



N^o d'ordre :

N^o de série :

UNIVERSITÉ KASDI MERBAH- OUARGLA
FACULTÉ DES SCIENCES APPLIQUÉES
DÉPARTEMENT DE GÉNIE DES PROCÉDÉS

THÈSE

Pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences

Spécialité : Génie de procédés

Option : Chimie analytique et contrôle d'environnement

Présentée et soutenue publiquement par :

ZOBEIDI Ammar

le 20 /11/2017

Intitulé :

**ÉPURATION DES EAUX USÉES URBAINES PAR LAGUNAGE
AÉRÉ EN ZONE ARIDE – CAS DE LA RÉGION D'EL-OUED.
PARAMÈTRS INFLUENTS ET CHOIX DES CONDITIONS
OPTIMALES**

Devant le jury :

Ali DOUADI	MCA	Université Kassdi Merbah , Ouargla	Président
Brahim LABED	MCA	Ecole Naornale Supérieure, Ouargla	Examineur
Salah Eddine LAOUINI	MCA	Université Echahid Hamma Lakhdar El-Oued	Examineur
Ahmed Abdelhafid BEBBA	Pr	Université Kassdi Merbah , Ouargla	Promoteur

Année Universitaire : 2017-2018

Dédicace

*C*e travail était le rêve d'une personne qui est, malheureusement, absente ... On ne s'ennuie pas de son absence car, c'est la volonté de DIEU, mais, à cause de notre nature humaine, égoïsme et innée ... On aurait voulu qu'elle soit présente parmi nous, pas seulement spirituellement, mais aussi physiquement. Mon père, qu'Allah t'accueille en son vaste paradis.

Une autre personne ... ma mère ... c'est un homme qui m'a enseigné tout ... Bien que, parfois, l'apprentissage n'était pas direct ... mais ma vie est énormément influencée par son caractère discipliné, sérieux et ferme.

Cher mère ... que DIEU garde votre santé et vous prolonge votre vie.

A ma chère famille du petit au grand, mes sœurs, mes frères, ma femme et aux prunelles de mes yeux, mon fils (Anas).

A aussi sa part pour que mon travail se soit continué et arrivé à ce stade ... je remercie ici chaque membre avec son propre nom.

A tous mes amis.

ZOBEIDI Ammar

Remerciements

Merci à DIEU le tout puissant de m'avoir toujours guidé dans mes choix, afin de savoir classer mes priorités.

Je tiens particulièrement à remercier Mr. BEBBA Ahmed Abdelhafid, professeur à l'UKM, Ouargla, de m'avoir guidé et encouragé durant tout le long de ma graduation et mon doctorat. Je suis reconnaissant de sa patience et pour la confiance scientifique qu'il m'a toujours témoigné, qu'il trouve ici mon immense gratitude.

J'exprime mes sincères remerciements à Mr. DOUADI Ali, MCA à l'UKMO, d'avoir accepté de présider le jury de ma thèse. Qu'il trouve ici mes profonds remerciements pour ses encouragements incessants et ses orientations bénéfiques et fructueuses.

Je suis très sensible à l'honneur que me font, Mr. LAOUINI Salah Eddine, MCA à U.CHL (El-Oued) et Mr. LABED Brahim, MCA à l'ENS (Ouargla), pour l'honneur qu'ils m'ont donné d'avoir accepté juger ma thèse.

Je remercie sincèrement, et plus largement, toutes les personnes de la station d'épuration 01 Kouinine El-Oued notamment le chef de STEP Mr. ABBANE Fathi et Mr. SAHRA Bachir et les équipes de laboratoire de m'avoir accueilli constamment au sein de ce laboratoire.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements au Mr. MAHAOUIT Mohamed, de m'avoir accueillie dans son laboratoire de l'Algérienne des eaux (ADE, El-Oued) et de m'avoir accordé le privilège d'utiliser tous les moyens analytiques disponibles dans son laboratoire pour la réalisation de cette thèse.

Mes remerciements vont au Dr. IKBALE M Directeurs de laboratoire de parasitologie du CHU de Batna et leurs équipes pour mes aides, notamment pour la partie d'analyse barasitologique.

Un homme humble et serviable, mérite aussi un remerciement pour sa disponibilité malgré ses charges ... je remercie Mr. TABCHOUCHE Ahmed, Chef du Département de Génie de procédés à l'UKMO.

Que Mr. HADDAD Larbi, MCB à U.CHL (El-Oued), Mr. HAMIDA Mohamed Assaad, MCA à UKMO, Mr. KIOUINI Adel, MCB à U. Batna 1 et Mr. MEHIDA Hicham pour sa disponibilité à chaque fois que j'avais besoin.

J'adresse aussi mes remerciements à Pr. LOUNAS Ali Doyen et Dr. ATIA Salem Vice Doyen, de la faculté des mathématiques et sciences de la matière pour ses aides et encouragements.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à tous les enseignants du département de chimie, à l'UKMO, pour leurs aides et encouragements incessants.

Et par la peur d'oublier, je tiens à remercier et saluer toute personne, de près ou de loin, qui m'a aidé quoi qu'avec un mot à arriver à écrire ces mots ... Pour ceux qui ont été cités ou non ... je dis à eux ... merci

ملخص

المياه العادمة الحضرية بمحطة التطهير 01 في كوينين، الواقعة في الشمال الشرقي من مدينة الوادي (الجزائر)، والتي تمت معالجتها بالبحيرات الهوائية، تم تقييم أداء المحطة من خلال التحليل الوصفي والإحصائي الكمية والنوعية لبيانات المياه العادمة الخام المياه المعالجة على مدى أربع سنوات (2011-2014). حيث أظهرت النتائج تنقية مرضية جدا بلغت 87.14% من المواد الصلبة العالقة (MES)، و معدل تخفيض الطلب على الأكسجين الكيميائي (DCO) و الطلب على الأكسجين البيولوجي لمدة 5 أيام (DBO_5) هو 83.29% و 87.14% على التوالي. لنلاحظ إزالة منخفضة جدا من الأمونيا ($N-NH_4^+$)، النتريت ($N-NO_2^-$) والفسفور الكلي (P_t)، بتركيز تبقى مرتفعة على التوالي 48.56، 1.09 و 2.97 مغ / لتر. ومع ذلك، فإن الحد من التلوث البكتيري ما يقرب من 98% للكوليفورم البراز (CF) والبراز العقدية (SF)، و 69.96% لجراثيم كلوستريديوم (CLO). ولكن يبقى التركيز المتبقي أقل من المعايير الجزائرية ($\leq 10^3$ UFC / 100 مل) لإعادة استخدام الري. وبالمثل، فإن النظام يضمن خفض ما يصل إلى 100% من البيض الديدان الطفيلية وأكثر من 64% للمعادن الثقيلة.

