les résultats d'évolution temporelle de nitrate présentés par le graphe (4-11)



Graphe 4-11 : Evolution temporelle de N- NO_3^- des eaux usées brutes et traitées durant les trois années de suivi.

Le graphe (4-11) retrace la moyenne des concentrations de nitrate N-NO_3^- montre des abattements de plus en plus poussés qu'on avance dans les étapes du procédé qui permettent des réductions non négligeables entre les deux points de prélèvements.

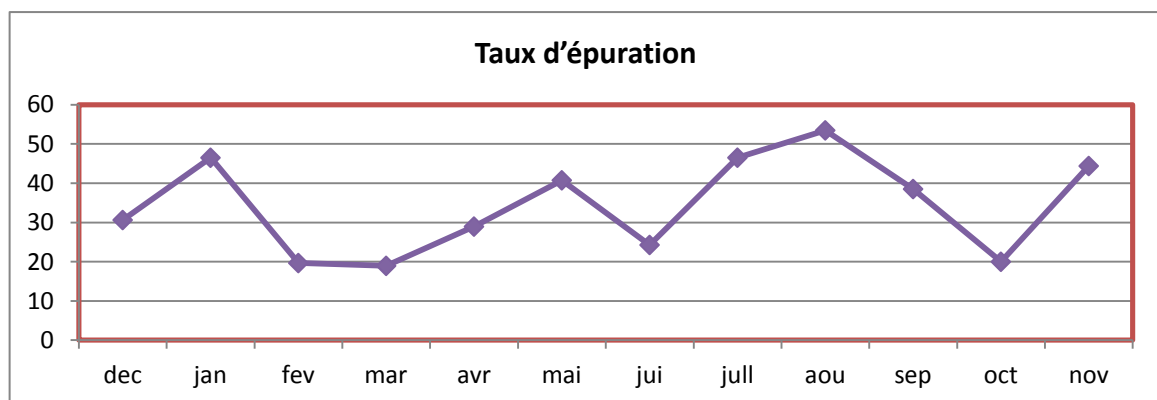
D'après le graphe (4-11) on remarque que les teneurs en N-NO_3^- varient dans les eaux usées brutes et les eaux usées traitées. Pour les eaux usées brutes la concentration moyenne la plus faible est de 1,16 mg/L enregistrée au mois de Mars et la valeur maximale enregistrée au mois de Mai est de 3,46 mg/L, la concentration moyenne pendant les trois années de suivi est de 2,25 mg/L Ces concentrations sont légèrement similaire à celles signalées trouvées par (Endamana D) [81] ; (Niang S.) [82], et à celles trouvées à Kenitra, Maroc (El Guamri .Y) [83] des valeurs extrêmes sont de 2,32 mg/L et 3,54 mg/L

Les faibles teneurs en nitrates au niveau des eaux brutes sont probablement dues au fait que l'azote contenu dans les eaux résiduaires domestiques a essentiellement une origine humaine. On estime environ 13 g/jour d'azote rejeté par un être humain adulte, sous forme essentiellement organique, présent dans l'urine [84].

Pour les eaux usées traitées la teneur minimale observée au mois de mars et de 0,92 mg/L enregistré au mois de Février et la concentration maximale est de 2,37 mg/L observée au mois d'Avril. La teneur moyenne en termes de $N-NO_3^-$ pour les eaux usées traitées pendant les trois années (2013 ; 2014 ; 2015) est de 1,38 mg/L. graphe (4-15)

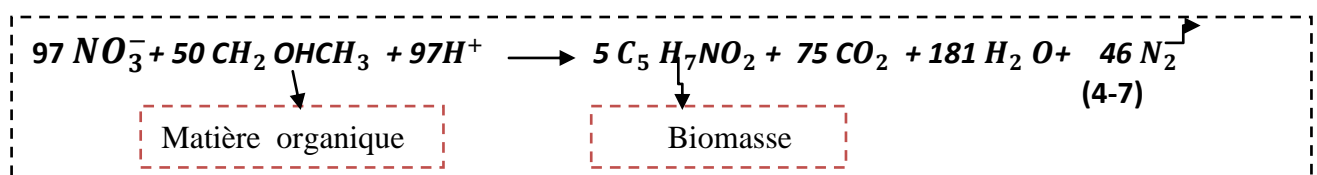
La charge éliminée de $N-NO_3^-$ durant les années de suivi est variée entre un maximum de 1,54 mg/L observé au mois d'Aout ou la température moyenne entre l'entrée et la sortie du STEP est de $29,80^\circ C$ et un minimum de 0,22 mg/L observé au mois de Mars en printemps ou la température moyenne est de $20,05^\circ C$, la charge moyenne éliminée durant les trois années de suivi est de 0,87 mg/L

Les rendements épuratoires varient entre une valeur maximale de 53,47% enregistré au mois d'Aout et une valeur minimale observé au mois de Mars graphe (4-17), est de 18,96 % L'abattement moyen de $N-NO_3^-$ durant les trois années de suivi est de 0,87 mg/L avec un rendement de 38,66 %.graph (4-12)



Graph (4-12) : Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NO_3^- durant les trois années de suivi (2013, 2013,2015).

Les réactions chimiques données ci-dessus résument le déroulement de transformation. D'où le traitement de nitrate centré sur la dénitrification qu'indique le changement des nitrate de $N-NO_3^-$ en azote gazeux(N_2) à des conditions d'absence d'oxygène libre. La population bactérienne hétérotrophe est contenue en se déployant à partir d'une source de carbone organique [79]

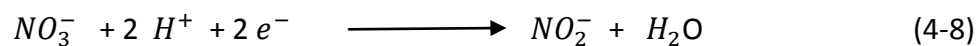


D'après (Metahri M.S). Cette réaction, liée a une synthèse cellulaire est catalysée par des bactéries chimioorganotrophes aérobie strictes pratiquant la respiration anoxique. Les nitrates issus de La nitrification, servent d'accepteurs finaux d'électrons et de protons dans le processus

de respiration. Contrairement au processus d'aérobie, la réaction en phase d'anoxie n'est possible que dans les conditions suivantes :

- ✓ Lorsque la teneur en DBO_5 est suffisante pour permettre le développement des hétérotrophes dénitrifiant..
- ✓ Lorsque des conditions d'anoxie sont réalisées, c'est-à-dire en présence d'oxygène lié (NO_3^-) et absence d'oxygène libre O_2 afin de favoriser la respiration sur le nitrate.

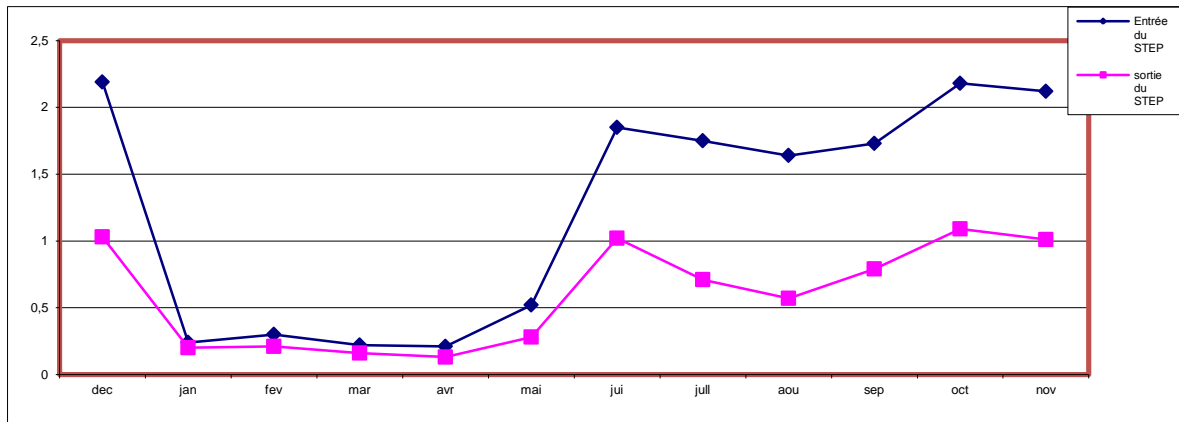
La dénitrification est un processus assez complexe. Cependant, elle peut être simplifiée par le schéma réactionnel suivant :



Les résultats illustrés sur le graphe (4-12) représentent la variation des concentrations en ions nitrate (NO_3^-) en fonction du temps la concentration moyenne en (NO_3^-) varie de 2,25 mg/L à 0,82 mg/L, soit un rendement de dénitrification de 36,44% résultats probablement du relargage d'ion (NO_3^-) par les bactéries hétérotrophes soumises aux conditions de stress avec le rendement 36,44%. Ce phénomène est très fréquent en phase d'anoxie.

On observe des faibles concentrations en Nitrate varient de 1,16 mg/l et 3,32 mg/l durant les trois années de suivi. Les concentrations en nitrate dans les bassins d'aération varient en fonction des charges d'azote appliquées sur la filière de traitement. Dans les bassins à faible charge organique, on observe une augmentation du nitrate comme c'est le cas pendant le printemps et l'été (voire le graphe (4-15) indiquant qu'une charge de concentration en nitrate stagne ou diminue.

4-3-6-3 : Evolution temporelle de N- NO₂⁻ mg/L : Le graphe (4-13) montre les variations de la concentration moyenne des eaux usées brutes et traitées en fonction de temps pendant les années de suivi



Graphe 4-13 : Evolution temporelle de N- NO₂⁻ des eaux usées brutes et traitées durant les trois années de suivi (2013, 2013, 2015).

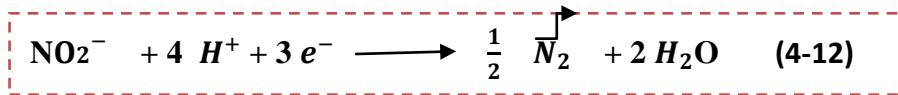
D'après le graphe (4-13) on remarque que les teneurs en nitrites varient saisonnièrement dans les eaux usées brutes et les eaux usées traitées. Pour les eaux brutes la concentration maximum est de 2,19 mg/L observée au mois de Décembre au la température moyenne est de 20,72 °C, et un minimum de 0,21 mg/L observée au mois d'Avril la température moyenne est de 25,02°C.

Pour les eaux usées traitées, le teneur la plus élevée en termes de N-NO₂⁻ est de 1,09 mg/L observée au mois d'Octobre au la température est de 23,24°C, et un minimum de 0,13 mg/L observée pendant le printemps au mois d'Avril au la température est de 21,75 °C. Graphe (4-13)

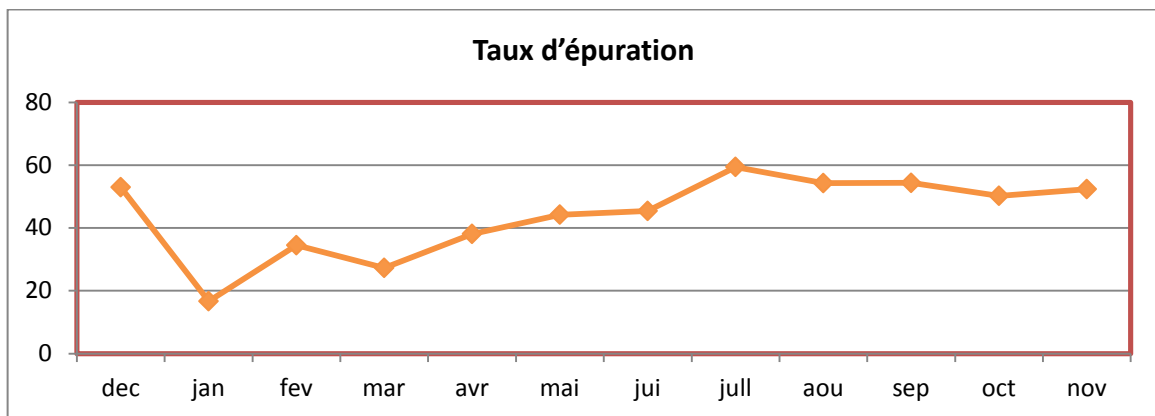
L'élimination des nitrites dans la filière de traitement, est importante. Les teneurs les plus élevées en termes de N- NO₂⁻ ne dépassent pas une valeur moyenne est de 2,19 mg/L pour les eaux brutes et 1,09 mg/L pour les eaux traitées, la teneur moyenne pour les eaux brutes en termes de N-NO₂⁻ est de 1,24 mg/L durant les trois années de suivi (2013, 2014, 2015). Pour les eaux traitées est de 0,60 mg/L pour la même période de suivi. Graphe (4-13). La moyenne est inférieure aux normes internationales des eaux destinée à l'irrigation selon l'OMS (1989) (< 1mg/l). [85].

La charge éliminée varie d'une valeur maximale enregistrée au mois de Décembre est de 1,16 mg/l à une valeur minimale est de 0,04 mg/L observé au mois de Janvier, la charge moyenne éliminée pendant les années de suivi est de 0,64 mg/L

Les éliminations de teneur de N- NO₂⁻ comportent une seule étape d'oxydation des ions nitrite pour constituer le produit final nitrate, soit par la dénitrification pour produit l'azote gazeux. Qui peut être résumée par les réactions chimiques données ci-dessous.



Les rendements épuratoires varient d'un pourcentage maximum est de 59,42% observé au mois de Juillet à un minimum est de 16,66 % enregistré au mois de janvier. La charge moyenne éliminée durant les trois années de suivi est de 0,64 mg/L avec un rendement épuratoire de 51,61%. Graphe (4-14)



Graphe (4*14): Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NO₂⁻ durant les trois années de suivi (2013, 2013,2015).

4-3-6-4: Mécanisme d'élimination de la pollution azotée :

A la fin On peut schématiser le processus d'élimination de la pollution azotée comme suit (dont le premier groupe des micro-organismes qui oxydent l'ammonium en nitrite composé de bactéries nitrifiantes ou nitrosantes, également dites nitreuse (ou nitrique). [79]

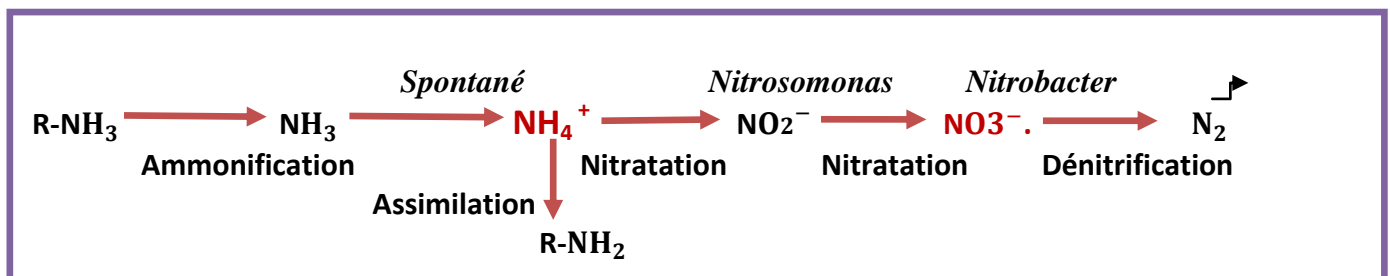
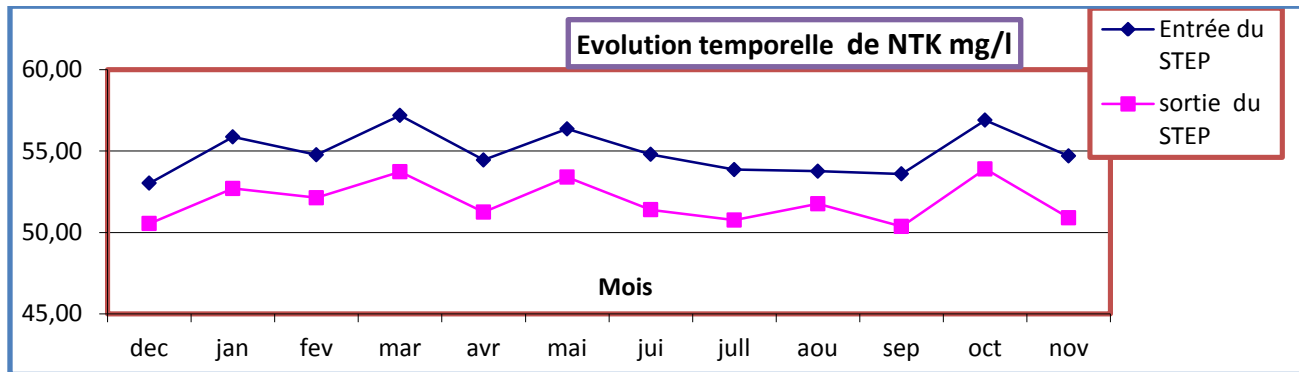


Figure (4-1) Schéma réactionnel de la minéralisation de l'azote

4- 3-6-5 : Evolution temporelle de NTK mg/L : Toutes les valeurs moyennes mesurées de NTK en mg/l de l'eau brute et traitée de la station de Ouargla sont représentées par le graphe (4-15)



Graph 4-15 : Evolution temporelle de NTK des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

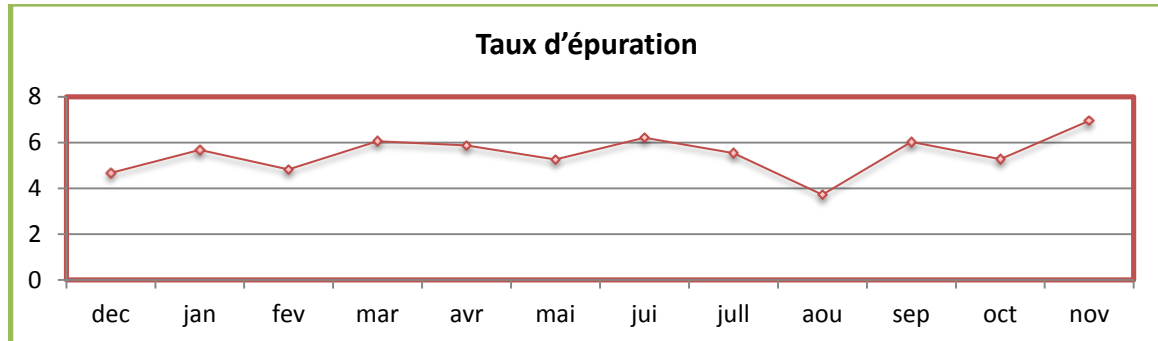
Le graphe (4-15) qui retrace la moyenne des concentrations de NTK montre des abattements de plus en plus poussés qu'on avance dans les étapes du procédé qui permettent des réductions non négligeables entre les deux points de prélèvements.