و لأجل تحسين نوعية النفايات السائلة المعالجة قمنا بدراسة تأثير الظروف المناخية (التبخر) والظروف الهيدروليكية كزمن المكوث وعمق الحوض. وتظهر النتائج أن أداء تنقية المتلوثات على طول مراحل المعالجة أعطى من جهة اختيار وقت المكوث الأمثل هو 12 يوما، وفقا للمعايير الجزائرية لتصريف النفايات السائلة. ومن جهة أخرى، فإن درجات الحرارة بالمناخ صحراوي الجاف و شبه جاف ، مرتفعة خاصة في فصلي الصيف والربيع، التي بدورها تؤثر على مردود المحطة من خلال زيادة ظاهرة التبخر.

وأشارت نماذج الانحدار المتعدد المتغير الخطي إلى وجود علاقة خطية إيجابية قوية بين المتغيرات الملاحظة والمتنبأ بها للنموذج ($DBO_5(R)$ ، $DCO(R)$ ، $MES(R)$)، ومن ما ميزة هذا النموذج هو أنه يسمح بالتحكم بعملية التطهير بالأحواض المهواة بشكل أفضل.

الكلمات المفتاحية : الأحواض المهواة، المياه المستعملة ، الشروط المثلى، العوامل المؤثرة، الوادي، الوسط الجاف.

Abstract

The urban wastewater from wastewater treatment plant (WWTP) 01 in Kouinine, located in the Northern-East of the town of El Oued (Algeria), treated by aerated lagoons, The plant performance was evaluated through descriptive and statistical analysis of quantity and quality data of both raw wastewaters and treated effluent over a period of four years (2011 – 2014).

The results show satisfactory purification yields of 87,14 % of TSS. The rate of reduction of COD and the BOD₅ is 83,29 % and 87,14 %, respectively. The removal of N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ and Pt is very low, with the respective residual concentrations evaluated at 48.56, 1.09 and 2.97 mg /L, where they remain high in the treated effluent. However, the abatement of bacterial pollution is close to 98% for FC and FS, and yield reaches 69.96% for ClO; but the residual content remains lower than Algerian standards (≤ 103 CFU / 100 mL) for non-restrictive irrigation reuse. Similarly, the system ensures an abatement of up to 100% of helminth eggs and more than 64% for heavy metals.

In order to improve the quality of the treated effluents, we studied the influence of the few climatologically (evaporation) and hydraulic conditions such as retention time and the depth of the basin. The results reveal a purifying performance of pollution along the treatment path where it allows choosing the optimal retention time of 12 days according to the decline of the pollution and in agreement with the norms of discharge of the effluents. Indeed, being in a hyper-arid Saharan climate, the summer and spring temperatures are very high, are clearly influenced the phenomenon of evaporation in polluting load.

Goodness of the model fit to the data was also evaluated through the relationship between the residuals and the model predicted values of BOD_{5 (R)}, TSS_(R) et COD_(R). The advantage of this model is that it would allow a better process control.

Keywords: aerated lagoon, arid zone, optimal conditions, El-Oued, influents parameters, wastewater.

Résumé

Les eaux résiduaires urbaines de la STEP 01 de Kouinine, située au Nord- Est de la ville d'El Oued (Algérie), traitées par lagunage aéré, ont été évaluées par une analyse descriptive et statistique de la quantité et de la qualité des eaux usées brutes et des effluents traités durant une période de quatre ans (2011-2014).

Les résultats présentent des rendements épuratoires satisfaisants de 87,14% des MES. Le taux d'abattement de DCO et de DBO₅ sont respectivement 83,29% et 87,14%. L'élimination de N-NH₄⁺, de N-NO₂⁻ et de P_t est très faible, les concentrations résiduelles respectives évaluées sont 48,56, 1,09 et 2,97 mg/l, où elles restent élevées dans l'effluent traité. Cependant, l'abattement de la pollution bactérienne est proche de 98% pour le CF et le SF avec un rendement atteint 69,96% pour les CIOs. Selon les normes algériennes la teneur résiduelle reste faible ($\leq 10^3$ ufc/100 mL) pour une réutilisation non restrictive en irrigation. De même, le système assure un abattement jusqu'à 100 % en œufs d'helminthes et plus de 64 % pour les métaux lourds.

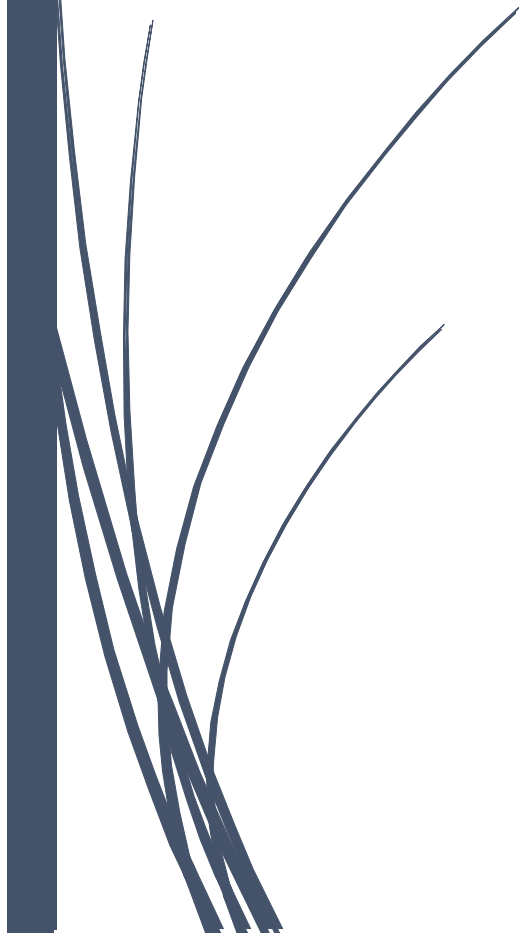
Afin d'améliorer la qualité des effluents traités, nous avons étudié l'influence de quelques conditions climatologiques (évaporation) et hydrauliques comme le temps de séjours et la profondeur du bassin. Les résultats révèlent une performance épuratoire de pollution sur le long de la filière de traitement où elle permet de choisir le temps de séjour optimal de 12 jours selon le déclin de la pollution ce qui est en accord avec les normes de rejet des effluents. En effet, étant dans un climat saharien hyper aride, les températures estivales et printanières sont très élevées, et elles influencent clairement le phénomène d'évaporation en charge polluante.

Les modèles de régression multi-variable linéaire ont indiqués une forte relation linéaire positive entre les variables observées et prédites du modèle de DBO_{5(R)}, MES_(R) et DCO_(R).

Mots-clés: Eau usées, El Oued, Conditions optimales, Lagunage aéré, Paramètres influents, zone aride.



LISTE DES TABLEAUX

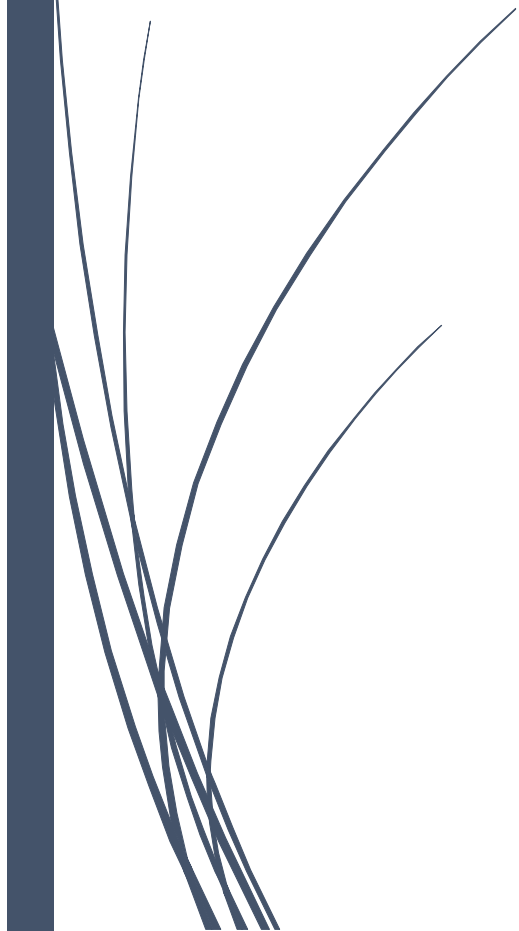


LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I		Page
Tableau I.1	Composition moyenne d'un effluent domestique	11
Tableau I.2	Charge polluante engendrée par un habitant	12
Tableau I.3	Recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement avant utilisation en agriculture	13
Tableau I.4	Coûts (en EURO HT) pour une station de 1000 habitants	17
Tableau I.5	Efficacité des filières extensives selon les paramètres	18
Tableau I.6	Eléments de comparaison entre les procédés classiques et le lagunage	23
CHAPITRE II		
Tableau II.1	Valeurs rapportées pour θ et K_e (20°C) et la littérature.	34
Tableau II.2	Base de dimensionnement pour la lagune de décantation.	37
CHAPITRE III		
Tableau III.1	Données météorologiques moyennes mensuelles interannuelles de la région d'El-Oued (Période 2001 à 2015)	41
Tableau.III.2.	Les types du climat selon l'indice d'aridité	46
Tableau III.3.	Les données de conception de la STEP de Kouinine	50
Tableau III.4.	Caractéristiques de la station d'épuration STEP1 de Kouinine	51
CHAPITRE IV		
Tableau IV.1.	Variation annuelle des métaux lourds dans les eaux usées brutes et l'effluent traité de la STEP 01 Kouinine aérées	85
Tableau IV.2.	Evolution de la pollution bactériologique dans les eaux usées brutes et l'effluent traité de la STEP 01 Kouinine aérées	90
Tableau IV.3.	Nombre d'espèces indicatrices de pollution parasitaire (œufs d'helminthes) dans les eaux usées brutes et traitées de la STEP 01 Kouinine	93
Tableau IV.4.	Volume des eaux usées d'entrée et de sortie de la STEP 01 Kouinine entre 2011 à 2014	95
Tableau IV.5	Caractéristiques ioniques des eaux de drainage	97
Tableau IV.6	Caractéristiques des eaux de rejet prélevées à chott Halloufa aux différents points des prélèvements.	97
Tableau IV.7	Analyse de la qualité de l'eau en fonction de la profondeur proposée	107
Tableau. IV. 8	Modèles prédictives et l'évaluation de l'ajustement sous l'influence du temps de séjours.	109
Tableau IV. 9	Modèles prédictives et l'évaluation de l'ajustement sous l'influence de l'évaporation	114



LISTE DES FIGURES



LISTE DES FIGURES

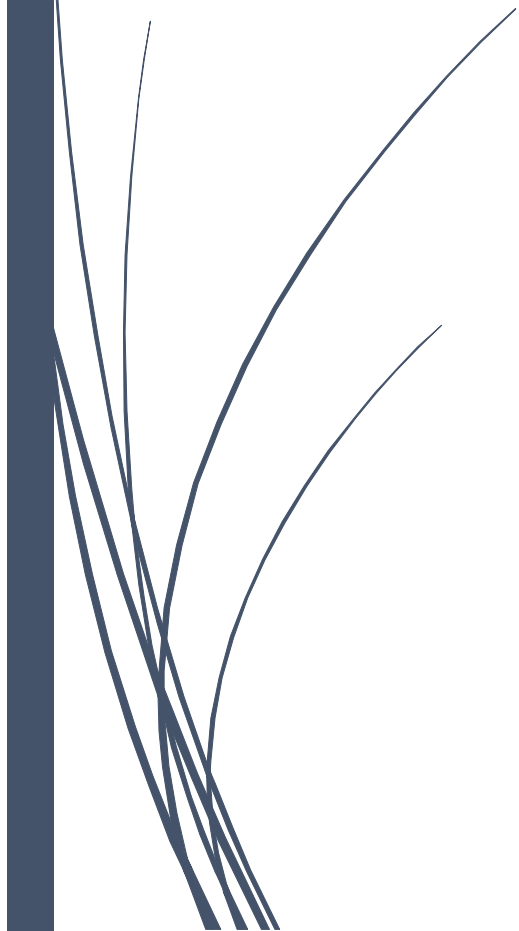
CHAPITRE I		Page
Figure I.1	Etapes d'une filière de traitement des eaux usées	19
Figure I.2	Mécanismes d'élimination de l'azote dans les procédés biologiques.	24
CHAPITRE II		
Figure II.1	Type des étangs de système lagunage aéré	30
CHAPITRE III		
Figure III.1	Situation géographique de la région d'EL Oued.	40
Figure III.2	Répartition moyenne mensuelle interannuelle des températures durant la période 2001/2015	41
Figure III.3	Répartition moyenne mensuelle interannuelle de la précipitation durant la période 2001/2015	42
Figure III.4.	Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'humidité durant la période 2001/2015	43
Figure III.5	Répartition moyenne mensuelle interannuelle de la vitesse durant la période 2001/2015	43
Figure III.6	Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'insolation durant la période 2001/2015	44
Figure III.7	Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'Evaporation durant la période 2001/2015.	44
Figure III.8	Diagramme Ombrothermique entre 2001/2015.	45
Figure III.9	Projection de la zone d'étude dans le Climagramme d'Emberger	46
Figure III.10	Carte de situation de STEP 01 Kouinine	48
Figure III.11	Schéma synoptique des filières de lagunage aéré dans la STEP 01 Kouinine	48
Figure III.12	Localisation de la station d'épuration 01 Kouinine	52
Figure III.13	Localisation de Station de refoulement des eaux de drainage	52
Figure III.14	Situation géographique du lieu de rejet final	53
CHAPITRE IV		
Figure IV.1.	Variations mensuelles des valeurs moyennes du pH au niveau de la STEP 01 Kouinine	65
Figure IV.2.	Variations mensuelles des valeurs moyennes des températures au niveau de la STEP01 Kouinine.	66