D'après Les résultats illustrés dans le graphe (4-15) nous notons que les valeurs des concentrations moyennes varient entre un maximum de 57,19 mg/L observé au mois de Mars et un minimum de 53,03 mg/L observé au mois de Décembre pour les eaux usées brutes. Même Cette valeur minime est supérieure à la norme Algérienne des rejets directs 40 mg/L

Pour les eaux usées traitées la valeur maximum est de 53,90 mg/L enregistré au mois d'Octobre et un minimum est de 50,37 mg/L observé au mois de Septembre. Ces valeurs sont légèrement supérieure à la norme Algérienne des rejets directs dans le milieu récepteur 40 mg/L. et à la norme de l'OMS 50 mg/L. Ces résultats sont extrêmement supérieures à celles trouvés à Kénitra au Maroc (El Guamri Y) [83] graphe (4-15) La moyenne des teneurs en NTK des eaux usées brutes d'Ouargla est de l'ordre 54,94 mg/L. Cette valeur est fortement supérieure à celle trouvée à Kenitra (Maroc) (El Guamri Y)[66] et inférieur à celle trouvée à Oujda Maroc par (M. Chachoua) [78] 72,8 mg/L . La concentration en NTK enregistrée à la sortie de la station est de 51,90 mg/L .Cette teneur moyenne est similaire à celle trouvée par (Mounia Abouelouafa) [86] 51,74 mg/L,

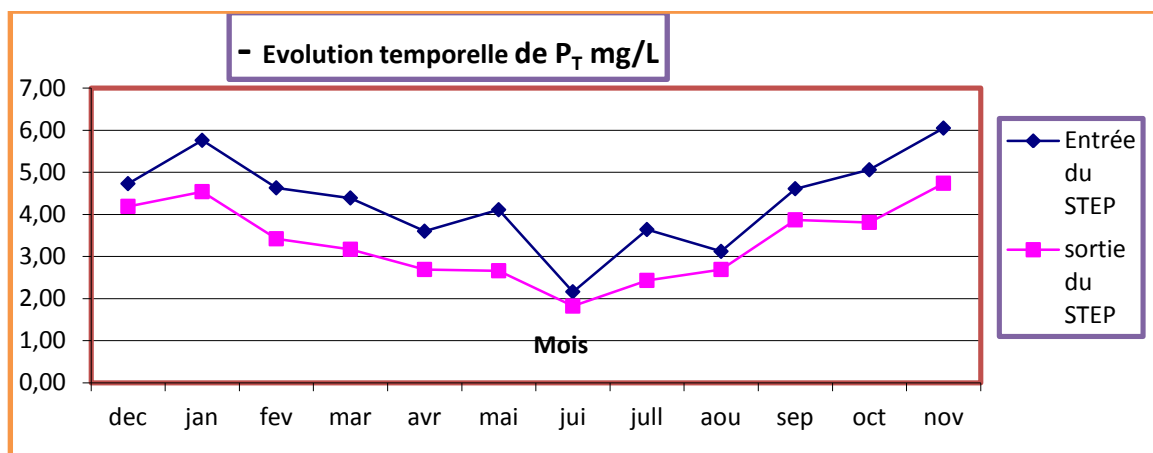
La charge éliminée de NTK durant les années de suivi est variée entre un maximum de 3,80 mg/L observé au mois de Novembre et un minimum de 2 mg/L observé au mois d'Aout ,des charges moyenne éliminées en termes de NTK durant les trois années de suivi est de 3,04 mg/L

Les rendements moyens de NTK durant les trois années (2013, 2014, 2015) de suivi varient entre un pourcentage minimale observé au mois d'Aout est de 3,72% et un taux maximale de 6,94 % enregistré au mois de Novembre, le rendement moyen durant les années de suivi est de 5,53%. graphe (4-16).



Graphique (4-16) : Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en NTK durant les trois années de suivi.

4-3-7 : Evolution temporelle de phosphore total P_T mg/L : Les concentrations moyennes de phosphore total P_T mg/L durant les années de suivi à l'entrée et à la sortie de la station sont représentées par le graphe 4-17



Graphique 4-17 : Evolution temporelle de P_T des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014, 2015)

L'évolution mensuelle des teneurs en phosphate total dans les effluents d'Ouargla a montré que ces dernières sont moins concentrées soit une concentration moyenne de 4,32 mg/L pour les eaux brutes et une concentration moyenne de 3,33 mg/L pour les eaux traitées pendant les trois années (2013, 2014, 2015) de suivi. Ces valeurs ne dépassent pas la valeur limite de rejets directs dans le milieu récepteur 10 mg/L selon (J.O de la république Algérienne, 2006 décret exécutif n°93-160-10 juillet), elles sont inférieures à celles trouvées par [86] de la ville d'Oujda (2002).

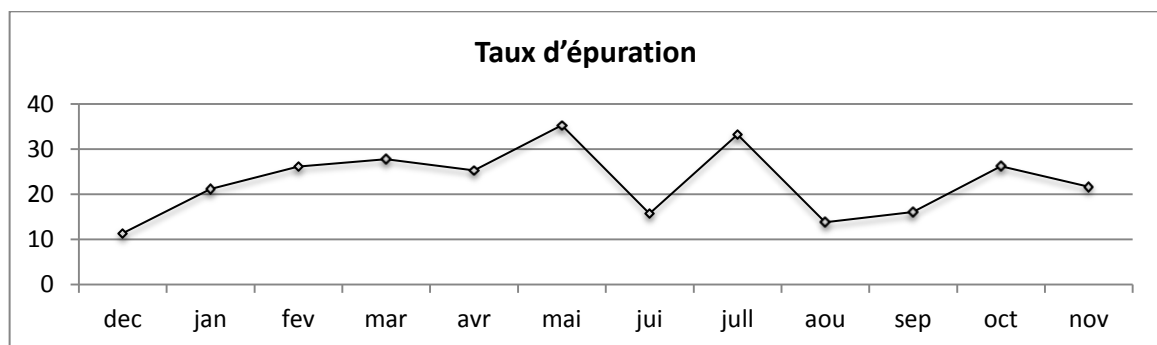
Les concentrations moyennes mensuelles de polluant P_T varient entre une concentration maximale des eaux usées brutes est de 6,05 mg/L, observée au mois de Novembre et la

concentration minimale est de 2,16 mg/L, observée au mois de Juin. Pour les eaux traitées, les concentrations varient entre un maximum de 4,74 mg/L observée au mois de Novembre et un minimum de 2,43 mg/L observé au mois de Juillet graphe (4-17) ces valeurs sont inférieures à celle trouvées à la ville d'Al-Hoceima, Maroc par (F- Dimane) [87]

L'abattement simultané de phosphore total d'eau usée de la ville d'Ouargla dans la STEP elle se déroule dans deux phases, une phase aérobie et une phase d'anoxie.

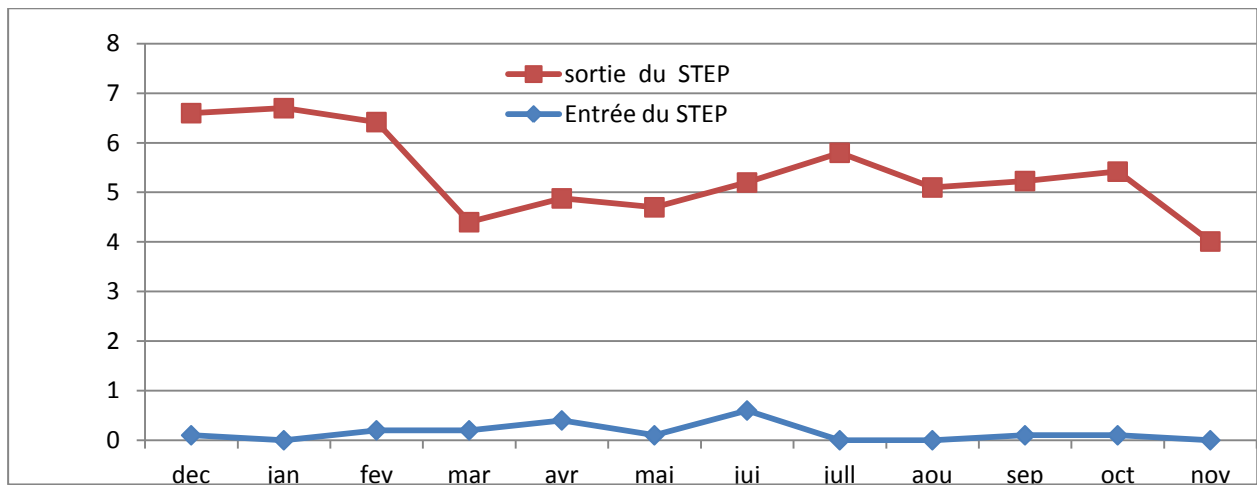
La charge éliminée en termes de phosphore total varie d'une charge éliminée maximale est de 1,45 mg/L observée au mois de Mai à une valeur minimale observée au mois de Juin est de 0,34 mg/L, la charge moyenne éliminée pendant les années de suivi est de 0,99 mg/L. On conclut que les valeurs d'abattement de phosphore total est admissible.

Les performances épuratoires des bassins aérés pour la pollution phosphorique en termes de phosphore total sont très variables dans la STEP. Les valeurs des performances varient d'une valeur maximale est de 35,27% enregistré au mois de Mai à une valeur minimale est de 11,41% observée au mois de Décembre. Le rendement moyen durant la période de suivi est de 22,91%. Les abattements en Pt sont illustrés sur le graphe (4-18)



Graphe (4-18) : Evolution temporelle de taux moyen d'abattement en P_T durant les trois années de suivi.

4-3-8: Evolution temporelle d'oxygène dissous O₂ en mg/L : Les résultats d'analyse pour l'Evolution temporelle d'oxygène dissous O₂ en mg/L pour l'eau brute et traitée de la STEP de Ouargla sont représentés par le graphe (4-19)



Graph 4-19 : Evolution temporelle de O₂ en mg/l des eaux usées brutes et traitée durant les trois années de suivi (2013, 2013, 2015).

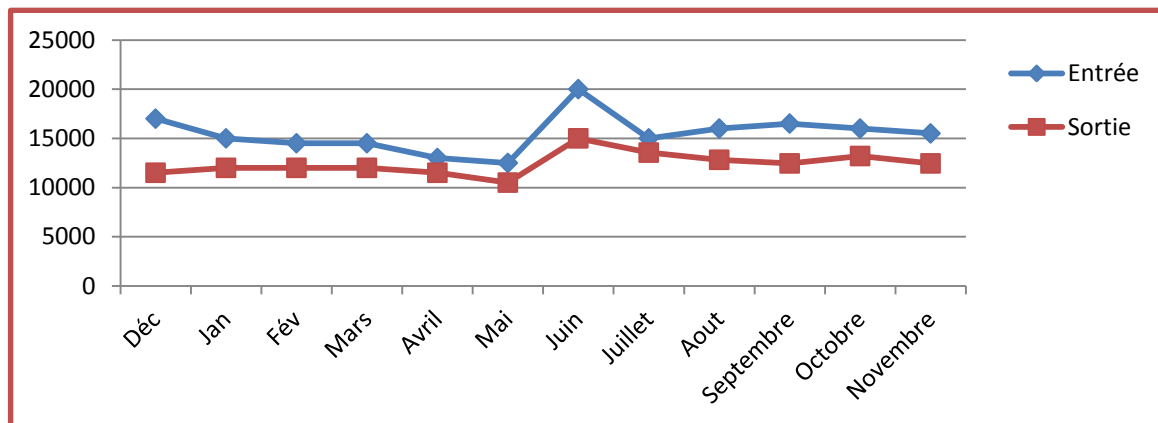
D'après le graphe (4-19) on remarque que les teneurs en oxygène dissous varient saisonnièrement dans les eaux brutes et les eaux traitées. Pour les eaux brutes, la concentration moyenne, est faible (0,46 mg/L). Ces valeurs sont souvent proche de zéro, exception pour un seul prélèvement où l'oxygène a augmenté jusqu'à 0,6 mg/L observée au mois de Juin. Ces valeurs permettent la dénitrification ne se produit de manière significative que si la concentration d'oxygène dissous dans le milieu est nulle. Cette absence d'oxygène est nécessaire pour que les bactéries adoptent une voie métabolique plus complexe. Les faibles teneurs en oxygène des eaux brutes, peuvent être expliqués par les canalisations fermées du réseau d'égout et ne sont pas au contact à l'air. Par ce que la température et la pression atmosphérique sont responsables de la variation de la concentration de l'oxygène dissous d'une eau. L'absence de l'air dans le réseau d'égout conduit à la diminution totale de la concentration de l'oxygène dissous.

Pour les eaux traitées les concentrations de l'oxygène dissous varient entre un minimum est de 4,6 mg/L observé au mois de Mai et juin et un maximum est de 6,70 mg/L observé au mois de Janvier. On remarque encore une forte augmentation de la concentration, provient principalement de l'action photosynthétique des algues qui sont développées dans le bassin de finition, ainsi l'eau arrivant à ce bassin comporte de l'oxygène provenant des aérateurs. La concentration moyenne passe d'une valeur de 0,46 mg/L pour les eaux usées brutes à une valeur moyenne est de 5,22 mg/L pour les eaux traitées. C'est ce qui confirme leur rôle essentiel dans l'oxygénation de l'eau grâce au phénomène de photosynthèse.

Les fluctuations de la teneur en oxygène dissous de l'eau sont liées aux variations saisonnières de la température et la salinité de l'eau qui ont un impact direct sur le processus de solubilité de l'oxygène. La valeur moyenne obtenue pendant les trois années de suivi pour les eaux traitées est de 5,22 mg/L, cette valeur est très proche des normes (OMS) de rejet (O_2) dissous est de 5mg/L, l'OMS (1989) ce qui confirme l'efficacité du traitement.

4-3-9 : Evolution temporelle de la conductivité C_E en $\mu S/cm$: Le graphe (4- 20)

présente l'évolution de la conductivité de l'eau brute et traitée dans la station d'Ouargla durant les trois années de suivi



Graph 4-20 : Evolution temporelle de C_E en $\mu S/cm$ des eaux usées brutes et traitée durant les trois années de suivi (2013, 2013, 2015).

D'après les variations de la conductivité durant la période de travail nous notons que Les valeurs moyennes de C_E mesurées varient de l'ordre 15458,33 $\mu S/cm$ pour les eaux brutes ces valeurs sont supérieures à celle trouvées à la STEP de Sidi Khouiled par (Kherroubi. F) [88], 6070 $\mu S/cm$.

Pour les eaux traitées Ces valeurs dépassent la norme algérienne de réutilisation agricole de 3 $\mu S/cm$ (Arrêté du 02/01/2012). Les valeurs saisonnières de la C_E des eaux traitées varient dans un intervalle qui va d'une valeur minimale de 10500 $\mu S/cm$ au maximum de 13550, attestant d'une forte minéralisation de ces eaux. Ces résultats sont supérieurs de ceux rencontrés dans les eaux usées de Valencia en Espagne (Sonnenberg L.B) [89], ceux de (Abissy. M) [90] et pour les eaux usées de la commune urbaine de Saknia [76] et très supérieures à celle trouvée à la STEP de Sidi Khouiled par [88] 6042 $\mu S/cm$

Cette variation est due au changement de la concentration en sels dissous (chlorures, sulfates, calcium, sodium, magnésium...) dans les eaux qui arrivent à la STEP, ainsi que les eaux de

drainage qui aboutissent aux réseaux d'assainissement. A la sortie de la STEP la variation de la conductivité presque constante suite au traitement, la concentration en sels se stabilise.

La forte augmentation de la conductivité des eaux usées brutes qui est observée au mois de juin (20000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et mois de Décembre (17000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) est liée selon [91] à des processus comme le lessivage des minéraux du sol, la minéralisation de la matière organique ou le phénomène d'évapotranspiration des algues.

4-4 : Le Suivi des éliminations bactériologiques :

4-4-1 : Aperçu : Différents groupes de bactéries sont utilisés comme indicateurs de contamination fécale dans différents pays et sous différentes juridictions. Les coliformes totaux et fécaux ont été très longtemps les principaux indicateurs de contamination fécale mais aujourd'hui, *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux sont reconnus comme plus appropriés pour évaluer le risque sanitaire associé aux diverses utilisations de l'eau [92-93]. Il est important de comprendre les potentialités et les limitations de ces différents indicateurs. Quelques caractéristiques des indicateurs les plus couramment utilisés sont présentées ci-dessous :

Nous avons suivi de la qualité bactériologique des eaux traitées et brutes pour les germes suivants : les coliformes totaux (CT) et fécaux (CF), les streptocoques fécaux (SF), *Escherichia coli* (E-Coli).

Nous avons procédé à la réalisation des prélèvements pendant l'année 2015 de Janvier à Décembre. Les prélèvements ont été effectués deux fois par mois. La conservation des échantillons d'eaux usées a été réalisée dans une glacière gardée à 4° conformément à la norme ISO 566713 (ISO ; 1994). La réalisation du prélèvement a été faite au niveau du collecteur principal des effluents bruts à l'entrée de la STEP de la ville d'Ouargla et à la sortie de la station 16 jours après. Les analyses des eaux des rejets de la station d'épuration ont été réalisées sur la base d'un échantillon composite proportionnel au débit mesuré sur 24 heures à l'entrée (eau usée à l'état brute et avant traitement), et à la sortie de la station d'épuration (après traitement). Les résultats des analyses sont représentés par les graphes allant de (4-29) au (4-36)

4-4-2 : Evolution temporelle des performances épuratoires bactériologiques :

Les performances épuratoires ont été appréciées sur la base des abattements enregistrés entre la sortie et l'entrée de la STEP. Les abattements ont été calculés, selon la formule suivante

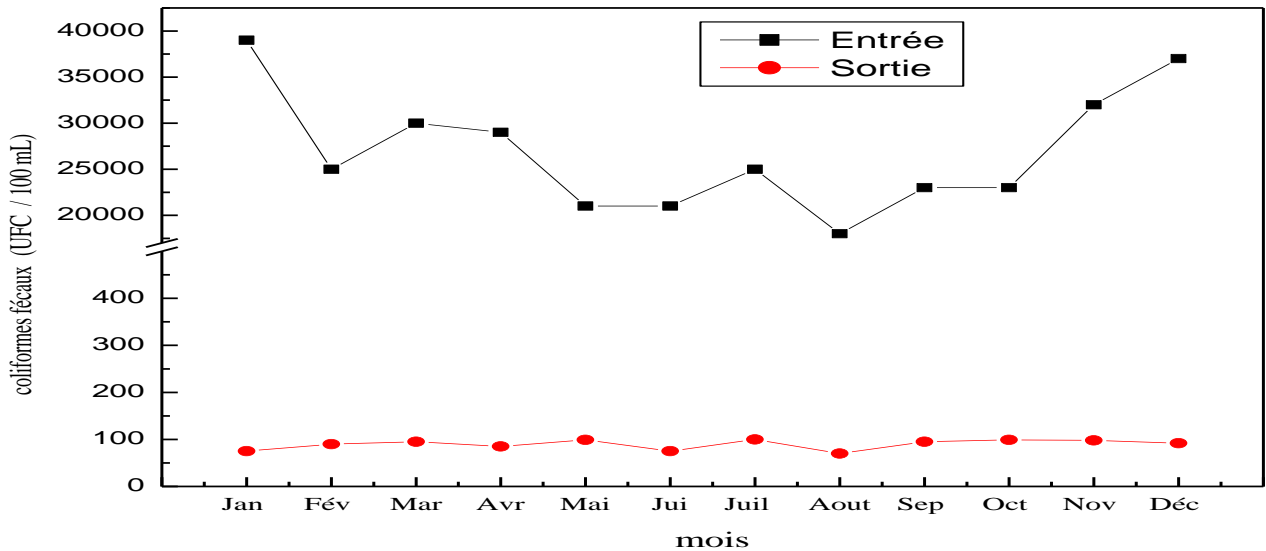
$$\text{Abattement (\%)} = 1 - (N_s / N_e) \times 100 \quad \text{Eq (4-2)}$$

Avec : N_s : Nombre des germes à la sortie ;

N_e : Nombre des germes à l'entrée.