Figure IV.3.	Variations mensuelles des valeurs moyennes de la conductivité électrique au niveau de la STEP 01 Kouinine.	67
Figure IV.4	(a).Variations mensuelles des valeurs moyennes de la MES au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la MES moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.	69
Figure IV.5	(a).Variations mensuelles des valeurs moyennes de la turbidité au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la turbidité moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine	70
Figure IV.6	Variations mensuelles des valeurs moyennes de l'oxygène dissous au niveau de la STEP 01 Kouinine	71
Figure IV.7	(a). Variations mensuelles des valeurs moyennes de la DCO au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la DCO moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine	73
Figure IV.8	(a). Variations mensuelles des valeurs moyennes de la DBO5 au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la DBO5 moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine	75
Figure IV.9	(a). Variations mensuelles des valeurs moyennes de la N-NH ₄ ⁺ au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la N-NH ₄ ⁺ moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine	77
Figure IV.10	Variations mensuelles des valeurs moyennes de la N-NO ₂ ⁻ au niveau de la STEP 01 Kouinine	78
Figure IV.11	Variations mensuelles des valeurs moyennes de la N-NO ₃ ⁻ au niveau de la STEP 01 Kouinine	79
Figure IV.12	(a). Variations mensuelles des valeurs moyennes de la Nt au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la Nt moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine	81
Figure IV.13	(a). Variations mensuelles des valeurs moyennes de la P-PO ₄ ³⁻ au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la P-PO ₄ ³⁻ moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine	82
Figure IV.15	(a). Variations mensuelles des valeurs moyennes de la Pt au niveau de la STEP 01 Kouinine, (b) Rendements mensuelles de la Pt moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine	84
Figure IV.16	Approche graphique de l'ACP des paramètres physico-chimiques et des polluants dans l'eau : (a) : cycle de corrélation ; (b) : carte factorielle	100
Fig. IV.17	Approche graphique de l'analyse en ACP des métaux lourds. (a) : Cercle de corrélation; (b) : Carte factorielle	101

Figure IV.18	Approche graphique de l'ACP des paramètres bactériologiques dans l'eau selon le plan F1x F2. (a) : cycle de corrélation; (b) : carte factorielle	102
Figure IV.19.	Schéma synoptique de bassin d'épuration dans la STEP 01 Kouinine	103
Figure IV.20	(a et b). Evaluation des variables physico-chimiques et des pollutions au cours des différents stades de temps de séjour, (c et d) Rendements épuratoires des pollutions au cours des différents stades de temps de séjour.	105
Figure. IV.21	Variation de résidus normalisés selon des valeurs d'observation et de prédiction de l'efficacité de réduction de la DBO ₅ (a) , de la DCO (b) et de la MES (c) sous l'influence du temps de séjours.	111
Figure IV.22	Approche graphique de l'ACP de quantité d'évaporation et des polluants dans l'eau de la STEP 01 selon le plan F1x F2. (a) : cycle de corrélation; (b) : carte factorielle.	113
Figure. IV.23	Variation de résidus normalisés selon des valeurs d'observation et de prédiction de l'efficacité de réduction de la DBO ₅ (a) , de la DCO (b) et de la MES (c) sous l'influence de l'évaporation dans le bassin d'épuration.	115



LISTE DES PHOTOS

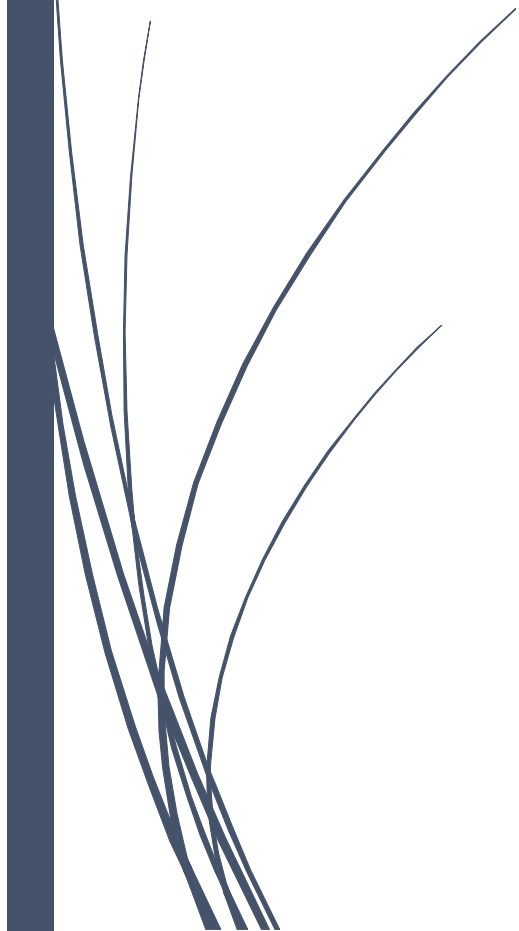


LISTE DES PHOTOS

Photo 01	Prétraitement	49
Photo 02	Dégrilleur	49
Photo 03	Dessableur	49
Photo 04	Lagune d'aération	49
Photo 05	Lagune de finition	49
Photo 06	Lits de séchage des boues	49
Photo 7	Prélèvement des échantillons d'eaux drainées aboutissant à la station de pompage (ST10) à El-Oued	60
Photo 08	Rejet final dans chott Halloufa	61
Photo 09	Arrivée des eaux usées traitées et des eaux de drainage (mélange) à chott Halloufa	61
Photo 10	Différents espèces d'oiseaux dans chott Halloufa	61
Photo 11	Poissons et insectes dans chott Halloufa	61
Photo 1.	<i>Taeniahumenolepis nanatrichocéphale</i> sous microscope (G ×40)	93
Photo 13	<i>Ascaris l'ambriocoide</i> sous microscope (G×40)	93
Photo 14	<i>Enterobiusvermicularis</i> sous microscope (G ×40)	94



LISTE D'ABREVIATIONS



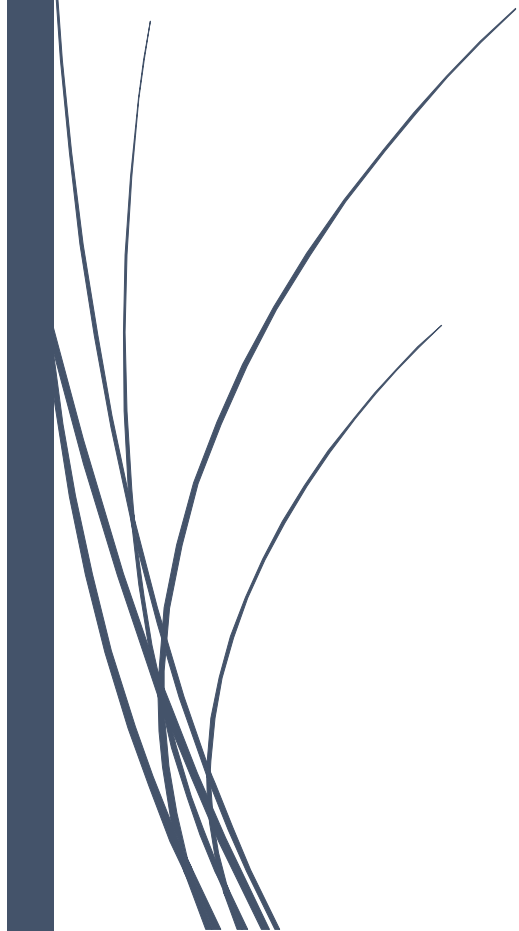
LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACP	Analyse en Composantes Principales
ADE	Algérienne Des Eaux
ADP	Adénosine Diphosphate
AERM	Agence de l'Eau Rhin-Meuse
AFNOR	Association Française de Normalisation
AFM	Air Force Manual
AGV	Acide Gras Volatil
ATP	Adénosine Triphosphate
BG	Bonnard et Gardel
CEE	Communauté Economique Européenne
CE	Conductivité Electrique.
CIEH	Comité Inter africain d'Étude Hydraulique
CF	Coliformes Fécaux
CIO	ClOstridium
CNRC	Conseil National de Recherche du Canada
DAPE	Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement
DBO₅	Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DO	Demande d'oxygène
E.B	Eau brute
E.T	Eau traitée
EH	Equivalent Habitant
ENGEES	École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg
ETM	Eléments Traces Métalliques
FAO	Food and Agriculture Organisation
FNDAE	Fonds National pour le Développement des Adduction d'eau Rurales
GCB	Génie Civil, Bâtiment,(filiale de Sonatrach).
JORA	Journal Officiel de République Algérienne

MES	Matière En Suspension
MO	Matières oxydable
MRE	Ministère des Ressources en Eau
MVS	Matière Volatile en Suspension
NF	Normalisation Française
N-NH₄⁺	Azote ammoniacal
N-NO₂⁻	Azote nitreux
N-NO₃⁻	Azote nitrique
N_{org}	Azote organique
Nt	Azote total
NTK	Azote Kjeldahl
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
OD	Oxygène Dissous
O. I. Eau	Office International de l'Eau
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONA	Office National d'Assainissement
ONM	Office National Météorologique.
pH	Potentiel d'Hydrogène
Pt	Phosphore total
SF	Streptocoques Fécaux
SFB	Segmented filamentous bacteria (Bactéries filamenteuses segmentées)
STEP	Station d'Épuration
Turb	Turbidité
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture)
WRS	Water Resources Sustainability (Durabilité des ressources en eau)



LISTE DES SYMBOLES



LISTE DES SYMBOLES

Symbole	Unité	Signification
AOR	kg O ₂ /h	Demande en oxygène aux conditions réelles
OTR_F	kg O ₂ /h	Taux de transfert d'oxygène de l'appareil d'aération aux conditions réelles
SOR	kg O ₂ /h	Demande en oxygène aux conditions standard.
SOTR	kg O ₂ /h	Taux de transfert d'oxygène de l'appareil d'aération aux conditions standard.
α	/	Facteur de correction pour la nature de l'eau et le type d'équipement.
F	/	Facteur de correction pour la perte d'efficacité.
Θ	/	Coefficient de température de l'eau.
Q₂	/	Quotient pluviométrique d'Emberger.
P	mm	Précipitation moyenne annuelle.
M	°C	Moyenne des températures maximales quotidiennes du mois le plus chaud.
m	°C	Moyenne des températures minimales quotidiennes du mois le plus froid.
I	/	Indice d'aridité.
P	mm	Précipitation moyenne mensuelle
M₀	mg	La masse du disque filtrant avant utilisation.
M₁	mg	La masse du disque filtrant après utilisation.
β	/	Facteur de correction de la concentration d'oxygène dissous à saturation pour la nature de l'eau.
C_{sw}	mg/L	Concentration de l'oxygène dissous à saturation dans l'eau de procédé.
C_L	mg/L	Concentration d'oxygène dissous à maintenir dans le liquide.
C_{ss}	mg/L	Concentration d'oxygène dissous à saturation en eau claire à la condition standard.
P_b	kPa	Pression barométrique.
P_s	kPa	Pression standard (p _s = 101,3 kPa).
DWD	m	Profondeur de relâche des bulles d'air
F	/	Facteur de profondeur effective.
C_{s20}	mg/L	Concentration d'oxygène dissous à saturation en eau claire pour une température de 20 °C et une pression de 1 atmosphère.
a	m	Longueur au haut plan d'eau.
a'	m	Longueur au bas plan d'eau.
s	/	Pente des berges.
S_e	mg/L	DBO ₅ à l'effluent.
S₀	mg/L	DBO ₅ à l'influent.
FC	/	Facteur de correction pour tenir compte de la DBO provenant des produits de la décomposition anaérobie qui s'effectue au fond de l'étang.
K_e(T)	J ⁻¹	Taux global de disparition du substrat à la température T.
Θ	/	Coefficient de température.

T_w	°C	Température de l'eau dans une lagune.
f	/	Facteur de proportionnalité.
K_e	j ⁻¹	Taux d'enlèvement de DBO5.
Y	mg MVS/mg substrat	Rendement de croissance, et a appelé coefficient de synthèse
K_d	j ⁻¹	Taux de décroissance spécifique, et a appelé coefficient de taux d'auto-oxydation .
H	m	Profondeur
R	%	Rendement
A	m ²	Surface de la lagune
V	m ³	Volume
L	m	Longueur
l	m	Largeur
ts	J	Temps de rétention,
T	°C	Température
T_a	°C	Température de l'air
T_i	°C	Température d'influent des eaux usées
T_o	°C	Température d'effluent d'eaux usée
Q	m ³ /j	débit journalier
UNITÉ		
°C		Degré Celsius
h		Heure
j		Jours
ha		Habitant
He		Hectare
Kg		kilogramme
L		Litre
m		Mètre
méq		Milliéquivalent
mm		Millimètre
m²		Mètre au carre
m³		Mètre au cube
min		Minute
mg		milligramme.
mL		millilitre
UFC		Unités Formant des Colonies
%		Pourcentage
μS		micro- Siémens