- a) **Evolution temporelle des coliformes fécaux :** Coliformes Fécaux (CF) (aussi appelés Coliformes Thermotolérants). Les CF constituent un sous-groupe des CT capables de se développer à 44 °C. Les CF sont considérés comme plus appropriés que les CT comme indicateurs de contamination fécale. Ce groupe est majoritairement constitué de *Escherichia coli* mais comprend aussi des *Klebsiella*, des *Enterobacter* et des *Citrobacter*. Certains auteurs ont rapporté la présence de ces dernières espèces dans des eaux sans qu'aucune

contamination fécale ne soit suspectée [94-95].le graphe (4-21) présente les résultats d'analyses obtenu pour les coliformes fécaux durant l'année de suivi



Graph 4-21 : Evolution temporelle des coliformes fécaux des eaux usées brutes et traitées durant l'année de suivi (2015).

L'élimination des coliformes fécaux dans la STEP est importante les teneurs les plus élevées en coliformes fécaux ne dépassent pas 100 unités par 100 ml. Pour les eaux traitées L'évolution des teneurs en coliformes fécaux des eaux bruts ne dépassent pas $3,2 \cdot 10^4$ UFC/100ml a montré des teneurs élevées pendant les mois les plus froids (Janvier, Novembre et Décembre) ne dépassent pas $3,2 \cdot 10^4$ UFC/100ml et les teneurs les plus faibles ont été enregistrées pendant les mois les plus chauds (Juin, Juillet et Aout) ne dépassent pas $2,5 \cdot 10^4$ UFC/100ml. Ces résultats sont inférieure a celle trouvées à la ville d'Al-Hoceima, Maroc par (Fouad Dimane) [96]

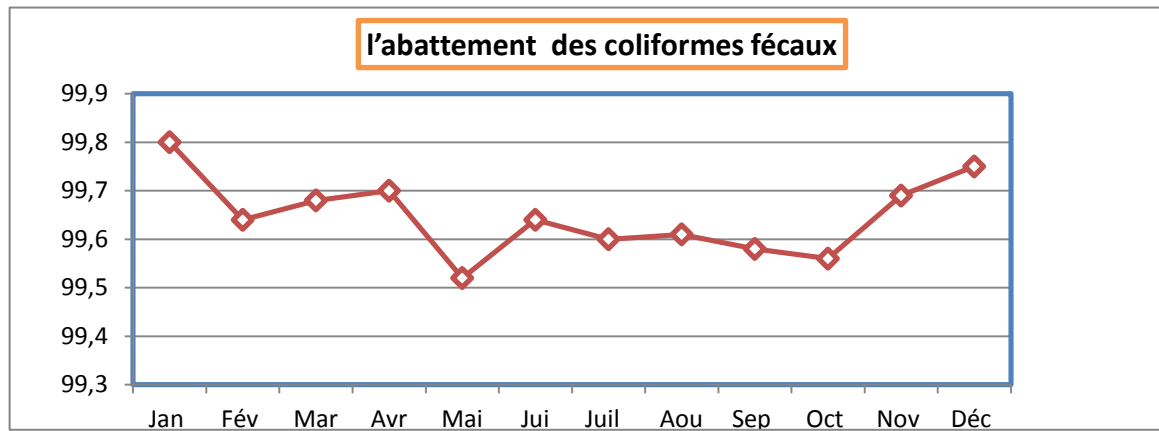
Ils font ressortir que la teneur en germes pathologiques de type coliformes, fécaux presque a changée complètement de l'entrée à la sortie du bassin.

Pour le reste on constate que la diminution des coliformes est constante, pour atteindre un taux d'épuration minimale est de 99,52 % pour les CF fécaux observée au mois de Mai pendant la période de suivi.

La teneur maximale des coliformes fécaux, observée a été enregistrée à un temps de séjour de 16 jours (100 CF/100mL) Pour les eaux traitées durant l'année 2015 l'abattement moyen est de 99,64 %.

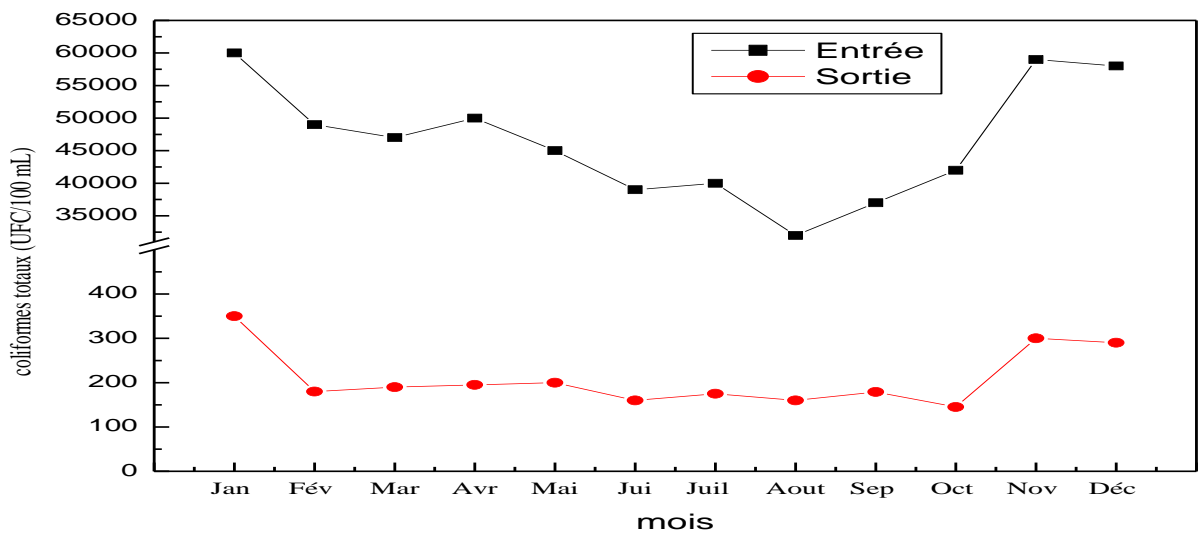
Si l'on examine les résultats des analyses des différents germes de pollution, on enregistre pour tous les échantillons, un abattement spectaculaire des coliformes fécaux varie de 99,52 % observée au mois de Mai comme valeur minimal jusqu'à 99,80 % observée au mois de Janvier comme valeur maximale

l'abattement moyen est de 99,64 % durant l'année de suivi d'après ces résultats on constate que l'abattement des coliformes fécaux est presque constante durant l'année 2015. (Graphe 4-22)



Graphe 4-22 : Evolution temporelle d'abattement des coliformes fécaux durant l'année de suivi (2015).

b) Evolution temporelle les coliformes totaux : La pertinence de ce groupe comme indicateur est aujourd'hui fortement contestée du fait que toutes les espèces incluses dans les CT ne sont pas spécifiques de la flore intestinale des animaux à sang chaud. En effet, certaines espèces sont d'origine tellurique ou aquatique et sont capables de se développer dans l'environnement aquatique [97]. Les résultats des variations des coliformes totaux sont représentés par le graphe 4-23



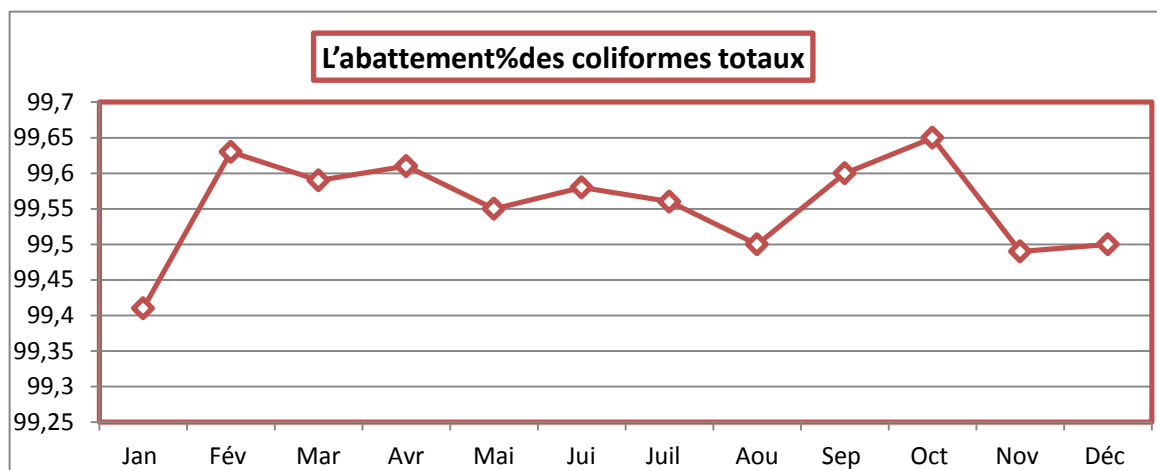
Graphe 4-23 : Evolution temporelle des coliformes totaux des eaux usées brutes et traitées durant l'année de suivi (2015).

les coliformes totaux (CT) enregistrent pour tous les échantillons la concentration moyenne durant la période de suivi est de $4,65 \cdot 10^4$ UFC/100mL pour les eaux brutes et 210,33 UFC/100mL pour les eaux traitées avec un abattement moyen de 99,54 %.

Les coliformes totaux (CT) des eaux brutes varient de 6.10^4 UFC/100ml comme valeur maximale observée au mois de Janvier a une valeur minimale de $3,2.10^4$ UFC/100ml enregistrée au mois de Aout. Ces résultats indiquent une variation variable pendant l'année 2015 pour les eaux brutes. Ces résultats presque similaires a celles trouvées par (Abed – B) [98]

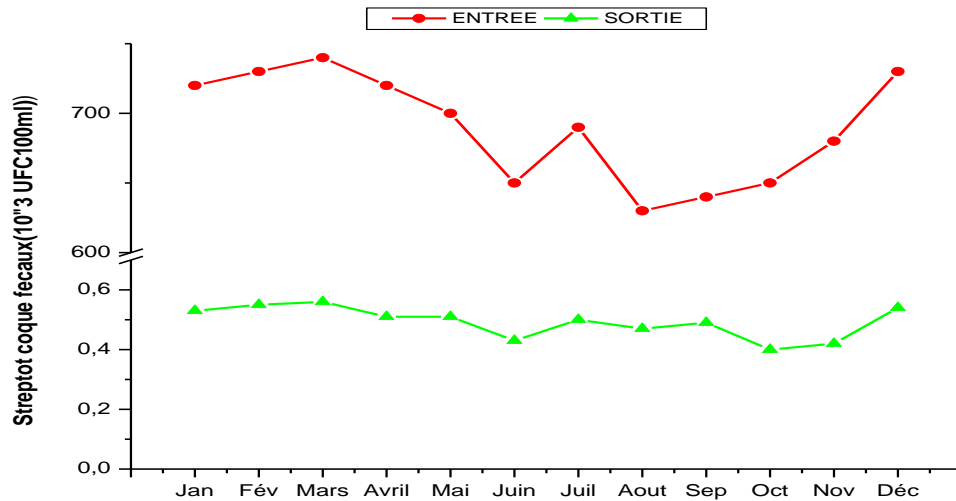
En ce qui concerne les eaux traitées la teneur de coliformes totaux (CT) varie d'une valeur minimale de 145 UFC/100ml observée au mois d'Octobre a une valeur maximale de 350 UFC/100ml observée au mois de Janvier ces résultats très inférieures à celles trouvées par (Ayyach. A) [99] on ne constate que la variation de coliformes totaux (CT) presque constante pendant l'année 2015.

L'abattement de coliformes totaux (CT) dépasse 99% pour tous les échantillons pendant l'année d'étude avec un abattement moyen de 99,54% (graphe 4-24). D'après ces résultats l'abattement des coliformes totaux est excellent



Grappe 4-24 : Evolution temporelle d'abattement des coliformes totaux durant l'année de suivi (2015).

c) Evolution temporelle des streptocoques fécaux(SF) : Ces bactéries appartiennent à la famille des streptococcaceae, ce sont des cocci généralement disposées en diplocoques ou en courte chaîne, à gram négatif, asporulantes, immobiles, aérobies facultatifs et possédant un métabolisme fermentatif. Ces germes colonisent l'intestin de l'homme et des animaux à sang chaud. Leur présence dans le milieu hydrique prouve une pollution d'origine fécale de l'eau. Cependant, on peut trouver aussi des streptocoques fécaux dans le sol, les plantes et les insectes. Le graphe (4-32) présente l'évolution temporelle des streptocoques fécaux(SF) durant la période d'étude



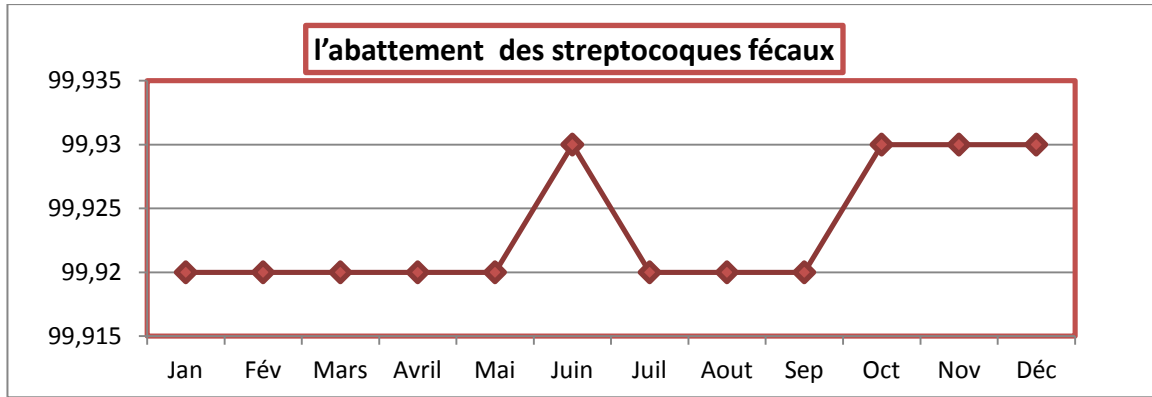
Graph 4-25 : Evolution temporelle des streptocoques fécaux(SF) des eaux usées brutes et traitées durant l'année de suivi (2015).

En ce qui concerne la teneur de streptocoques fécaux (SF) enregistrée pour tous les échantillons la concentration moyenne pour les eaux brutes est de 69.10^4 UFC/100mL et pour les eaux traitées la concentration moyenne durant l'année 2015 est de 492,5 UFC/100mL et l'abattement moyenne est de 99,92 %.

D'après le graphe (4-33) Les teneurs d'eau brute de streptocoques fécaux (SF) durant l'année d'étude varient d'une valeur minimale de 63.10^4 UFC/100mL observée au mois de Novembre à une valeur maximale de 74.10^4 UFC/100mL observée au mois de Mars. Ces résultats sont très proches à celles trouvées par [99].

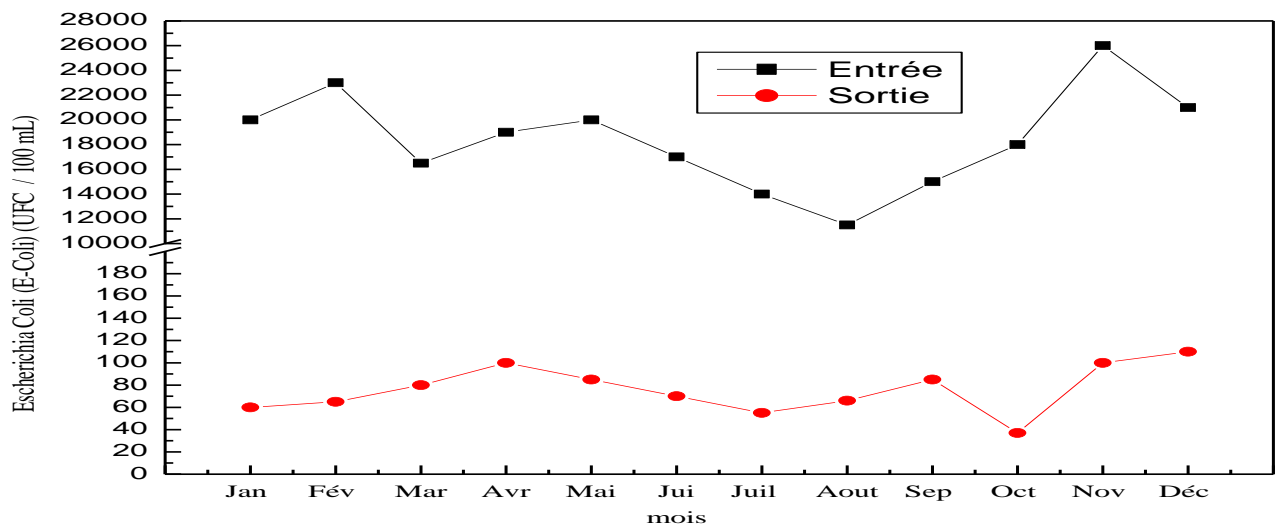
Pour l'eau traitée les streptocoques fécaux (SF) varient d'une teneur minimale de 400 UFC/100ml observée au mois d'Octobre à une teneur maximale de 560 UFC/100ml enregistrée au mois de Mars.

En ce qui concerne L'abattement de streptocoques fécaux (SF) On remarque des pourcentages presque constants pendant la période de suivi ils sont supérieur de 99%. L'abattement moyenne durant l'année 2015 est de l'ordre 99,92 % graphe (4-26). Ces résultats nous permettent de conclure que la dégradation de la pollution bactériologique en ce qui concerne les streptocoques fécaux (SF) est excellent. Graphe (4-26)



Graph 4-26 : Evolution temporelle d'abattement des streptocoques fécaux(SF) durant l'année de suivi (2015).

d) Evolution temporelle d'Escherichia Coli (E-Coli): De nombreuses études ont montré que cette espèce était généralement associée à une source fécale. Aujourd'hui *E.coli* est considéré comme le meilleur indicateur d'une contamination récente du milieu aquatique par du matériel fécal humain ou d'animaux à sang chaud [92]. les résultats d'analyses d'*Escherichia Coli* (E-Coli) présentées par le graphe (4-27)



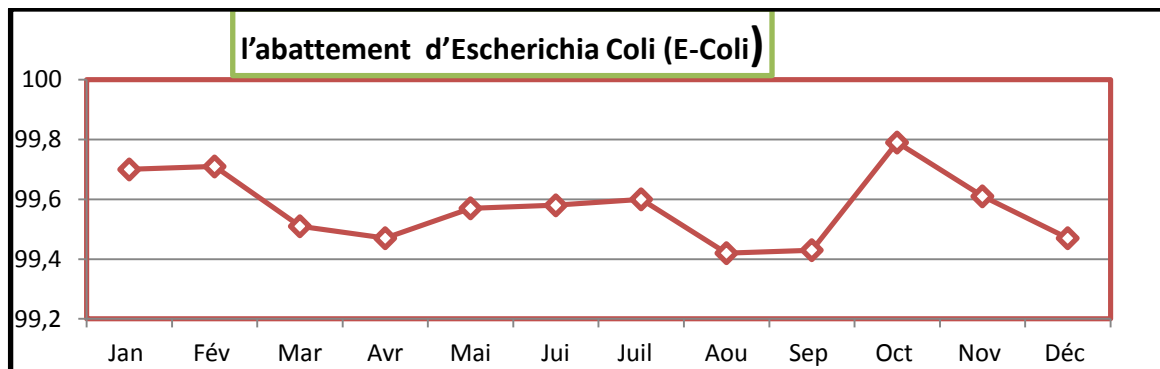
Graph 4-27 : Evolution temporelle d'Escherichia Coli (E-Coli)des eaux usées brutes et traitée durant l'année de suivi (2015).

Pour les germes *Escherichia Coli* (E-Coli) la concentration moyenne des germes (E-Coli) durant l'année 2015 pour les eaux brutes est de $1,8416 \cdot 10^4$ UFC/100mL et pour les eaux traitées est de 76,08 UFC/100mL avec un taux d'abattement moyen durant la période de suivi est de 99,58%.

Le graphe (4-27) qui retrace la moyenne des teneurs d'*Escherichia Coli* (E-Coli) montre des abattements de plus en plus poussés qu'on avance dans les étapes du procédé qui permettent des réductions excellentes entre les deux points de prélèvements.

D'après Les résultats illustrés dans le graphe (4-27) nous notons que les valeurs des eaux brutes varient entre une teneur minimale de $1,15.10^4$ UFC/100mL observée au mois d'Aout et une valeur maximale de $2,6.10^4$ UFC/100mL observée au mois de Novembre et les teneurs d'Escherichia Coli (E-Coli) des eaux traitées varient d'une valeur minimale de 37 UFC/100mL observée au mois de Octobre a une valeur maximale de 110 UFC/100mL observée au mois de Décembre.

L'abattement de la pollution bactériologique en termes d'Escherichia Coli (E-Coli) dépasse le 99% durant l'année de suivi le faible pourcentage observé au mois d'Aout est de 99,42 % et le plus fort pourcentage observé au mois de Février est de 99,71 % graphe (4-28)



Graphe 4-28 : Evolution temporelle d'abattement d'Escherichia Coli (E-Coli) durant l'année de suivi (2015).

Afin de montrer l'aptitude des eaux épurées par la STEP de Ouargla à l'irrigation, nous avons comparé les valeurs maximales des résultats des paramètres bactériologiques de ces eaux (cas le plus défavorable durant la période d'analyse) avec les réglementations de l'Algérie et de l'OMS et de l'USEPA.

La réglementation de l'OMS se base plus particulièrement sur la qualité microbiologique de l'eau en raison du risque qu'elle provoque. Ces recommandations sont destinées à une utilisation internationale et sont donc adaptées aux pays en voie de développement. Elles représentent la limite à laquelle la santé publique n'est plus assurée. Les recommandations de l'USEPA sont basées sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Les normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes. Le tableau (4-3) représente la comparaisant entre les trois recommandations.

Tableau (4-3) : Paramètres biologiques des eaux épurées comparés aux normes de l'OMS (OMS, 1989) (USEPA, 2004). Norme Algérienne

Paramètres	Eau traitées de la STEP	Normes Algérienne	Normes l'OMS	Normes l'USEPA
Coliformes totaux	210,33 / 100 mL	< 100/100 mL
Coliformes fécaux	89,41 /100mL	< 100/100 mL	10 ³ /100ml	< 200 /100 ml
Streptocoques fécaux	76,08 /100mL	< 100/100 mL

En examinant les concentrations de l'eau dans les bassins de la STEP, Il est intéressant de noter que même pour des temps de séjours inférieurs à ceux prévus par le concepteur (16 jours), les abattements en coliformes fécaux, restent importants et permettent d'atteindre des teneurs inférieures à celles fixées pour l'irrigation. Toutes les concentrations sont conformes aux objectifs de qualité fixés par le concepteur et ce pour tous les échantillons prélevés à des temps de séjour supérieur à 16 jours (rappelons que les objectifs de qualité sont pour les Coliformes fécaux < 100 CF/100 mL)

En examinant le tableau (4-3) on peut constater que les paramètres microbiologiques des eaux épurées par la STEP de la ville de Ouargla sont en accord avec les normes de l'OMS . On peut conclure que la qualité de ces eaux usées est acceptable pour l'irrigation même pour les cultures destinées a être consommés crues.

Il faut noter qu'on a pas fait les analyses bactériologiques des œufs d'helminthes mais le chef station d'épuration de Ouargla a confirmé que les analyses biologiques effectuées pondant les cinq années passées démontrées 0 d'helminthes

4-5 : Influence de la hauteur d'eau dans les bassins sur le traitement :

4-5-1 : Aperçu : Toutes les stations de lagunage en Afrique .ont été construites selon le modèle de Charbonnel [100-101]. Ces stations sont généralement composées de plusieurs bassins identiques en série. Le lagunage aéré consiste en succession des bassins peu profonds, il permet de traiter : la pollution carbonique, pollution bactériologique, et partiellement d'azote et phosphore, [102].dont les dimensions individuelles et les charges admissibles ne sont pas clairement définies. La profondeur des bassins varient 1m à 5 m dépend de type du bassin et leur rôle de traitement. Pour favoriser une meilleure diffusion de l'oxygène. Nos résultats montrent que la cinétique de dégradation de la pollution carbonée n'est pas influencée par la disponibilité de l'oxygène dissous, elle est dominée par les mécanismes physiques de filtration des MES, et par les sédimentations des algues, dans les bassins de traitement [65-66] Dans ces conditions, la limitation de la profondeur des bassins ne semble pas être justifiée. Si l'expérience vérifie une profondeur plus grande (1m à 2m) devrait permettre d'optimiser les performances des bassins et de réduire les surfaces requises pour l'implantation du lagunage.

4-5-2 : Echantillonnage : En vu les préférences épuratoires selon la hauteur des prélèvements ont été effectués durant la troisième année à différentes hauteurs pour les paramètres les MES, la DCO, la DBO₅ et l'oxygène dissous. L'objectif étant de :

- Mesurer la variation des ces paramètres avec l' hauteur de la colonne d'eau.

Rappelons que les bassins ont des profondeurs comme suit : tableau (4-4)

Tableau 4-4 : les profondeurs des bassins

Les étages	Le profondeur/bassin
1 ^{er} étage 2 bassins d'aération	3,5 m/bassin
2 ^{em} étage 2 bassins d'aération	2,8 m/bassin
3 ^{em} étage 1 bassin de finition	1,5 m/bassin

4-5-3 - Méthode de prélèvement des échantillons : Pour étudier l'effet de la hauteur d'eau dans le premier bassin, sur la concentration des polluants, on a pris les échantillons comme suit :

1° : On a réalisé une règle en bois de 3 mètres de longueur, nous avons attaché au bout de la règle, exactement à la graduation zéro, une bouteille de 1000 ml, contenant un bouchon en cuivre jusqu'à la fin de la règle.

2° : On plonge la bouteille (on l'émerge) dans l'eau du premier bassin jusqu'à la hauteur demandée, repérée ou marquée avec une bande rouge, puis on tire le fil, la bouteille s'ouvre et se remplit d'eau.

3° : Cette opération se répète avec toutes les hauteurs, signalée dans le tableau (4-5)

- On a déterminé l'hauteur d'eau dans le bassin d'aération pour le premier niveau.
- On a prélevé des échantillons d'eau polluée de divers points selon la colonne d'eau choisie comme suit.

Tableau (4-5) : Les hauteurs des prélèvements des échantillons

point	1 ^{er}	2 ^{em}	3 ^{em}	4 ^{em}	5 ^{em}	6 ^{em}	7 ^{em}	8 ^{em}	9 ^{em}	10 ^{em}	11 ^{em}	12 ^{em}
Hauteur (m)	1,63	1,61	1,60	1,58	1,56	1,54	1,50	1,48	1,46	1,45	1,43	1,10

En prenant en considération le niveau d'eau du bassin comme on a prélevé des échantillons pour l'eau traitée, après 16 jours (temps de séjour) juste à la sortie de la STEP à la profondeur de 80 cm pour tous les points cités ci-dessus.

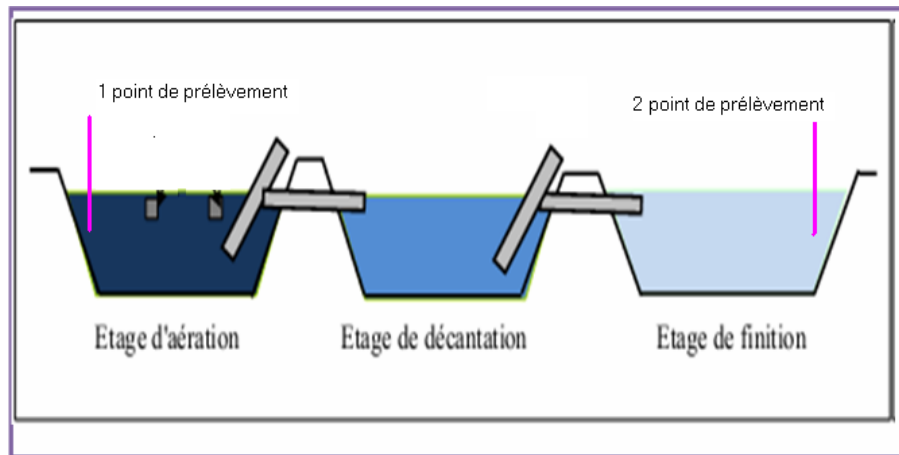


Figure 4-2 : les deux points de prélèvement

Avant d'étudier l'évolution de performances épuratoires des différents paramètres avec la profondeur, il est utile de rappeler les caractéristiques de l'eau à l'entrée de 1^{er} étage au niveau les 2 bassins d'aération.

L'eau à l'entrée de 1^{er} étage provient de collecteur principale (eau usées brute) et se caractérise par des concentrations en :

- ✓ DBO_5 variant entre 80 et 167,5 mg d' O_2/L .
- ✓ DCO oscillant entre 217,47 et 335,60 mg d' O_2/L
- ✓ MES qui varient entre 133,35 et 304,64 mg/L
- ✓ Oxygène dissous variant entre 0 et 4,2 mg/L
- ✓ Les valeurs de pH sont toutes supérieures à 7 et inférieures à 9 unités de pH.

*Rappelons que lors de l'échantillonnage les prélèvements dans le bassin du 1^{er} étage ont été faits en 12 points différents du bassin à partir de 1,70 m de profondeur par rapport au niveau de l'eau libre (2,5 m). la partie restante est de 80 cm par rapport au fond du bassin est la plus d'oxygène ou siège l'essentiel du phénomène de la photosynthèse (compte tenu des échanges intenses existant entre l'air et la surface du bassin)

4-5-4 : Les caractéristiques des eaux usées à l'entrée de 1^{er} étage : Les caractéristiques des eaux prélevé de bassin de la 1^{er} étage qui concernent les paramètres, DBO_5 et la DCO, MES et Oxygène dissous : ils sont reportés dans le tableau (4-6).

Tableau (4-6) : Les variations des concentrations des effluents avec la colonne de l'eau dans le bassin du 1^{er} étage :

	H(m)	1,63	1,61	1,60	1,58	1,56	1,54	1,50	1,48	1,46	1,45	1,43	1,10
DBO ₅	C _E mg/l	151	152,50	167,5	137	131	143	147,5	91,5	105	123	113,7	80
DCO		331,56	322,25	335,6	319,62	317,12	324,45	209,17	217,47	230,7	221,6	249,5	221
MES		340,4	169,5	209,2	146,25	190,5	145	147,75	137,3	106,73	90,2	100,35	90
O _{2dis}		0	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,6	4,2

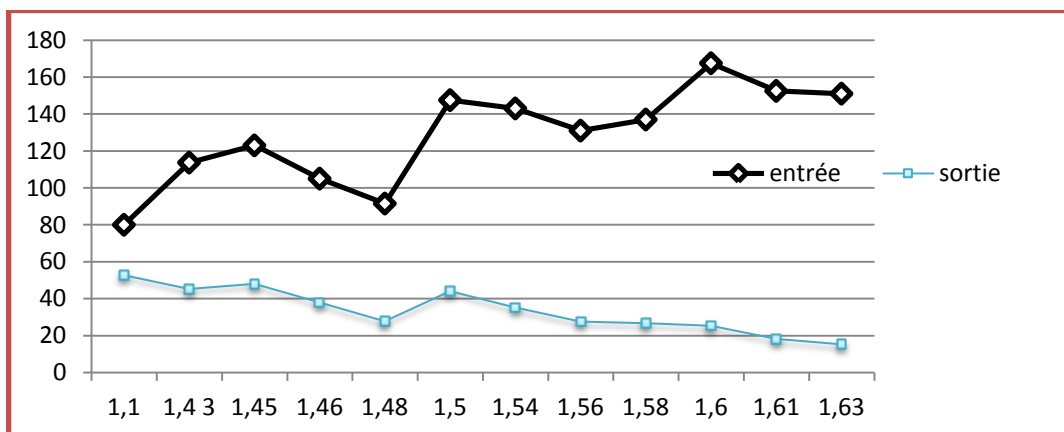
4-5-5 : Les caractéristiques des eaux usées après le traitement : Ce sont les eaux prélevées du bassin de la 3^{em} étage à sa sortie (bassin de finition) au 80 cm de profondeur après 16 jours qui sont caractérisées, par des concentrations en : tableau (4-7)

Tableau (4-7) : Les variations des concentrations des effluents avec la colonne de l'eau à la sortie de bassin de finition du 3^{em} étage :

point		1 ^{er}	2 ^{em}	3 ^{em}	4 ^{em}	5 ^{em}	6 ^{em}	7 ^{em}	8 ^{em}	9 ^{em}	10 ^{em}	11 ^{em}	12 ^{em}
DBO ₅	C _s mg/l	15,25	18,14	25,29	26,71	27,64	35,17	44,10	27,65	38,01	47,94	45,30	52,76
DCO		65,14	67,67	82,55	85,65	85,59	94,57	66,93	93,94	111,42	63,69	132,73	145,77
MES		47,65	28,47	41,23	29,20	38,29	35,56	47,01	50,77	45,69	41,16	50,27	50,50
O _{2dis}		6,8	7	6,52	5,25	5,78	5,90	5,90	6,10	6,70	6,77	6,82	6,87

D'après les résultats que nous avons obtenus nous pouvons conclure que tous ces polluants laissent penser à une meilleure qualité des eaux usées épurées dans les couches que celles au fond du bassin .cette hypothèse a été confirmée par plusieurs chercheurs entre à autre par. [103].

4-5-6 : Evolution de DBO₅ en fonction de la hauteur d'eau H(m) : les résultats sont représentés par le graphe (4-29)



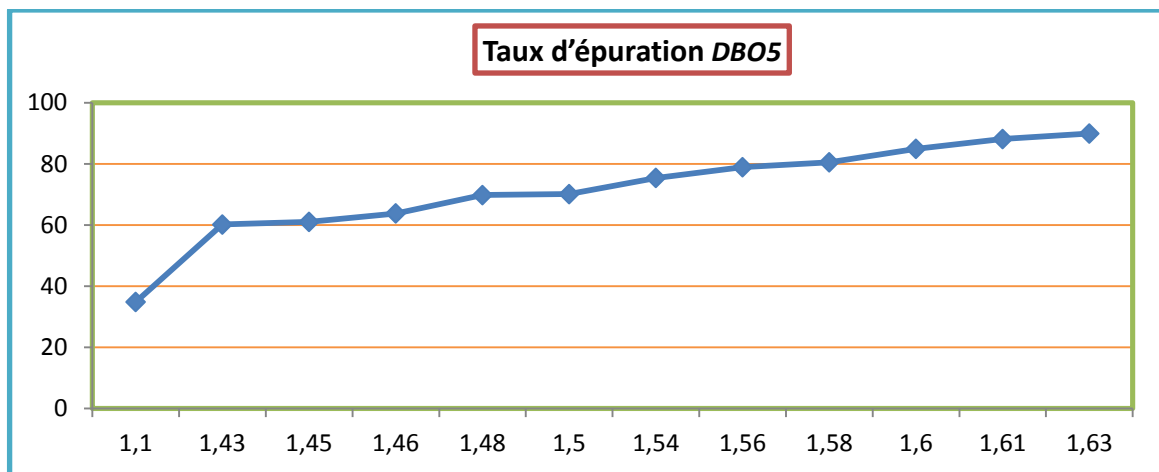
Graphe (4-29) Evolution de DBO₅ en fonction de la hauteur d'eau H(m)

D'après les variations de la concentration Graphe (4-29) en termes de la DBO₅ en fonction de la colonne d'eau nous remarquons pour les brutes si l'hauteur d'eau augmente la teneur de

DBO₅ augmente tel que la valeur minimale observée à l'hauteur 1,1 m est de 80 mg/l et la valeur maximale remarquée à l'hauteur d'eau 1,63 m la teneur de DBO₅ est de 151 mg/l ce que traduit la croissance de la charge éliminée au cour de la colonne d'eau cette augmentation de la teneur de DBO₅ due a la précipitation de bous au fond du bassin au il ya manque d'oxygène (milieux d'anoxie). Contrairement on remarque pour l'eau traitée une diminution nette au cour de colonne d'eau, on observe à l'hauteur d'eau 1,1 m la valeur maximale de DBO₅ est de 52,76 mg/l et la valeur minimale observée à l'hauteur 1,63 m est de 15,25 mg/L ces changements dues à l'activité bactériologique anaérobie au fond du bassin .