TABLE DES MATIÈRES

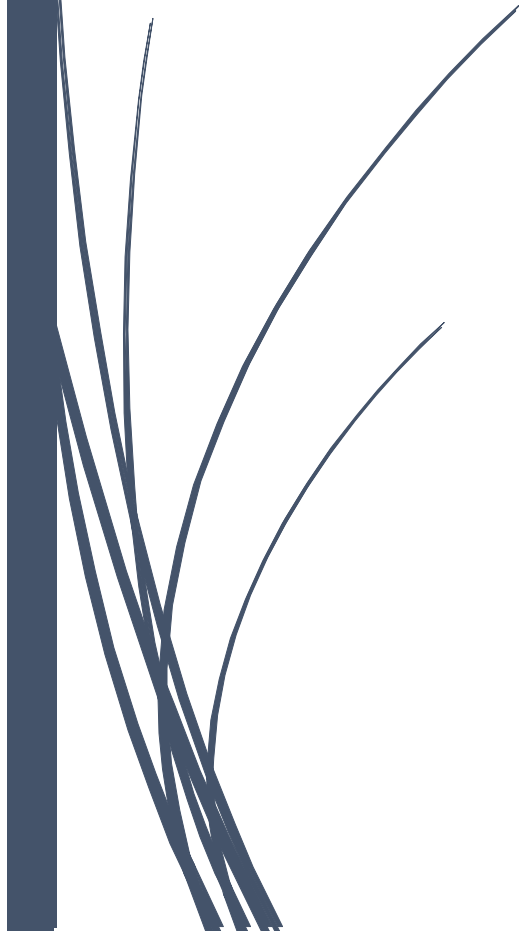


Table des matières

Introduction Générale	1
PARTIE THÉORIQUE		
CHAPITRE I synthèse bibliographique		
I.1. Généralités sur les eaux usées	4
I.1.1. Des concepts des eaux usée	4
I.1.2. Historique des eaux usées	4
I.1.3. Origine des eaux usée	5
I.1.3.1. Les rejets domestiques	5
I.1.3.2. Les rejets industriels	6
I.1.3.3. Eaux de ruissellement	6
I.1.4. Caractéristiques de la pollution des eaux résiduaires urbaine	7
I.1.4.1. Les matières particulaires	7
I.1.4.2. Les éléments traces, minéraux ou organiques	7
a. Les métaux lourds	7
b. Les matières organiques	8
c. Les substances nutritives	8
I.1.4.3. Microorganismes	10
I.1.5. Estimation du degré des eaux résiduaires urbaine	11
I.1.6. Les différentes réglementations dans le monde concernant les rejets et l'irrigation	12
I.1.6.1. Les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)	12
I.1.6.2. Contexte juridique Algérienne	13
I.2. Généralité sur le traitement des eaux usées	14
I.2.1. Historique sur L'épuration des eaux usées	14
I.2.2. Paramètres essentiels pour le choix d'une technologie d'épuration	15
I.2.2.1. Caractéristiques des eaux usées	15
I.2.2.2. L'exploitation	16
I.2.2.3. Les coûts	16
I.2.2.4. Le site	17
I.2.2.5. Les conditions économiques	18
I.2.2.6. Qualités des rejets	18

I.2.3.Les grandes étapes du traitement	18
I.2.3.1. Le prétraitement	18
I.2.3.2. Le traitement primaire	20
I.2.3.3. Le traitement secondaire	20
I.2.3.3.1. Le traitement secondaire anaérobie	21
I.2.3.3.2. Le traitement secondaire aérobie.	21
I.2.3.4. Traitement tertiaire	23
I.2.3.5. Le traitement des boues	24
CHAPITRE II Lagunage aéré dans le traitement des eaux usées		
II.1. Définition	26
II.2. Principe	26
II.3. Historique du lagunage aéré	26
II.4. Facteurs influents le pouvoir épurateur	27
II.4.1. Facteurs climatiques	27
II.4.2. Facteurs physiques	28
II.4.3. Les facteurs chimiques	29
II.4.4. Facteurs biologiques	29
II.5. Type d'étangs	29
II.5.1. Étangs aérés	30
a. Système d'aération	30
b. Géométrie	32
c. L'abattement des matières organiques	32
d. L'abattement des matières solides	34
e. Puissance spécifique	35
f. Rendement	35
II.5.2. Etangs facultatifs	36
II.5.3. Etangs des finitions (maturation)	36
II.6. Performances de lagunage aéré	37
II.6.1. Avantages technique	37
II.6.2. Inconvénients technique	38
PARTIE EXPÉRIMENTALE		
CHAPITRE III Matériels Et Méthodes		
III.1 Situation Géographique		39
III.2. Etude climatologique	40

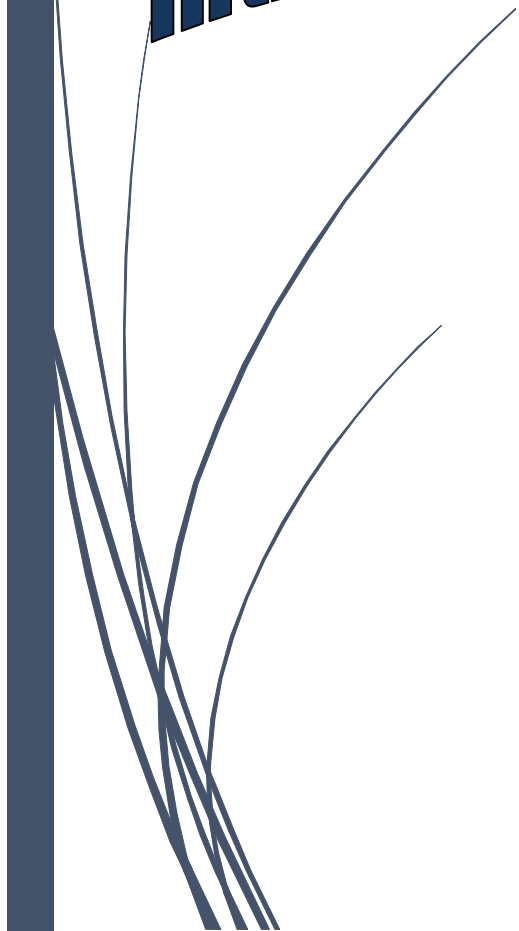
III III.2.1. Température	41
III.2.2 Précipitations	42
III.2.3. Humidité	42
III.2.4. Vitesse de vent	43
III.2.5. L'insolation	43
III.2.6. Evaporation	44
III.2.7. Diagramme ombrothermique	45
III.2.8 Climagramme d'Emberger	45
III.2.9. Indice d'aridité	46
III.3. Présentation de la station d'épuration 01 de Kouinine	47
III.3.1. Emplacement et données nominales de la station d'épuration 01 de Kouinine	47
III.3.2. La filière du traitement	48
III.3.3. Les critères des conceptions	50
III.4. Etude expérimentale	52
III.4.1. Choix de la zone d'étude	52
III.4.1.1. Station d'épuration des eaux usées urbaines	52
III.4.1.2. Station de refoulement des eaux	52
III.4.1.3. Rejet final (Chott Halloufa)	52
III.5. Méthodologie d'étude	53
III-5-1. Eaux usées urbaines	53
III.5.1.1. Caractérisation qualitative.	53
III.5.1.2. Prise et transport d'échantillons	54
III.5.1.3. Détermination des paramètres physico-chimiques	55
III.5.1.4. Détermination de la pollution particulaire	55
III.5.1.5. Détermination de la pollution organique	55
III.5.1.6. Détermination des pollutions azotées et phosphorées	56
III.5.1.7. Détermination de la pollution aux métaux lourds	56
III.5.1.8. Détermination de la pollution bactériologique	57
III.5.1.9. Détermination de la pollution parasitologique	58
III.5.1.10. Caractérisation quantitatives	58
III.5.2. Les eaux de drainage	58
III.5.3. Les eaux de rejet final	60
III.6. Analyse statistique	61

CHAPITRE IV		
Résultats et discussion		
IV.1. Eaux résiduaires urbaine	63
IV.1.1 Caractérisation qualitative	63
IV.1.1.1 Détermination les paramètres physico-chimiques	63
a. Variation du pH	65
b. Variation de la température	65
c. Variation de la conductivité éclectique	66
IV.1.1.2. Détermination des pollutions particulières	67
a. Variation des matières en suspension (MES)	67
b. Variation de la turbidité	69
IV.1.1.3. Détermination des pollutions organiques	70
a. Variation de l'oxygène dissous	70
b. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)	72
c. Variation de la demande biologique en oxygène (DBO5)	73
IV.1.1.4. Détermination des pollutions azotées	75
a. Variation d'azote ammoniacal (N-NH ₄ ⁺)	75
b. Variation d'azote nitreux ou azote des nitrites (N-NO ₂ ⁻)	75
c. Variation d'azote nitrique ou azote des nitrates (N-NO ₃ ⁻)	75
d. Variation d'azote total (Nt)	75
IV.1.1.5. Détermination des pollutions phosphorées	81
a. Variation d'orthophosphates (P-PO ₄ ³⁻)	82
b. Variation du phosphore total (Pt)	83
IV.1.1.6. Détermination des pollutions des métaux lourds	84
a. Variation du cadmium (Cd)	85
b. Variation du Cuivre (Cu)	86
c. Variation du Plomb (Pb)	87
d. Variation du Chrome (Cr)	87
e. Variation du Fer (Fe)	88
f. Variation du Nickel (Ni)	89
IV.1.1.7. Détermination de la pollution bactériologique	90
IV.1.1.8. Détermination des pollutions parasitologiques	93
IV.1.2 Caractérisation quantitative	94
IV.2. Eaux de drainage	95
IV.2.1. Caractérisation qualitative	95
IV.3. Eau du rejet final	97
IV.4. Analyse statistique	98

IV.4.1. Analyse statistique du paramètre physico-chimique et polluant	98
IV. 1.2. Analyse statistique des métaux	100
IV. 4.3. Analyse statistique du paramètre bactériologique	101
IV.5. Analyse de l'influence des différents paramètres avec le temps de séjours	102
IV.6. Analyse de l'évolution des différents paramètres avec la profondeur	106
IV.7. Analyse des corrélations linéaires du temps de séjours	109
IV.8. Analyse de l'évolution des différents paramètres avec l'évaporation	111
IV.9. Analyse des corrélations linéaires d'évaporation	113
IV.10. Evaluation le besoin d'oxygène	116
Conclusion générale	117
Références Bibliographiques	119
Annexe		



Introduction générale



La région d'El-oued est confrontée depuis quelques années à un problème de remontée des eaux de la nappe phréatique qui a envahi les parties basses de l'agglomération. **Daddi bouhoun et al (2011) ; Kholadi (2005)**, ont lié l'origine d'apparition de ce phénomène dans cette région du Nord- Est du Sahara algérien à la sur-utilisation des nappes profondes et au mauvais drainage et évacuation des énormes quantités des eaux usées excédentaires de la ville. **BG (2004); Idder (2011)**, aussi remarquaient qu'en milieu urbain, le niveau de la nappe est très élevé du fait des pertes liées aux fuites et aux rejets des eaux usées directement dans les sols. En 2001, le bilan de l'eau au niveau de la ville d'El-Oued était excédentaire de 22 185 m³/j (8097525 m³/an). Rapporté à la surface bâtie (980 ha), ce volume représente une lame d'eau de 0,8 m/an (**Messekher et al., 2010**).

Face à cette situation alarmante, les pouvoirs publics ont essayé d'apporter des solutions grâce notamment à la mise en place, en 1981, d'une station de pompage et l'évacuation des eaux excédentaires vers une zone d'épandage située à 4 km au Nord de la Ville. Ces solutions n'ont malheureusement pas été efficaces.

En 2004, une décision a été prise par les autorisés pour trouver des solutions radicales au problème de la remontée de la nappe qui est devenu une préoccupation environnementale majeure pour l'oasis d'El-Oued. Ainsi, un projet d'aménagement a été mis en place pour la remise état et l'extension des systèmes de collecte des eaux usées urbaines et agricoles, une nécessité d'épuration des eaux usées s'imposa donc.

Le lagunage aéré acquiert de plus en plus d'importance dans le monde et particulièrement dans les pays aux climats chauds arides à semi-arides, il se distingue par sa simplicité, sa fiabilité et son faible coût d'investissement et d'opération (**Oudra, 1990**).

Cette technique a été exploitée pour la première fois dans le traitement des eaux usées en 1901 au Texas et a des rendements épuratoires satisfaisants, surtout du point de vue sanitaire (**Sauze, 1973; Berna et al., 1986 ; Boussaid, 1987**).

Depuis la fin des années 90, l'Algérie a adopté pour le traitement des eaux usées des centres ruraux et urbains, le lagunage aéré. Actuellement dans la wilaya d'El Oued qui compte quatre stations d'épuration sont toutes à lagunage aéré (Station de lagunage aéré Kouinine, Station de lagunage aéré Hassani Abdel Krim, Station de lagunage aéré Sidi Aoun, Station de lagunage aéré Reguiba).

Des nombreux travaux ont alors été effectués sur les performances de lagunage (**Shalaby et al, 2003; Hussein et al, 2007**). De nombreux auteurs ont discuté leurs avantages et leurs inconvénients (**Sauze, 1973; Oudra, 1990 ; Benyahya et al., 1998 ; Bouarab, 2000**). En l'Algérie, plusieurs études sur ce système ont touché l'aspect purement épuratoire et la qualité

physico-chimique et bactériologique des différentes unités de traitement et la réutilisation des eaux traitées (**Ounoki et Achour, 2014**).

Cependant, le lagunage aéré de la STEP 01 de Kouinine (objet de notre étude, à la particularité de se trouver en milieu saharien, à climat désertique hyper- aride à saharien très changeant selon la saison, et où les habitudes liées à la consommation de l'eau sont spécifiques). Ce travail est le premier à être effectué sur la station de lagunage aéré, c'est également la première expérience de traitement des eaux usées dans la ville d'El-Oued.

Dans le cadre de ce travail, nous avons fait le suivi des paramètres physico-chimiques, de la pollution organique, particulaire et bactériologique du système. Nous sommes ensuite intéressés à faire ressortir les conditions optimales climatologiques et hydrauliques et d'identifier les corrélations existantes entre eux, dans l'efficacité de ce système de traitement des eaux usées dans le contexte de climat hyper- aride à saharien, d'une part, et sur l'éventualité d'une réutilisation agricole des eaux traitées, d'autre part. Enfin, la caractérisation qualitative des eaux de drainage et de rejet final de chott Halloufa, ce qui permettra les impacts environnementaux, à long terme, des rejets excédentaires dans le nouveau milieu récepteur choisi ont été évalués.

A cet effet, et pour rendre notre étude claire nous allons développer quatre chapitres subdivisés en deux parties : théorique et expérimentale :

Partie théorique :

- Le premier chapitre réservé à l'étude bibliographique traitera des aspects techniques et sanitaires de la réutilisation et où seront présentées, analysées et comparées les différentes réglementations régissant cette pratique à travers le monde, les différents modes de traitement usuellement adoptés pour le traitement des eaux usées urbaines, avantages et inconvénients.
- Le deuxième chapitre est consacré au support théorique du procédé de lagunage aéré, nous commençons par définition des concepts, historique les travaux antérieurs et le devenir aux connaissances les facteurs influençant le pouvoir épuratoire, ainsi, en décrivant les différents types des étangs de lagunage existants et leurs performances de fonctionnement.