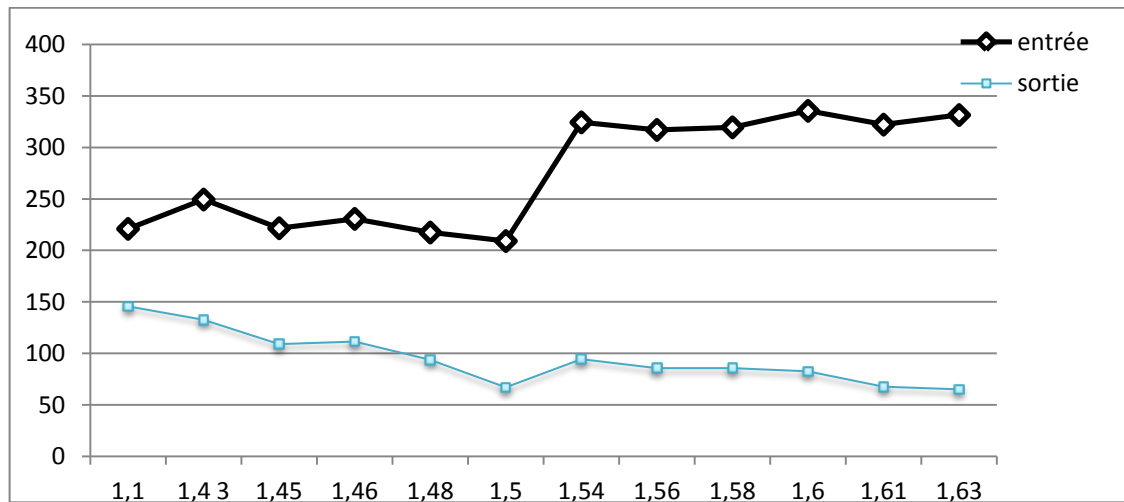
On distingue deux grandes classes d'eau dans les bassins de 1^{er} étage pour la DBO₅ La première couche d'eau se situe entre l'hauteur 0 m et 1,1 m et le teneur en DBO₅ est inférieure à 81 mg/L face un teneur à la sortie de la STEP de 52,76 mg/L ou les rendement ne dépassent pas le 35 % la deuxième couche se situe entre une hauteur de 1.4 m et 1.63 m ou les rendement sont supérieures à 60% graphe (4-30)

les rendement épuratoires pour la DBO₅ inférieure à 89,91 pour une hauteur de 1,63 m et un taux supérieur à 34,04% pour l'hauteur 1,1 m, avec un taux moyen de 71,38% correspond à une hauteur moyenne de 1,49 m . La variation du battement de la pollution en termes de la DBO₅ d'une façon croissante due à l'augmentation de la charge éliminé avec l'augmentation de l'hauteur d'eau dans le bassin du 1^{ère} étage. Graphe (4-30)



Graphe (4-30) : Evolution des taux d'abattement de la DBO5 en fonction de H(m)

4-5-7 : Evolution de la DCO en fonction de la hauteur d'eau H(m) : le graphe (4-31) : Retrace les résultats d'analyse de polluant en termes de DCO et la variation de leur concentration en fonction de la colonne d'eau



Graphe (4-31) Evolution de DCO en fonction de la hauteur d'eau H(m)

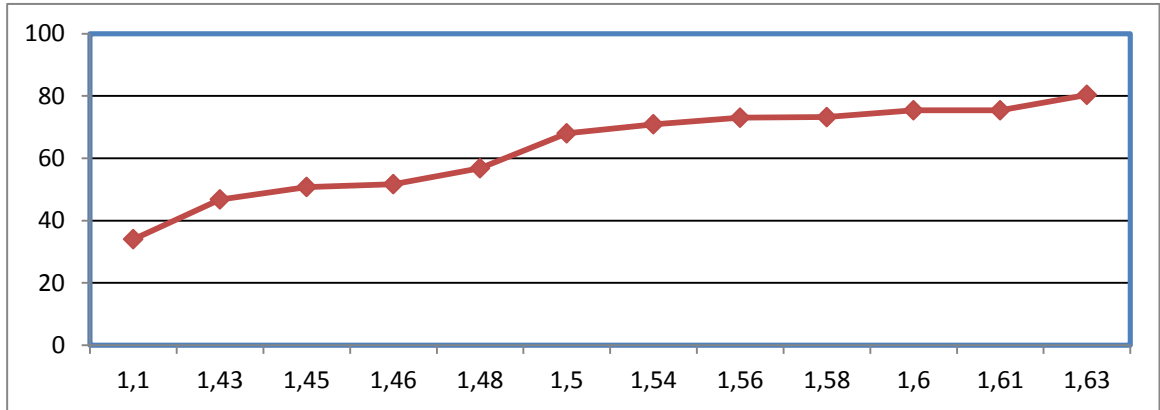
D'après les résultats que nous avons obtenus par le graphe (4-31) nous pouvons conclure que le polluant DCO varie avec la colonne d'une façon presque stable en fonction de la colonne d'eau tel que la teneur de la DCO de l'eau brut pour les hauteurs (1,1. 1,43. 1,45 .1,46 .1,48 .1,5) presque constante car les écarts entre les teneurs de la DCO ne dépassants pas le moyen de 17,5 mg/L de même pour les hauteurs (de 1,54 m jusqu' à .1.63 m).

Le teneur plus élevé pour la DCO observé à la hauteur 1,63 m est de 331,56 mg/L et un minimum observé à l'hauteur 1,48 m est de 217,47 mg/L, avec une moyenne de 275,82 mg/L correspond à une hauteur moyenne de 1,49 m .

L'augmentation de La valeur de la DCO ou des hauteurs plus profondes dues à l'absence l'oxygène dissous au fond du bassin. La DCO évolue en sens inverse avec l'oxygène dissous ce qui traduit une probable utilisation de l'oxygène pour la dégradation de la matière carbonée (Koné, 2002). La réduction de la demande chimique en oxygène peut être expliquée par la diminution de la matière organique complète par oxydation chimique des molécules oxydables continues dans l'eau Pour la DCO les variations des concentrations en fonction de la hauteur est comme suit :

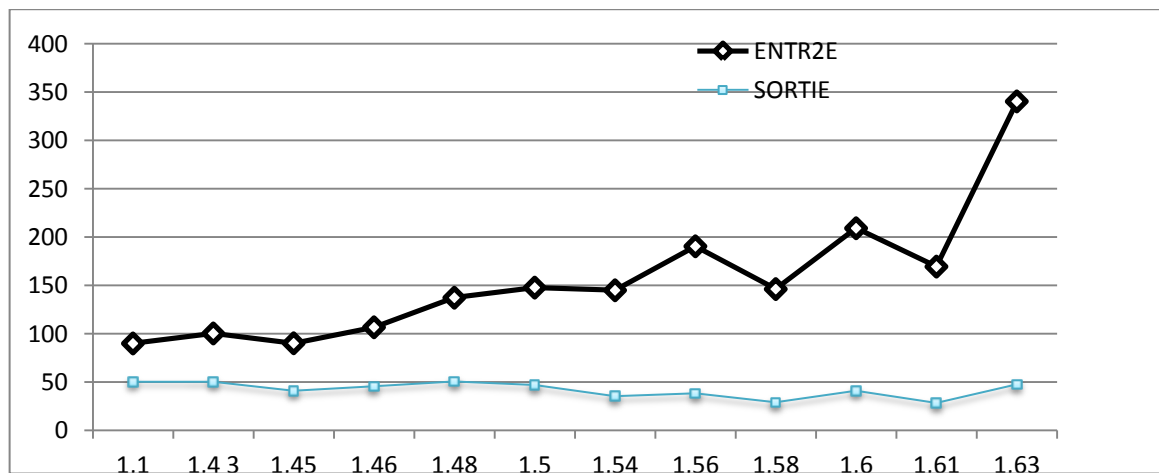
- La concentration dans le 1^{er} étage varie d'un minimum de 209,17 mg/L ou la hauteur de 1,50 m et un maximum de 335,6 mg/L avec l'hauteur de l'eau dans l'étage est de 1,63m
- La concentration dans l'étage de finition à sa sortie varie d'un minimum de 65,14 mg/L face d'une hauteur de 1.63m et un maximum de 145,47 mg/L correspond la hauteur 1,1 m. le teneur moyen en terme DCO est de 92,05 mg/L correspond à une hauteur moyenne de 1,49 m

- Les rendements épuratoires varient d'un minimum est de 34,04 % pour la hauteur de 1,1 m a un maximum de 80,35% pour une hauteur de 1,63 m
- L'abattement moyenne est de 66,62 % correspond à une hauteur moyenne de 1,49 m **Graphe (4-32)**



Graphe (4-32) : Evolution des taux d'abattement de la DCO en fonction de H(m)

4-5-8 : Evolution de MES en fonction de la hauteur H(m) : Les résultats d'analyse en terme de MES représentées par le graphe (4-33)

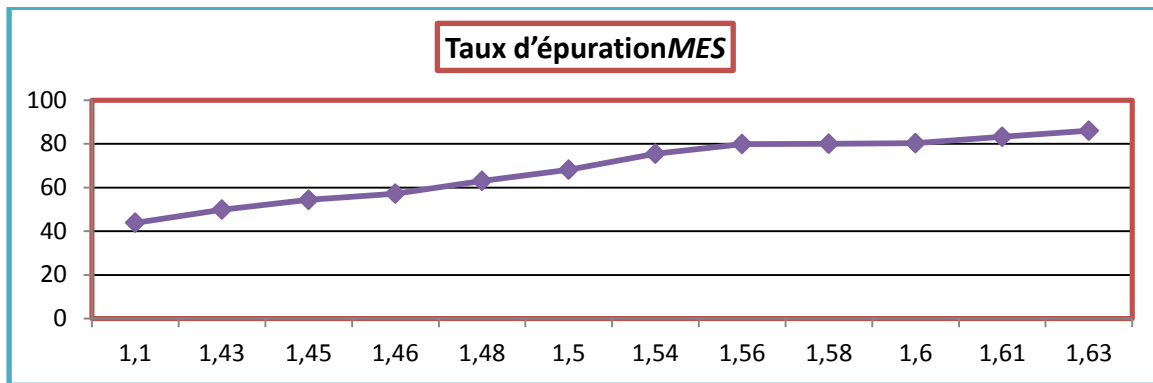


Graphe (4-33) Evolution de MES en fonction de la hauteur d'eau H(m)

Si l'on compare les résultats de la qualité de l'eau le long de la colonne d'eau du bassin d'aération par rapport aux objectifs de qualité, en terme de polluant MES soit une teneur de MES égale à 340,4 mg/L observé à 1,63 m et une teneur égale à 90 mg/L observée à la hauteur 1,1 m avec une teneur moyenne de 156,09 mg/l correspond à une hauteur moyenne de 1,49 m pour l'eau brute .

D'après le Graphe (4-33) on remarque pour l'eau brute une variation croissante des teneurs de MES montre des augmentations de ce polluant de plus en plus poussés qu'on avance vers le fond du bassin verticalement selon la colonne d'eau. On distingue deux grandes classes d'eau dans le bassin de 1^{er} étage pour ce paramètre La première se situe entre une hauteur de 1.1 m et 1,46m au les rendements ne dépassant pas le 58% . La seconde se situe entre 1.46 m et 1,63 m ou les rendements

dépassants les 60%. La variation des concentrations dans le 1^{er} l'étage de 137,3 mg/L à 340,4 mg/L. Pour l'eau traitée les variations des concentrations de la MES presque constantes (Graphe (4-33)) Cette observation est justifiée par la forme horizontal du graphe de l'eau traitée, la variation des concentrations dans l'étage de finition est de 50,77 mg/L à 28,47 d'où les rendements varient de 63,02% à 86% Graphe (4-34). La teneur moyenne de MES de l'eau traitée est de 42,15 mg/L, d'où l'abattement moyenne est de 72,99%.



Graphe (4-34) : Evolution des taux d'abattement de MES en fonction de H(m)

L'augmentation des teneurs de MES peut être expliquée par la présence du phénomène de la prolifération massive des algues dans les différents bassins de traitement biologique. Le phytoplancton existant au niveau des bassins peuvent être macroscopiques (en masse) ou microscopiques en suspension. La prolifération des algues et zooplanctons augmentent durant la saison estivale. Les algues microscopiques peuvent être considérées comme des MES, leur croissance confirme l'augmentation des teneurs en MES. On doit noter que le seul procédé préconisé pour l'élimination des MES est le bassin de finition, le fonctionnement de ce dernier est perturbé par la prolifération des algues, [104].

Ces résultats obtenus indiquent la coloration la plus élevée de ces paramètres de pollution avec la hauteur de l'eau dans le bassin d'aérations du 1^{er} étage.

4-6 : Influence du débit sur la performance de la pollution azotée et la pollution organique :

Dans cette troisième partie nous avons étudié l'influence du débit de passage de l'effluent dans la STEP, sur les taux d'élimination des ions NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- et la DCO, DBO₅ les valeurs sont représentées par les tableaux suivants :

4-6-1 : Influence du débit sur la performance de la pollution azotée :

L'élimination simultanée de la pollution azotée, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- de l'effluent brute de la station d'épuration de la ville de Ouargla par lagunage aéré, a été étudiée pendant l'année (2014), dans des conditions opératoires où le débit de fonctionnement varie de 381,63 l/s à 470,39 l/s

✚ Evolution de polluant de NH_4^+ mg/l en fonction de débit de fonctionnement de la STEP

Le tableau (4-8) représente les variations de teneur en terme de NH_4^+ mg/l en fonction de débit durant la période d'étude

Le tableau (4-8) : les variations de teneur en terme de NH_4^+ mg/l en fonction de débit durant la période d'étude

<i>Débit l/s</i>	381,63	430,05	443,72	452,12	470,39
Entrée	45,08	43,69	42,63	40,78	30,73
Sortie	18,17	23,23	24,65	25,44	25,19
L'abattement	59,69	46,82	42,17	37,61	18,02

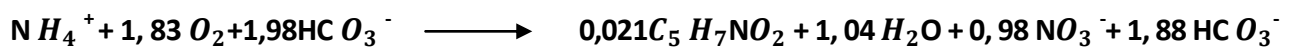
La concentration de NH_4^+ pour l'eau brute varie de 30,73 mg/L au le débit est de 470,39 l/s à 45,08 mg/L avec un débit de 381,63 l/s, le teneur moyen de NH_4^+ est 40,58 mg/L pour un débit moyen de 453.58 l/s. On remarque que les concentrations pour l'eau brute sont proches entre eux malgré les variations des débits.

Pour l'eau traitée les teneurs de NH_4^+ varient d'une valeur minimale de 18,17 mg/L observée ou le débit de 381,63 l/s à une valeur maximale de 24,65 mg/L ou le débit est de 443,72 l/s.

Le débit moyen est 453.58 l/s correspond à une concentration moyenne de NH_4^+ de 23,33 mg/L. Les teneurs de NH_4^+ sont très proches entre eux malgré les variations des débits.

Les performances épuratoires acceptables pour l'élimination de la pollution en terme de NH_4^+ , ces performances varient d'une valeur minimale de 18,02 % ou le débit est de 470,39 l/s jusqu'à une valeur maximal de 59,69 % observée ou débit de 381,63 l/s, l'abattement moyenne est 40,86% avec un débit moyen de 435.58 l/s.

Cette élimination se déroule dans la Phase d'aérobie représentée par la réaction globale, liée aux synthèses cellulaires, rend compte de l'action de deux groupes de germes chimiolithoautotrophes sur l'ammonium (les germes nitrifiants), ces germes dont l'un est nitrifiant (Nitrosomonas) et l'autre nitrifiant (Nitrobacter), sont aérobies strictes et tirent leur énergie de l'oxydation de l'ammonium.



✚ Evolution de polluant de $\text{NO}_3^- \text{ mg/l}$ en fonction de débit de fonctionnement de la STEP

Les résultats d'analyse qui représenta les variations des teneurs en termes de nitrate mg/L en fonction de débit de fonctionnement de la STEP, reportées dans le tableau (4-9)

Tableau (4-9) : Variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant $\text{NO}_3^- \text{ mg/l}$ avec les le débit de fonctionnement de la STEP :

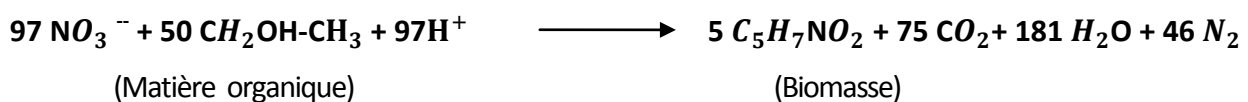
Débit l/s	381,63	430,05	443,72	452,12	470,39
entrée	3,46	3,32	2,88	2,15	1,83
sortie	0,94	1,05	1,19	1,20	1,30
L'abattement	72,83	68,37	58,68	44,18	40,76

Les valeurs des nitrates obtenues après analyses, varient entre 1,83 mg/l ou le débit est de 470,39 l/s et 3,46 mg/L ou le débit est de 381,63 l/s à l'entrée. On remarque que les teneurs en terme $\text{NO}_3^- \text{ mg/l}$ varient en sens envers avec les variations de débit. Le teneur moyen de $\text{NO}_3^- \text{ mg/l}$ correspond à un débit moyen de 453.58 l/s à l'entrée de la STEP.

Les variations des concentrations de nitrate à la sortie de STEP (eau traitée) de même sens que les variations de débit puisque le faible teneur 0,94 mg/L en terme de $\text{NO}_3^- \text{ mg/L}$ correspond au plus faible débit 381,63 l/s et le maximale teneur 1,30 mg/L observé au plus grand débit 470,39 l/s. le débit moyen pour l'eau traitée est de 1,13 mg/L .

D'après les résultats de tableau (4-9) les performances épuratoires varient en sens envers avec l'augmentation de débit tel que l'abattement le plus élevée 72,83 % au plus faible débit 381,63 l/s et le plus faible abattement 40,76 % au plus grand débit 470,39 l/s . L'abattement moyenne durant notre étude est de 56,76 % correspond au débit moyen de 435.58 l/s. Par comparaison entre les valeurs de NO_3^- des eaux brutes et celle des eaux traitées, nous notons un bon rendement qui dépasse 56% Ceci dénote l'efficacité du traitement par lagunage de la station dans l'élimination de cette pollution.

Cette élimination est gouvernée par des activités bactériologiques représentées par une réaction liée aux synthèses cellulaires, est catalysée par des bactéries chimioorganotrophes aérobies strictes pratiquant la respiration anoxique. Les nitrates, issus de la nitrification, servent d'accepteurs finaux d'électrons et de protons dans le processus de respiration. Réaction suivante :



✚ Evolution de polluant de NO_2^- mg/l en fonction de débit de fonctionnement de la STEP

Les variations des concentrations de nitrite et les résultats d'analyse et les calculs des taux d'abattement sont regroupés dans le tableau (4-10)

Tableau (4-10) : variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant NO_2^- mg/l avec le débit de fonctionnement de la STEP :

Débit l/s	381,63	430,05	443,72	452,12	470,39
entrée	2,19	3,32	1,85	1,75	1,64
sortie	0,11	1,05	0,79	0,16	0,19
L'abattement	94,97	68,37	57,29	90,85	88,41

D'après les résultats obtenus on remarque que les concentrations des ions NO_2^- varient d'une façon inverse avec le débit de fonctionnement d'une valeur minimum de 1,64 mg/L correspond au débit de 470,39 l/s et une valeur maximum de 2,19 mg/L correspond au débit de 381,63 l/s avec une concentration moyenne de l'effluent brute en terme de NO_2^- est de 1,91 mg/L correspond à un débit moyen est de 435,58 l/s et la concentration moyenne de l'effluent épurée en terme de NO_2^- est de 0,27 mg/L et le taux d'abattement moyen est de 85,86%.

D'après les résultats obtenus, au cours de la campagne d'étude, on remarque que la teneur en nitrites des eaux, à savoir brutes et traitées est très faible. Ainsi la différence de ces valeurs entre l'entrée et la sortie nous renseigne sur une légère variation, dont les valeurs se situent entre 2,19 mg/L et 1,64 mg/L au niveau des eaux brutes. Ceci est en fonction de la qualité d'eau usée.

4-6-2 : Influence du débit sur la performance de la pollution organique :

Pour l'étude de l'effet de débit de fonctionnement de la STEP pendant l'année (2014), sur les évolutions des paramètres DBO5 et la DCO et les performances épuratoires on a choisi les conditions opératoires où le débit de fonctionnement varié de 381,63 l/s à 470,39 l/s.

*Débit moyen de fonctionnement et de 435,58 l/s, correspondant à un temps de séjour de 16 jours

4-6-2-1 : Evolution de la DCO (mg d'O₂/L) en fonction de débit de fonctionnement :

Le tableau (4-11) comporte les résultats d'analyse concernant la DCO d'eau brute et traitée. Les valeurs de débit de fonctionnement ainsi les taux d'abattements durant l'année de suivi.

Tableau (4-11) : Les variations des concentrations et les performances épuratoires de polluant la DCO mg d'O₂/L avec les le débit de fonctionnement de la STEP :

Débit l/s	381,63	430,05	443,72	452,12	470,39
entrée	295,40	322,22	355,54	365,23	393,05
sortie	119,05	110,30	125,11	95,57	85,49
L'abattement	59.69	65,76	64,81	73,83	78,09

Les valeurs de la DCO à l'entrée varient entre 295,40 mg d'O₂/L ou le débit est de 381,63 l/s et 393,05 mg d'O₂/L au le débit est de 470,39 l/s avec une moyenne de 346,28 mg d'O₂/L et le débit moyen de 435,58 l/s, celles à la sortie varient entre 85,49 mg d'O₂/l correspond a un débit de 470,39 l/s et 125,11 mg d'O₂/L avec un débit de 443,72 l/s la moyenne de teneur en terme DCO est de 107,10 mg d'O₂/L correspond a un débit moyen de 435,58 l/s. Cette concentration qui semble faible par rapport à celles caractérisant généralement les eaux résiduaires, en moyenne 645 mg/L, par exemple, dans la station expérimentale de Maroc (Hamid, 2014). D'autre part, les valeurs enregistrées sont au-dessus de la norme algérienne (90 mg/L). La DCO évolue en sens inverse avec l'oxygène dissous, ce qui traduit une probable utilisation de l'oxygène pour la dégradation de la matière carbonée [105].

On remarque que les concentrations de la DCO de l'eau brute varient en sens positif avec l'augmentation de débit.

Par comparaison entre les valeurs de DCO des eaux brutes et celle des eaux traitées, nous notons un bon rendement qui dépasse 78 % ou le débit est de 470,39 l/s. Ceci dénote l'efficacité du traitement par lagunage aéré de la station dans l'élimination de cette pollution organique. Et le plus faible rendement est de 59.69 % ou le débit est de 381,63 l/s. D'ailleurs, le rendement moyen estimé à 68,83 % correspond a un débit moyen de 435,58 l/s cette valeur de rendement moyen rapproche de celui mentionné par [106]. Dans son étude sur la station de Ouargla, ayant atteint 78%, et de ceux obtenus par [107]. Variant entre 65% et 84%

4-6-2-2 : Evolution de la DBO₅ mg d'O₂/l en fonction de débit de fonctionnement :

Les résultats d'analyse de la DBO₅, de l'eau brute et traitée en fonction de débit de fonctionnement reportées dans le tableau (4-12)

Tableau (4-12) : variation des concentrations et les performances épuratoires de polluant DBO₅ mg/L avec les le débit de fonctionnement de la STEP :

<i>Débit l/s</i>	381,63	430,05	443,72	452,12	470,39
entrée	122,08	132,83	143	170,50	180,41
sortie	25,88	33,80	33,63	28,66	18,50
L'abattement	78,80	74,55	76,48	83,19	89,97

L'analyse des résultats de la DBO₅ montre que la concentration de l'eau usée brute est de l'ordre de 149,76 mg/L comme valeur moyenne ou le débit moyen est de 435,58 l/s. Ce résultat est très inférieur de celui trouvé à El jadida (705,3 mg/l) [103] par contre peu proche à celui trouvé à Mechraa Belksiri (282,5mg/L) [66]

Les valeurs de la DBO₅ des eaux brutes se situent dans un intervalle qui va du minimum de 122,08 mg/L au maximum de 180,41 mg/L ou le débit varie d'un minimum de 381,63 l/s au maximum de 470,39 l/s. Ces valeurs des teneurs en terme de DBO₅ inférieure à celle trouvées à Oujda Maroc avec un moyen de 511 mg/L [89], et 467,27 mg/L à Emir Algérie [90], et inférieures aussi à ceux trouvées à Sanaa Yémen de 1137 mg/L [79]. La variation de la DBO₅ des eaux usées brutes dépend de la dilution ou de la concentration de la pollution des eaux selon le débit rejeté qui est également influencé par les conditions climatologiques (la forte évaporation) [99], Tandis que celle des eaux traitées varient entre 18,50 mg/L ou le débit est de l'ordre de 470,39 l/s et 33,80 mg/l correspond à un débit de 430,05 l/s. ces concentration donnent une moyenne de 28,09 mg/L pour un débit moyen de 435,58 l/s. Cette valeur inférieure à la norme de rejet de l'OMS (1989) appliquées en Algérie (<30 mg/L).

L'abattement de diminution n'est pas constant, et on remarque une augmentation de rendement a partir d'un débit de 430,05 l/s ou l'abattement est de l'ordre 74,55 % jusqu'à 470,39 l/s ou le rendement est de 89,97 % suivi par une diminution de rendement de 78,80 % observée au débit de 381,63 l/s le rendement moyen est de 80,59 % à la sortie correspond a un débit moyen de 435,58 l/s, ceci est due à la diminution de la matière biodégradable dans les eaux usées. Les microorganismes aérobiques d'une part, et l'oxygénation au niveau de bassin d'autre part, participent directement à ce résultat. Ce taux d'abattement presque similaire à celui signalé par [100] de 82% dans les lagunes aérées en Maroc. et très proche au Yémen [79] parlent d'un rendement épuratoires varient entres 84 et 90%.

La DCO et la DBO_5 évolue en sens inverse avec l'oxygène dissous ce qui traduit une probable utilisation de l'oxygène pour la dégradation de la matière carbonée. L'abattement de la DCO et la DBO_5 est très variable avec le débit, puis se stabilise lorsque les concentrations en DCO atteignent 150 mg O_2/l (). Les rendements d'élimination varient de 74,55 à 89,97 % pour la DBO_5 , de 59,69 à 78,09 % pour la DCO.

4-6-2-3 : Evolution de l'oxygène dissous mg /l en fonction de débit de fonctionnement : Le tableau (4-13) représente les variations des concentrations de l'oxygène dissous en mg /l de l'eau usée brute et traitée en fonction de débit de fonctionnement durant l'année 2014

Tableau (4-13) : les variations des concentrations de l'oxygène dissous de l'eau brute et traitées en fonction de débit

Débit l/s	381,63	430,05	443,72	452,12	470,39
entrée	0,1	0	0,01	0	0,01
sortie	4,8	5,75	4,5	6,26	6,80

Les teneurs en oxygène des eaux brutes sont faibles. Peuvent être expliqué par les canalisations fermées du réseau d'égout et ne sont pas au contact à l'air. Les teneurs nulles en oxygène observées au débit de 430,05 l/s et 452,12 l/s. On a noté des teneurs en oxygène déférent de zéro sont de l'ordre 0,1 mg/L et 0,01mg/L pour des débits d'ont 381,63 l/s et 443,72 l/s, 470,39 l/s respectivement. La valeur moyenne de teneur de l'oxygène dissous de l'eau est très faible égale à 0,024 mg/L correspond à un débit moyen de 435,58 l/s

La concentration maximale en oxygène des eaux traitées atteint 6,80 mg/l pour un débit de 470,39 l/s, la moyenne de concentration en oxygène dissous de l'eau traitée est de l'ordre 5,62 mg/L correspond à un débit moyen de 435,58 l/s. Cette augmentation de l'oxygène dissous a la sortie de la STEP provient principalement de l'action photosynthétique des algues qui sont développées dans le bassin de finition, ainsi l'eau arrivant à ce bassin comporte de l'oxygène provenant des aérateurs.

La valeur minimale, 4,5B mg/L notée au débit 443,72 l/s, est due à l'élévation de la température de l'air, où l'augmentation de la température provoque la diminution de l'oxygène dissous en raison de sa plus faible solubilité, mais aussi à cause de sa consommation accrue par les être vivants et les bactéries qui se multiplient.

D'après [100], l'augmentation de teneur en oxygène dissous de l'entrée de la STEP à sa sortie peut être liée à la présence de matière organiques, de microorganismes, à une insuffisance du traitement, à la perturbation des échanges atmosphériques à l'interface (présence de graisse, d'hydrocarbures, de détergents, etc.).

Conclusion :

Ce travail de recherche s'est étalé sur une durée de trois années. Le suivi de l'évolution des paramètres de pollution entre l'entrée de la station d'épuration et sa sortie laisse voir des abattements moyens très satisfaisants. Les abattements moyens sont de 61.51% pour les MES et 79,93 % pour la DBO_5 , 67,22 % pour la DCO 28,41 %, pour le NH_4^+ 51,61% pour le nitrite NO_2^- avec un abattement moyen de 38,66% pour le nitrate NO_3^- et pour le NTK, l'abattement moyen est de 5,53%.en fin pour le phosphore total , l'abattement moyen est de 22,91% c'est un résultat admissible

D'après les résultats des différents paramètres : pH, MES, DBO_5 , DCO, NTK, NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- et le phosphore total, on remarque que les eaux usées épurées sont conformes aux normes Algériennes de rejet et réutilisation en irrigation.

La performance épuratoire sous climat aride de la filière de lagunage à 3 étages de bassins est satisfaisante pour la pollution organique avec un rendement dépassant 69,22% pour la STEP d'Ouargla. On note bien que globalement la filière d'épuration par lagunage aéré est très bien adaptée au contexte de la zone d'étude , et peut recommandé pour d'autres centres urbains et ruraux similaires . Cette filière d'épuration est capable de produire une bonne qualité de rejet.

Recommandations

Après l'étude qui a duré trois années, et les observations élaborées, on a divisé les recommandations en trois domaines, on les résume comme suit :

✚ Domaine économique :

On recommande d'entourer le périmètre de la ville de Ouargla par les arbres, et irriguer avec les eaux épurées, et les utiliser dans l'avenir dans la production des bois. Comme on recommande d'utiliser ces grandes quantités des eaux usées épurées de la production de l'énergie électrique, après une étude scientifique de la part des autorités spécialisées.

✚ Domaine esthétique :

On recommande d'investir ces eaux usées traitées pour la réalisation des jardins et des espaces verts, car elles sont riches par les matières nécessaires pour les plantes.

✚ Pour le domaine technique d'exploitation : nous recommandons

- D'approfondir les études sur les performances épuratoires du lagunage aéré sous un climat aride.
- Equiper le poste de prétraitement par un système de déshuilage-dégraissage pour assurer un bon fonctionnement des bassins d'aération.
- Prendre en charge les analyses parasitologiques pour un meilleur contrôle de la qualité microbiologique des eaux épurées.
- Résoudre le problème de prolifération intensive des algues pour augmenter les rendements d'abattement des MES
- Un traitement tertiaire est indispensable (désinfection) pour une épuration entière des eaux.

Références bibliographiques

- [1] Tamrabet L. (2011) contribution a l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage Université Hadj Lakhdar- Batna
- [2] Chocat B., (1997), Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement, Edition techniques et documentations, Paris
- [3] Bouziani M., (2000), l'eau de la pénurie aux maladies, édition Ibn-khaldoun, P 260.
- [4] Blifert P., (2001), chimie de l'environnement air, eau, sol, déchets, 1ère édition de Boeck, Paris, p317 à 330.
- [5] Franck R., (2002), analyse des eaux ; aspect réglementaire et techniques, Edition scrérénCRDPA quitaine, Bordeaux
- [6] . BOUTOUX J., (1993). Introduction à l'étude des eaux douce (eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson). Qualité et santé. 2ème édition, CEBEDOC. Paris, p p 160-165.
- [7] Richarde C, (1996) les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux. Edition elsevier, paris , p 138.
- [8] Liu F ; MITCHELL C.C ; ODOM J.W, HILL D.T ; ROCHESTER E.W, (1997).Swine lagoon effluent disposal by overland flow: effects on forage production and uptake of nitrogen and phosphorus. Agronomy Journal, 89 900-904.
- [9] Franck R.,(2002), analyse des eaux ; aspect réglementaire et techniques, Edition scrérénCRDPA quitaine, Bordeaux
- [10] Rodier J. (2005), L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 8^{ème} Edition. Dunod, Paris
- [11] SUSCHKA J, FERREIRA E(1986).. Activated sludge respirometric measurements. Water Research, 20, 2,pp 137-144,
- [12] Joseph A. et Salvato J.,(1977), Guide d'hygiène dans les établissements touristiques, Organisation mondiale de la santé, Genève
- [13] Nathalie G-G,(2002) Qualité bactériologiques de l'eau et impacte en élevage bovin laitier, thèse. Doctorat , Université Claud- Bernard-Lyon
- [14] Figarella et al, (2001), Microbiologie générale et appliquée, France
- [15] Satin, M.; Selmi, B. (1995) : Guide technique de l'assainissement : Evacuation des eaux usées et pluviales, conception et composants des réseaux, épuration des eaux et protection de l'environnement, exploitation et gestion des systèmes d'assainissement. ISBN 2-281-1152-0, Edition Le Moniteur, Paris, pp ; 75-86.
- [16] Blumenthal et al, 2000:Examen de la politique et des normes de réutilisation des eaux usées dans l' Peng, X., Luo, and al (2000). Rapid detection of Shigella species in environmental Sewage by in immuncapture PCR with universal primers. Journal of applied Microbiology 2580-2583. ; pp-68-68agriculture ; Une perspective latino-américaine Task N° :68-part II. WEL Londres. Grande Bretagne
- [17] Peng, X., Luo, and al (2000). Rapid detection of Shigella species in environmental Sewage by in immuncapture PCR with universal primers. Journal of applied Microbiology 68; 2580-2583.
- [18] Park, K., Y. : Inamori, Y et al. (2000). Emission and control of nitrous oxide from a biological waterwater treatment system with intermittent aeration. J. Biosci . Bioeng. 90: 247-252
- [19] Mochoshi, T., Tamashita, T. and al. (2003). A method for scening polyphosphate-accumulation mutants which remove phosphate efficiently from synthetic wastewater. J. Biosci. Bioeng. 95: 637-640.
- [20] - MOUHAMED OUALI S (2001). Procédés unitaires biologique de traitement des eaux, EdOPU, Alger. p 70.
- [21] Kessaissia A, (2011). Conception d'une station d'épuration par lagunage Natural Pour la ville de Ghardaia . Mémoire c'un d'ingéniere, Ecole nationale supérieur de l'hydraulique Abdallah Arbaoui p 4-5
- [22] Eitan G (1995) : Wastewater treatment and reuse in Israel – 1994. Survey published by the Water Com-mission – Jerusalem, p 70 .
- [23] Duchène P., Cotteux E., (2002) Insufflation d'air fines bulles, application aux stations d'épuration en boues activées des petites collectivités ; ministère de l'agriculture et de la

pêche, FNDAE n° 26 : p 54

- [24] Roustan M. (coordonnateur) (2003). Transfert gaz-liquide dans les procédés de traitement des eaux et des effluents gazeux. Collection génie des procédés de l'environnement sous la direction de Pierre Le Cloirec. ISBN : 2-7430-0605-6, 797p.
- [25] Gillot S., Capela-Maesal S., Roustan M., Héduit A. (2005). Predicting oxygen transfer of fine bubble diffused aeration systems- model issued from dimensional analysis. *Water research* 39 (2005) 1379-1387.
- [26] Degremont (1989). *Mémento technique de l'eau*, p 1460
- [27] Thonart P. (2006). Processus fondamentaux de l'épuration physico-chimique, cours de Faculté des Science Agronomique de Gembloux.
- [28] Third K. (2003). Oxygen management for optimisation of nitrogen removal in Sequencing Batch Reactor these de doctorat présentée pour obtenir le grade de docteur en biotechnologies, School of biological Sciences and biotechnology, Murdoch University, Western Australia, p 225.
- [29] (Potier O., Leclerc J-P., Pons M-N., (2005). Influence of geometrical and operational parameters on axial dispersion in an aerated channel reactor. *Water research* 39 (2005) 4454-4462.
- [30] IDDER T., (1998). La dégradation de l'environnement urbain liée au excédents hydriques au Sahara algérienne. Impacte des rejets d'origine agricole et urbaine et technique deremediations proposées. L'exemple de Ouargla. Thèse de doctorat. Univ.Angers.284p.
- [31] BOUKHATALA, Y . et IDDOU, K. (2010). Etude de rendement épuratoire de la nouvelle station d'épuration par lagunage de la ville d'Ouargla. *Mém. Ing. Hydraulique. hydraulique urbaine. Univ de Ouargla.* p 27.
- [32] Jones R.D et Hood M.A, (1980). Effects of temperature, pH, salinity, and Inorganic Nitrogen on the rate of ammonium oxidation by Nitrifiers Isolated from Wetland Environments. *Microb. Ecol*, N 6, p 339 – 347.
- [33] Bouillot P ; Roustan J. L ; Albagnac G ; Cadet, J. L, (1992). Biological kinetics at low temperature in a drinking-water production plant. *Water Supply* N 10, P 137-153. Cauchi, Hyvrard ; Nakache ; Schwartzbrod ; Zagury, Baron ; Carre ; Courtois ;
- [34] Niquette P ; Prévost M ; MacLean R.G ; Thibault D ; Coallier J ; Desjardin R ; Lafrance P, (1998). Back-washing first-stage sand-BAC filters. *J. Am. Water Works Assoc*, N 90, p 86–97.
- [35] Gay G, (1983). Etude écologique des bactéries nitrifiantes : comparaison de deux sérotypes de Nitrobacter, Doctorat de 3ème Cycle, Université Lyon I, France, 172 p.
- [36] Henze M ; Harremoës P ; Jansen J.L.C ; Arvin E, (1996). *Waste water treatment : biological and chemical processes*, Springer, p114, 55-85.
- [37] Anthonisen A.C ; Loehr R.C ; Prakasam T.B.S ; Srinath E.G, (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut. Control Fed*, N 48, p 35-52.
- [38] Quinlan A. V, (1986). Optimum temperature shift for Nitrobacter. Effect of dissolved oxygen and nitrite concentrations. *Water Res*, N 20, p p 11–17.
- [39] Balmelle B ; Nguyen M ; Capdeville B ; Cornier J.C ; Deguin A, (1992). Studying of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. *Water Sci. Technol*, N 25, p p 17–25.
- [40] Ford D.L ; Churchwell R.L ; Kachtick J.W, (1980). Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed*, N 52, p 26-46.
- [41] Guilloteau J.A,(1992). Traitement des eaux résiduaires par infiltration percolation. Thèse doc .P p.21. 170.
- [42] Jianlong W et Ning Y, (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochem*, 39, p 23-29.
- [43] BARIKA, A., SENOUSSE, D.(2005). Dimensionnement d'une station d'épuration de la ville de Hassi Messaoud. *Mém. Ing. Hydrolitique Saharienne. Univ d'Ouargla.* 36p. BAUDOT, B. et PERERA, P. 1991. Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. p 21
- [44] LABADI, K. et MOUKAR, M.(2010). Etude des performances de la station de traitement des eaux usées urbaines par lagunage de la ville de Ouargla. *Mém. Ing. Eco et Env. Ecosystème me*

- steppique et saharienn. Univ de Ouargla. p 29.
- [45] BOUTELLI M., MENASIA S., (2008). Conception d'une station d'épuration pour la ville de Ghardaïa, possibilités de réutilisation des eaux épurées. Mém. Ing. Hydraulique. Hydraulique urbaine. Univ. d'Ouargla. p 132.
- [46] DALI H., ZOUAOUI K., (2007). Réutilisation des eaux usées épurées en irrigation. Mém. Ing. Génie des procédés. Génie de l'environnement. Univ de Ouargla. p 68.
- [47] Josserand A et Bardin R, (1981). Nitrification en sol acide, I : Mise en évidence de germes autotrophes nitrifiants (genre Nitrobacter) dans un sol forestier sous résineux. Rev. Ecol. Biol. Sol, N 18, p 35-55.
- [48] USEPA, (1990). U.S. Environmental Protection Agency : Nitrogen control, Technomic, ISBN 1-56676-135-2, 311 p.
- [49] Josserand A, (1983). Apport de l'immunofluorescence à l'étude écologique des germes nitrifiants (genre Nitrobacter). Thèse de Doctorat, Université Lyon I, France, 151 p.
- [50] Bock E ; Koops H.P ; Harms H, (1989). Nitrifying bacteria (ed.) Springer-Verlag, Berlin, p 11-14.
- [51] Chiu Y.C et Chung M.S, (2001). Determination of optimal COD/Nitrate ratio for biological denitrification. Int. Biodeterior. Biodegradation, p, 43-49.
- [52] BEKKOUCHE M., ZIDANE F (2004). Conception d'une station d'épuration des eaux usées de la ville de Ouargla par lagunage. Mem. Ing. Hydraulique saharienne. Univ. De Ouargla. 67p.
- [53] Verhagen F.J.M and Laanbroek H.J, (1991). Competition of ammonium between nitrifying and heterotrophic bacteria in dual energy-limited chemostats. Appl. Environ. Microbiol, N 57, p 55-63.
- [54] Wanner O et Gujer W, (1985). Competition in biofilms. Water Sci. Technol, N 17, p 27-44.
- [55] Furumai H, (1992). Advanced modeling of mixed populations of heterotrophs and nitrifiers considering the formation and exchange of soluble microbial products. Water Sci. Technol, N 26, p 493-502.
- [56] Rittmann B.E et Manem J.A, (1992). Development and experimental evaluation of a steady-state, multispecies biofilm model. Biotechnol. Bioeng, N 39, p 14-22.
- [57] Okabe S ; Hirata K ; Watanabe Y, (1995). Dynamics changes in spatial microbial distribution in mixed population biofilms : experimental results and model simulation. Proc. Int. Workshop Biofilm Struct. Growth Dyn., Noordwijkerhout, The Netherlands, p 59-66.
- [58] Okabe S ; Oozawa Y ; Hirata K ; Watanabe Y, (1996). Relationship between population dynamics of nitrifiers in biofilms and reactor performance at various C:N ratios. Water Res, N 30, p 63-72.
- [59] AERM, (2007). Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-euse. 120p.
- [60] Rouvilois-Brigol M., (1975). Le pays de Ouargla (Sahara Algérien). Variation et organisation milieu. Ed. Khyam. p 367.
- [61] I.Gormi, (2010). 'étude de la contamination et la vulnérabilité a la pollution chimique des eaux souterraines de la cuvette d'Ouargla', diplôme d'ingénieur d'état, Université de Kasdi Merbah Ouargla, p01 p25.
- [62] BARIKA, A., SENOUSSE, D. (2005). Dimensionnement d'une station d'épuration de la ville de Hassi Messaoud. Mém. Ing. Hydrique Saharienne. Univ d'Ouargla. 36p. BAUDOT, B. et PERERA, P. 1991. Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. 21p
- [63] Wethe J., M. Kientga, D. Kone et N. Kuela. (2002). Profil du recyclage des eaux usées dans l'agriculture urbaine à Ouagadougou. Visite d'Etude et Atelier International sur la réutilisation des eaux usées en agriculture urbaine : un défi pour les municipalités en Afrique de l'Ouest. Rapport final, Ouagadougou, Burkina. p 183.
- [64] Anonyme. (1998). Epuration et réutilisation des eaux usées à des fins agricoles. PROJET MOR. 86/018. Ministère de l'Agriculture, PNUD, FAO et OMS. Rapport final, p 156.
- [65] Oulkheir S., (2002). Caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des eaux usées de la ville de Kenitra. Mémoire de 3ème cycle. Faculté des Sciences, Kenitra, p 79.
- [66] El Guamri Y., et Belghyti D., (2006). Étude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de la commune urbaine de Saknia, rejetées dans le lac Fouarat (Kenitra, Maroc). Journal

- Africain des Sciences de l'Environnement, N° 1, Décembre.
- [67] M.Abissy et, L.Mandi; (1994) Approche expérimentale de potentialités épuratrices du réseau commun (*Phragmites communis*) sous climat aride. Actes Quatrième Conférence Internationale des Limnologues d'Expression Française. Marrakech, 25-28 Avril. Tome II.
- [68] L.Bouarab,N.Ouazzani,B.Oudra, J.Darley,B.Picot et, J.Bontoux; (1994). Evolution des formes d'azote dans la station expérimentale de lagunage naturel de Marrakech. Actes Quatrième Conférence Internationale des Limnologues d'Expression Française. Marrakech, 25-28 Avril. Tome II, (1994).
- [69] A.Kbibch, D.Belghyti, K.Elkharim, El Khokh Khalid; (2011). Analyse de la pollution de l'oued Mda par les eaux usées domestiques de la ville de Souk Elarba du Gharba. Maroc. Science Lib. Editions Mersenne : Février, 110203,
- [70] FOUTIA B., ZERGUI F. (2013). Effets des algues sur le fonctionnement des step. Cas de step de Said Otba Ouargla), Mémoire de Master en traitement et épuration des eaux, iniversité d'Ouargla, Algérie.
- [71] Wolverton, B. C., Barlow, R. M. and McDonald, R. C. (1975). "Application of Vascular Aquatic Plants For Pollution Removal, Energy and Food Production in a Biological System." National Aeronautics and Space Administration, Washington. TM X 72726.
- [72] Wolverton, B. C. and McDonald, R. C. (1979a). "Upgrading facultative lagoons with vascular aquatic plants." *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* 51(2): 305-313.
- [73] Kim, Y. and Kim, W. J. (2000). "Roles of water hyacinths and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds." *Water Research.* [print] September 34(13): 3285-3294.
- [74] Raweh S., Belghyti D., Al Zaemey A., El Guamri Y. et El Kharrim K., (2011). Qualité physico-chimique des eaux usées de la station d'épuration de la ville de S'Anaa (Yemen), *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, Vol 5, N° 1.
- [75] A. KBIBCH, D. BELGHYTI, K. ELKHARIM et K. EL KHOKH, (2011). Analyse de la pollution de l'oued Mda par les eaux usées domestiques de la ville de Souk Elarba du Gharba. Maroc. Science Lib. Editions Mersenne : Volume 3 N° 110203
- [76] B. EL HAMOURI, M. MEKRANE, K. KHALLAAYOUNE, M. MERZOUKI, et M. EL MAROUFY, (1993), Performances de stabilisation de la station de Ouarzazate. Actes du séminaire : la recherche nationale dans le domaine Eau et Environnement, LPEE – Casablanca (18-19
- [77] A. RASSAM, A. CHAOUCH, B. BOURKHISS et M.BOURKHISS, (2012) Performances de la dégradation de la matière organique par lagunage aéré dans la station d'épuration des eaux usées de la ville d'Oujda (Maroc oriental) *Bulletin de la Société Royale des Sciences de Liège*, Vol. 81 2012, p. 121 – 125.
- [78] M. CHACHOUA et A. SEDDINI (2013). Étude de la qualité des eaux épurées par le lagunage naturel en Algérie *Afrique SCIENCE* Volume 9 N°3 2013
- [79] Metahri M.S, 2012 : élimination 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, p 6.
- [80] Abdelali SEDDINI , al (2013), Étude de la qualité des eaux épurées par le lagunage naturel en Algérie : revue *Afrique SCIENCE* 9(3) pp 113 – 121
- [81] Endamana D., I. M. Kengne, J. Gockowski, J. N., D. Wandji, J. Nyemeck, N. N. Soua and J. N.Bakwowi. (2003). wastewater reuse for urban and periurban agriculture in Yaounde Cameroon : opportunities and constraints. *International Symposium on Water, Poverty and Productive uses of Water at the Household Level*, Muldersdrift, South Africa. 84 - 92.
- [82] Niang S. (2002). Utilisation des eaux usées dans l'agriculture urbaine au Sénégal. Cas de la ville de Dakar. *Atelier International sur la réutilisation des eaux usées en agriculture urbaine : un défi pour les municipalités en Afrique de l'Ouest*. Rapport final, Ouagadougou, Burkina, 183 p.
- [83] El Guamri Y. and Belghyti D.(2007). Etude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de la commune urbaine de Saknia, rejetées dans le lac Fouarat (Kénitra, Maroc). *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*,.

- [84] CHOCAT. B. 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement. Edition Techniques et documentations, Paris, p1124
- [85] OMS ,1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquatique : recommandations à visées sanitaires. Rapport d'un groupe scientifique de l'OMS .Généve.778.p82.
- [86] Mounia ABOUELOUFA et al(2002). Effets de la réutilisation des eaux usées brutes de la ville d'Oujda sur quelques paramètres agronomiques et bactériologiques Actent. Agron . vol 22 (3), Editions. Rabat : 151-160 pp
- [87] F- Dimane, I- Hanafi, A- El Himri, (2016) . Étude de la Performance du Dispositif de Traitement des Eaux Usées par Boues Activées de la ville d'Al-Hoceima, Maroc . European Scientific Journal June 2016 edition vol.12, N°.17
- [88] KHERROUBI F , DEBBOUNE. Z (2016) Mémoire de Master). Etude des performances épuratoires de la station d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage aéré de la ville de Sidi Khouiled (Ouargla). iniversité d'Ouargla, Algérie.
- [89] Sonnenberg L.B. & Holmes J.C. (1998). Physicochemical characteristics of dissolved organic matter in untreated and treated pulp and paper mill wastewaters. Proceedings 1998 TAPPI International Environmental Conference, Vancouver, BC, April 1998.
- [90] ABISSY M, MANDI L, (1999). Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas de roseau, Revue des sciences de l'eau, Rev.Sci.Eau 12/2 285-315.
- [91] Bes-Pia A., Mendoza-Roca J.A., Alcaina Miranda M.I., Iborra-Clar A. & Iborra-Clar M.I. (2002). Reuse of wastewater of the textile industry after its treatment with a combination of physico-chemical treatment and membrane technologies. Desalination, 149, 169-174.
- [92] Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J., and Allen, M.J. (2000) Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. Journal of Applied Microbiology 88 106S-116S.
- [93] Fewtrell, L., Bartram, J. (2001). Water Quality: Guidelines, Standards and Health. World Health Organization Water Series IWA Publishing, London, UK.
- [94] McLellan, S.L., Daniels, A.D., and Salmore, A.K. (2001) Clonal populations of thermotolerant Enterobacteriaceae in recreational water and their potential interference with fecal Escherichia coli counts. Applied and Environmental Microbiology 67,4934-4938
- [95] Gauthier, F. and Archibald, F. (2001) The Ecology of "fecal indicator ,bacteria commonly found in pulp and paper mill water Systems , Water Research 35(9), 2207-2218
- [96] Fouad Dimane, et Khadija Haboubi ; (2016) : Étude de la Performance du Dispositif de Traitement des Eaux Usées par Boues Activées de la ville d'Al- Hoceima, Maroc European Scientific Journal June 2016 edition vol.12, No.17 ISSN: 1857 – 7881
- [97] Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C., and Leung, K.T. (2005) Microbial indicators of faecal contamination in water. A current perspective. Water Air and Soil pollution 166(4-1),139-166.
- [98] العابد ابراهيم (2015). معالجة مياه الصرف الصحي لمنطقة تقرت بواسطة نباتات منقية محلية: الطروحة الدكتوراء جامعة قاصدي مرياح ورقلة.
- [99] AYYACH A., et al (2016) CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE ET BACTERIOLOGIQUE DES EAUX USEES DE LA STATION D'EPURATION DE LA VILLE DE DAR EL GUEDDARI (MAROC) Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°2 pp. 65-85
- [100] Charbonnel, Y. and Simo, A. (1988). Procédé et systèmes de traitement biologiques d'eaux résiduaires. Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11 p.
- [101] Charbonnel, Y. (1989). Manuel du lagunage à macrophytes en régions tropicales. Paris, A.C.C.T. 37 p.
- [102] BOUHANNA A, (2014). La Gestion des produits d'épuration des eaux usées de la cuvette d'Ouargla et perspectives de leurs valorisations en agronomie saharienne.

- [103] Liran et Al. (1994): Bacteria removal in a stabilization reservoir for wastewater irrigation in France *Wat Res* 28(6):1305-1314.
- [104] OUNOKI S, ACHOUR S.,(2014). Evaluation de la quantité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la ville D' OUARGLA. Possibilité de leur valorisation en irrigation. *Larhyss Journal*,p247-258.
- [105] KONE D, SEIGNEZ C, HOLLIGER C.,(2002). Etat des lieux du lagunage en Afrique de l'ouest et du centre. Review of wastewater stabilization ponds performances in West and Central Africa. *Proceedings of International*
- [106] MENSOUS M, (2011). Étude du système de gestion des eaux usées dans la cuvette d'Ouargla. Mémoire Magistère en sciences de la Nature Et de la Vie. Kasdi Merbah Ouargla. 149 p.
- [107] MAIGA A , KONATE , WETH J ,DENYIGBA K ,ZOUNGRANA D ,TOGOLA ,L,(2006) .Performances épuratoires d'une filière de trois étages de bassins de lagunage à macrophytes sous climat sahélien cas de la station de traitement des eaux usées de l'EIER .*Sud Sciences Et Technologies* N14 pp 4-12 .

Annexe

Tableau (A-1) : les valeurs limite des paramètres de rejet dans un milieu récepteur (journal officiel de la république algérienne, 2006)

N°	PARAMETRES	VALEURS LIMITES	UNITES
01	Température T	30	C°
02	PH	6,5 à 8,5	-
03	MES	35	mg/L
04	DBO5	35	mg/L
05	DCO	120	mg/L
06	Azote Kjeldahl	30	mg/L
07	Phosphates	02	mg/L
08	Phosphore total	10	mg/L
09	Cyanures	0,1	mg/L
10	Aluminium	03	mg/L
11	Cadmium	0,2	mg/L
12	Fer	03	mg/L
13	Manganèse	01	mg/L
14	Mercure total	0,01	mg/L
15	Nickel total	0.5	mg/L
16	Plomb total	0.5	mg/L
17	Cuivre total	0.5	mg/L
18	Zinc total	03	mg/L
19	Huiles et Grasses	20	mg/L
20	Hydrocarbures totaux	10	mg/L
21	Indice phénols	0,3	mg/L
22	Fluor et composés	15	mg/L
23	Etain total	02	mg/L
24	Composés organiques chlorés	05	mg/L
25	Chrome total	0,5	mg/L
26	(*)Chrome III+	03	mg/L
27	(*)ChromeVI+	0,1	mg/L
28	(*)Solvants organiques	20	mg/L
29	(*)Chlore actif	1,0	mg/L
30	(*)PCB	0,001	mg/L
31	(*)Détergents	2	mg/L
32	(*)Tensioactifs anioniques	10	mg/L

(*) Valeurs Fixées par le décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet.

Tableau A-2 : Recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture

Catégories	Conditions de réutilisation	Groupes exposés	Techniques d'irrigation	Nématodes intestinaux ^b	Coliformes fécaux/100mL	Traitements recommandés pour atteindre le niveau de qualité microbiologique
A	Irrigation sans restrictions A1 pour les cultures maraîchères consommées crues, les terrains de sports, les parcs publics ^d	Travailleurs, consommateurs, public	Toutes	≤ 1	$\leq 10^d$	Série de bassins de stabilisation, réservoir de stockage et de traitement ou traitement équivalent permettant d'atteindre la qualité microbiologique escomptée
B	Irrigation restreinte. Céréales, cultures industrielles, fourragères, pâturage et forêt ^c	Travailleurs Populations is dans l'environnement proche	Par aspersion Par rigole d'infiltration ou par gravité Toutes	$\leq 1 \leq 1$ $\leq 0.1^e$	$\leq 10^5 \leq$ $10^3 \leq$ 10^3	Série de bassins de rétention avec un temps de séjour suffisant (8 à 10 jours) ou traitement équivalent permettant l'abattement des œufs d'helminthes et des coliformes
C	Irrigation localisée sur des cultures (f) de la catégorie B s'il n'y a pas d'exposition des travailleurs ou du public	Aucun	Goutte-à-goutte, micro-jet, etc.	Non applicable	Non applicable	Pré-traitement nécessaire pour des raisons techniques liées à l'irrigation, mais pas moins qu'une sédimentation primaire

a : Dans certains cas, tenant compte du contexte épidémiologique, socioculturel et environnemental, ces limites sont changées en conséquence ;

b : Les espèces de *Ascaris* et *Trichuris*;

c : Durant la période d'irrigation

d : Des limites plus restrictives de moins de 200 coliformes fécaux /100 mL sont plus appropriées pour les Golfs, les hôtels et des espaces où le public peut avoir un contact direct avec les espaces irrigués.

e : Cette limite peut être augmentée à ≤ 1 œuf/l si (i) il fait chaud et sec et que l'irrigation de surface n'est pas pratiquée ou (ii) le traitement de l'eau contient aussi des traitements chimiothérapeutiques anti-helminthes.

f : Dans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la récolte, et aucun fruit ne doit être récolté au sol. L'irrigation par aspersion ne doit pas être utilisée.

Evolution temporelle de MES mg / l des eaux usées brutes et traitées² durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
		Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	C _E	169,50	147,75	145	137,3	411,21	137,4	209,2	146,25	100,35	106,73	90,2	340,23	178,42	67,07
	C _S	54,25	60,33	52,50	62	72,68	75,25	66,4	55,75	65,5	45	49,88	45,5	58,75	
2014	C _E	182	192	571,92	236,16	280,58	140,25	205,55	141,81	164,25	189,25	186,57	166,75	221,42	62,53
	C _S	81	84	53	167,7	109,70	45	68	82,6	79,75	77,6	78,25	69	82,96	
2015	C _E	149,25	355	197	133	157	135,76	154,57	112	151,92	147,99	138,46	253,79	173,81	58,57
	C _S	57,5	74,5	96	88	107,5	61,18	80	47,04	69,68	61,30	64,05	57,29	72,00	
Valeur moyenne	C _E	166,91	231,58	304,64	168,82	209,47	137,80	189,77	133,35	138,84	147,99	138,47	253,59	185,105	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	64,25	72,94	67,16	105,9	96,62	60,47	71,46	61,79	71,64	61,30	64,06	57,25	71,23	
Charge éliminé		102,66	158,64	237,48	62,92	112,85	77,33	118,31	71,56	67,2	86,69	74,41	196,34	113,86	
Taux d'épuration %		61,50	68,50	77,95	37,27	53,87	56,11	62,34	53,66	48,40	58,57	53,73	77,42	61,51	

Evolution temporelle de DBO₅ mg / l des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
		Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	C _E	152,50	137	167,5	131	144	113,75	123	145,48	91,5	105	70,91	151	127,72	81,98
	C _S	18,75	22	21,5	22	25,2	27,5	30,4	26	20	24	22,8	16	23,01	
2014	C _E	130	128	194	140	135	122,5	185	88	107,50	135	67,41	135	130,61	77,22
	C _S	27,50	28,8	24,5	36	34,5	37,25	37,25	32	36,25	21	21	21	29,75	
2015	C _E	142,5	276,25	150	127,5	112,5	130	111,25	141,25	94	120	71,41	143	135,47	79,29
	C _S	20,67 ²	19,75	24,74	28	31,89	36,67	33,25	34	21,4	22,5	22,65	18,5	28,05	
Valeur moyenne	C _E	141,66	180,41	170,50	132,83	130,50	122,08	139,75	124,91	97,66	120	69,90	143	131,1	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	22,30	23,51	23,58	28,66	30,53	33,80	33,63	30,66	25,88	22,50	22,15	18,50	26,30	
Charge éliminé		119,36	156,9	146,92	103,72	99,97	88,28	106,12	94,25	71,78	97,50	47,75	124,5	104,8	
Taux d'épuration % % d'épuration d'épuration %		84,25	86,96	86,17	78,42	76,60	72,31	75,93	75,45	73,49	81,25	68,31	87,06	79,93	

Evolution temporelle de DCO mg /l des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
		Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	C _E	322,25	319,62	335,6	327,12	342,47	249,58	221,65	209,17	217,47	230,7	189,167	331,66	274,70	65,48
	C _S	63,18	74,14	90,99	83,8	91	113,53	107,54	119,25	142,01	96,77	88,12	95,89	94,82	
2014	C _E	336,25	392,66	399,71	402,77	417,22	358,26	385,26	365,83	408,33	430,55	388,16	454,44	362,84	64,60
	C _S	96,92	103,92	103,92	162,12	172,53	131,33	30	307,18	214,22	123,84	74,96	134,29	128,41	
2015	C _E	224,67	618,61	360,38	322,75	306,95	358,84	279,30	268,75	290,57	333,67	389,70	393,05	345,60	71,13
	C _S	74,6	79,3	91,8	111,25	134,89	130,48	93,79	106,67	97,2	110,29	81,60	85,48	99,77	
Valeur moyenne	C _E	294,39	443,63	365,23	350,88	355,54	322,22	295,40	281,25	305,45	331,64	288,66	393,05	335,61	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	78,23	85,78	95,57	119,05	132,80	125,113	77,11	177,70	151,14	110,30	81,56	85,49	109,98	
Charge éliminé		216,16	357,85	269,66	231,83	222,74	197,107	218,29	103,55	154,31	221,34	207,10	307,56	225,62	
Taux d'épuration %		73,42	80,66	73,83	66,22	62,64	61,17	73,89	36,81	50,51	66,74	71,74	78,24	67,22	

Evolution temporelle de N-NH₄⁺ mg/l des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
		Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	C _E	68,42	65,38	33,94	78,75	25,02	28,5	70,75	23,57	29,47	50,5	29	30	38,99	36,31
	C _S	32,25	29,20	19,08	34,8	16,06	19,78	31,25	18,52	22	22,78	24,75	27,5	24,83	
2014	C _E	31,84	30,26	30,26	27,6	30,30	32,8	33,04	26,16	30	31,06	34,9	36,2	31,20	15,51
	C _S	27,75	25	28	22,63	28,58	28,4	29,6	14	21,53	28,1	30,9	31,9	26,36	
2015	C _E	35	32,25	31	27,8	33,14	31,3	27,3	27	35,66	40,78	31,95	35,5	32,39	27,23
	C _S	30,9	29,25	22,63	16,9	28,7	27,4	22,58	22	30,43	25,44	27,81	29,7	23,57	
Valeur moyenne	C _E	45,08	42,63	31,73	44,71	29,48	30,86	43,69	25,57	31,71	40,78	31,95	33,90	36,00	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	30,30	27,81	23,23	24,77	24,44	25,19	27,81	18,17	24,65	25,44	27,82	29,70	25,77	
Charge éliminé		14,78	14,82	08,5	19,94	05,04	05,67	15,88	07,40	07,06	15,34	04,13	04,20	10,23	
Taux d'épuration %		32,78	34,76	26,78	44,59	17,09	18,37	63,34	28,94	22,26	37,61	12,92	12,38	28,41	

Evolution temporelle de NTK mg /l des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
	Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc			
2013	C _E	60,8	58,4	59,1	55,4	57,8	53,8	52,3	55,3	50,3	57,9	51,7	50,03	55,23	8,12
	C _S	47,90	47,49	56,19	52,59	54,9	50,4	49,38	52,78	46,98	54,90	47,90	47,50	50,74	
2014	C _E	60,9	59,1	58,2	57,4	56,9	56,8	56,4	56,7	56,3	55,9	57,7	56,04	57,36	5,42
	C _S	57,7	56,9	55,1	54,1	53,8	53,4	53,5	53,2	53,01	52,9	53,9	53,6	54,25	
2015	C _E	55,03	55,2	54,25	50,56	54,4	53,8	52,9	52,3	54,2	56,90	54,7	53,08	53,94	5,98
	C _S	52,5	52	49,9	47,06	51,5	50,4	49,4	49,3	51,12	53,9	50,9	50,55	50,71	
Valeur moyenne	C _E	55,87	54,77	57,19	54,45	56,36	54,80	53,86	53,76	53,60	56,90	54,70	53,03	54,94	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	52,70	52,13	53,73	51,25	53,40	51,40	50,76	51,76	50,37	53,90	50,90	50,55	51,90	
Charge éliminé		3,17	2,64	3,46	3,20	2,96	3,40	3,10	2,00	3,23	3,00	3,80	2,48	3,04	
Taux d'épuration %		5,67	4,82	6,05	5,87	5,25	6,20	5,40	3,72	6,02	5,27	6,94	4,67	5,53	

Evolution temporelle de N-NO₂⁻ mg /l des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
	Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc			
2013	C _E	0,16	0,17	0,13	0,24	0,84	5	4,61	4,25	4,35	3,95	3,75	3,98	2,61	56,70
	C _S	0,11	0,14	0,11	0,11	0,45	2,72	1,68	1,25	1,75	1,85	1,65	1,78	1,13	
2014	C _E	0,24	0,27	0,25	0,19	0,33	0,32	0,22	0,35	0,46	0,44	0,49	0,41	0,33	30,30
	C _S	0,20	0,23	0,17	0,11	0,20	0,18	0,15	0,24	0,34	0,34	0,37	0,29	0,23	
2015	C _E	0,33	0,48	0,309	0,21	0,40	0,25	0,425	0,346	0,388	2,16	2,12	2,18	0,79	44,30
	C _S	0,29	0,28	0,223	0,189	0,21	0,165	0,307	0,225	0,284	1,08	1,01	1,02	0,44	
Valeur moyenne	C _E	0,24	0,30	0,229	0,21	0,52	1,85	1,75	1,64	1,73	2,18	2,12	2,19	1,24	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	0,20	0,21	0,167	0,13	0,28	1,02	0,71	0,57	0,79	1,09	1,01	1,03	0,60	
Charge éliminé		0,04	0,09	0,062	0,08	0,24	0,83	1,04	1,07	0,94	1,09	1,11	1,16	0,64	
Taux d'épuration %		16,66	30	27,07	38,09	46,15	44,85	59,42	65,24	54,33	50	52,35	52,96	51,61	

Evolution temporelle de N-NO₃⁻ mg /l des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
		Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	C _E	0,19	1,18	1,12	1,66	2,23	1,37	1,66	2,08	1,76	1,66	2,75	1,74	1,61	46,58
	C _S	0,15	0,65	0,59	0,90	1,02	1,07	0,82	1,08	1,08	1,07	1,00	0,92	0,86	
2014	C _E	2,84	1,64	1,54	07,01	06,26	03,68	2,22	1,56	1,87	1,84	1,54	1,72	2,81	29,89
	C _S	1,73	1,43	1,43	05,03	03,37	02,78	1,00	0,86	1,54	1,73	1,39	1,49	1,97	
2015	C _E	4,28	2,67	0,849	1,293	1,89	1,27	2,57	2,84	2,53	1,75	2,13	1,73	2,12	38,20
	C _S	2,02	0,68	0,829	1,194	1,77	0,914	1,33	2,08	1,18	1,40	1,18	1,19	1,31	
Valeur moyenne	C _E	2,43	1,83	1,16	3,32	3,46	2,10	2,15	2,88	2,05	1,75	2,14	1,73	2,25	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	1,30	0,92	0,94	2,37	2,05	1,59	1,05	1,34	1,26	1,40	1,19	1,20	1,38	
Charge éliminé		1,13	0,91	0,22	0,95	1,41	0,51	1,10	1,54	0,79	0,35	0,95	0,53	0,87	
Taux d'épuration %		46,50	49,72	18,96	28,61	40,75	24,28	51,16	53,47	38,53	20	44,39	30,63	38,66	

Evolution temporelle de P_T mg /l des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	Taux d'épuration %
		Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	C _E	5,84	3,58	4,19	2,92	2,79	1,30	2,25	2,67	6,62	5,80	8,08	5,55	4,29	26,34
	C _S	4,33	2,04	1,76	1,37	1,36	1,09	2,01	2,15	5,61	4,64	6,40	5,23	3,16	
2014	C _E	5,85	6,39	6,39	3,97	5,69	1,31	4,87	2,95	3,55	4,33	3,92	3,92	4,42	25,11
	C _S	4,70	5,09	5,02	3,52	3,37	1,18	2,11	2,81	2,70	2,99	3,08	3,16	3,31	
2015	C _E	5,59	3,94	3,90	3,92	3,85	3,88	3,80	3,75	3,67	5,05	8,68	4,72	4,42	19,68
	C _S	4,59	3,14	3,13	3,18	3,16	3,19	3,17	3,12	3,29	3,80	4,74	4,16	3,55	
Valeur moyenne	C _E	5,76	4,63	4,39	3,60	4,11	2,16	3,64	3,12	4,61	5,06	6,05	4,73	4,32	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	C _S	4,54	3,42	3,17	2,69	2,66	1,82	2,43	2,69	3,87	3,81	4,74	4,19	3,33	
Charge éliminé		1,22	1,21	1,22	0,91	1,45	0,34	1,21	0,43	0,74	1,25	1,31	0,54	0,99	
Taux d'épuration %		21,18	26,13	27,79	25,27	35,27	15,74	33,24	13,78	16,05	24,70	21,65	11,41	22,91	

Evolution temporelle de Température T C° des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	$\Delta T = T_E - T_S$
		Janv	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	T _E	21,42	21,19	21,17	24,91	26,31	27,95	30,31	30,24	29,9	27,11	23,94	20,76	25,43	+4,04
	T _S	14,59	14,59	17,88	21,76	23,61	26,22	29,03	28,17	26,41	22,40	17,77	14,42	21,39	
2014	T _E	19,4	19,74	22,64	24,5	26,34	29	30,47	30,53	30,02	28,89	24,62	20,69	25,57	+4,20
	T _S	12,86	14,06	18,45	20,65	23,53	25,90	28,53	28,55	27,55	24,08	18,5	13,85	21,37	
2015	T _E	20,21	21,10	22,49	25,65	26,91	28,29	30,21	31,78	31,59	28	24,28	20,71	25,93	+3,35
	T _S	15,08	16,38	17,70	22,85	25,73	26,96	29,72	29,57	27,91	23,24	21,47	14,12	22,58	
Valeur moyenne	T _E	20,34	20,67	22,10	25,02	26,52	28,41	30,33	30,85	30,53	28	24,28	20,72	25,64	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	T _S	14,17	15,01	18,01	21,75	24,29	26,36	29,09	28,76	27,29	23,24	18,13	14,13	21,68	
$\Delta T = T_E - T_S$		+6,17	+5,66	+4,09	+3,27	+2,23	2,02	+1,24	+2,09	+3,24	+4,76	+6,15	+6,59	+3,96	

Evolution temporelle de pH des eaux usées brutes et traitées durant les trois années (2013, 2014,2015)

	LES MOIS													Valeur moyenne	$\Delta \text{pH} = \text{pH}_E - \text{pH}_S$
		Janv	Févw	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc		
2013	pH _E	7,78	7,84	8,25	7,72	7,98	7,68	7,67	7,58	7,66	7,67	7,76	7,76	7,77	- 0.3
	pH _S	7,56	7,75	7,89	7,82	8,09	8,10	8,10	8,05	8,19	8,13	8,51	7,73	8,07	
2014	pH _E	7,62	7,86	7,90	7,90	8,55	08	7,60	8,43	7,67	7,60	8,13	7,76	7,91	- 0.27
	pH _S	8,27	8,55	8,20	8,21	8,49	08	8,09	8,08	8,08	8,42	7,96	7,89	8,18	
2015	pH _E	7,40	7,59	7,52	7,87	7,54	7,52	7,54	8,3	8,21	7,76	8,20	7,76	7,77	- 0.07
	pH _S	7,42	7,40	7,54	7,73	8,04	8,04	8,01	7,99	7,87	8,26	7,98	7,81	7,84	
Valeur moyenne	pH _E	7,60	7,76	7,89	7,83	8,02	7,73	7,88	8,10	7,84	7,67	8,03	7,76	7,84	Les valeurs moyennes durant les trois années de suivi 2013 ;2014 ;2015
	pH _S	7,75	7,90	8,02	7,92	8,20	8,04	8,06	8,16	8,04	8,27	8,15	7,81	8,02	