Partie expérimentale :

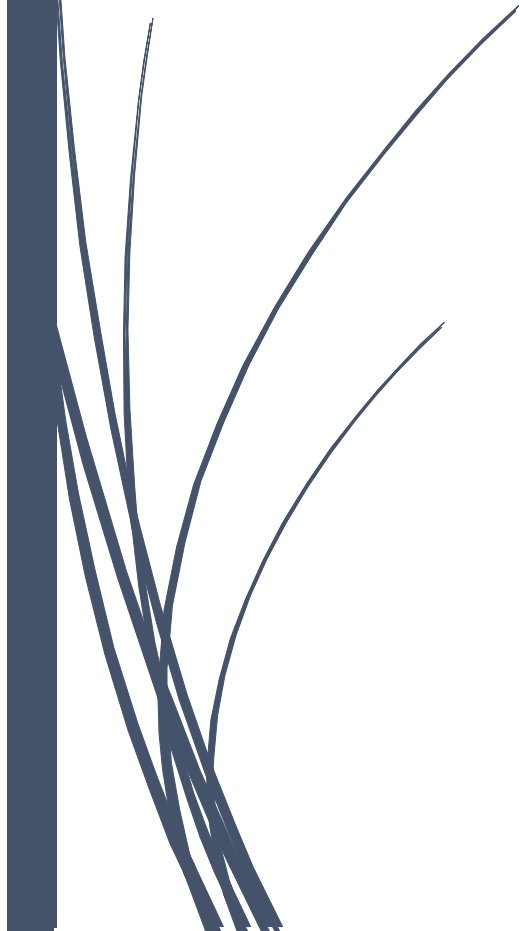
- Le troisième chapitre traitera de la présentation du site d'étude et des composantes de la STEP 01 de Kouinine, ainsi, nous donnerons une description détaillée du suivi analytique réalisé pendant les quatre ans de recherche, le mode d'échantillonnage, matériels et méthode.

- Le quatrième chapitre, on s'intéressera également dans cette partie à analyser les performances d'épuration de la filière de traitement en terme d'abattement de la pollution, on analysera ensuite l'influence les conditions climatologiques et hydrauliques de la STEP 01, celle de Kouinine, et d'identifier les différentes corrélations entre ces paramètres. Pour infirmer les conditions optimales et confirmer les rendements avancés lors de la conception de la station d'épuration.

En fin, nous terminons notre étude par une conclusion générale où sont récapitulés les principaux résultats obtenus, on présente les différentes perspectives et recommandations de ce travail concernant les pistes à suivre pour la mise en marche et l'amélioration de la STEP 01 de Kouinine en question.



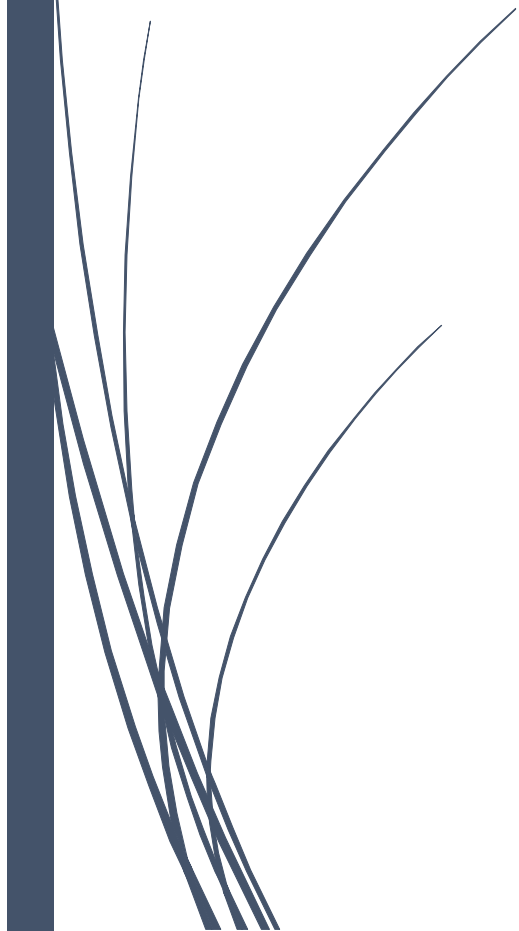
PARTIE THÉORIQUE





CHAPITRE I

synthèse bibliographique



I.1. Généralités sur les eaux usées

I.1.1. Des concepts des eaux usées

Une eau usée, appelée encore eau résiduaire ou effluent est une eau qui a subi une détérioration après usage. La pollution des eaux dans son sens le plus large est défini comme « Tout changement défavorable des caractéristiques naturelles (biologiques ou physico-chimiques) dont les causes sont directement ou indirectement en relation avec les activités humaines » (**Dictionnaire Larousse agronomique ,2005**).

L'aspect des eaux résiduaires fraîches est celui d'un liquide brun gris avec une odeur typique, mais faible. Durant leur transport, ces eaux se modifient d'autant plus vite que la température est élevée ; elles deviennent noires et dégagent une odeur d'œufs pourris, signe de la présence d'hydrogène sulfureux (H_2S), dangereux pour les égoutiers et corrosifs pour le béton et les aciers des égouts. Environ un tiers des matières contenues est en suspension, le reste est en solution. (**Djermakoye, 2005**).

I.1.2. Historique des eaux usées

Les techniques d'élimination des déchets sont très anciennes ; on a trouvé des égouts d'évacuation des eaux sanitaires dans les ruines des cités préhistoriques de Crète et dans les cités antiques d'Assyrie. Des égouts construits par les Romains pour l'écoulement des eaux de pluie sont toujours en service aujourd'hui. Bien que la fonction première de ces canalisations fût le drainage, l'habitude qu'avaient les Romains de déverser les ordures dans la rue obligeait à rejeter d'importantes quantités de matières organiques avec les eaux de pluie. Vers la fin du moyen âge, les celliers privés souterrains et plus tard les fosses de décantation se sont développés en Europe. Lorsque ces conteneurs étaient pleins, les responsables de l'assainissement évacuaient les dépôts aux frais du propriétaire. Les déchets étaient utilisés comme fertilisants sur les champs avoisinants ou déversés dans les cours d'eau ou sur des terres inoccupées.

Quelques siècles plus tard, on assiste à nouveau à la construction de déversoirs d'orage, le plus souvent sous la forme de conduites ouvertes ou de caniveaux dans les rues. Initialement, il était interdit de déposer quelque déchet que ce fût dans ces égouts, mais, vers le 19^e siècle, on s'est rendu compte que la santé publique pouvait être améliorée si l'on évacuait dans les déversoirs d'orage les ordures domestiques pour que celles-ci soient éliminées rapidement ; entre 1859 et 1875, un système de ce type a été mis au point par (Joseph B) pour détourner les eaux pluviales et les déchets en aval de la Tamise à Londres. Le développement des systèmes municipaux d'approvisionnement en eau et de la plomberie domestique a permis l'apparition des toilettes à chasse d'eau et des systèmes modernes d'évacuation.

En dépit des critiques émises, selon les quelles les systèmes d'évacuation des eaux usées gaspillaient les ressources, représentaient des risques pour la santé et étaient onéreux, de nombreuses villes s'en sont équipées. Au début du 20^e siècle, quelques villes et industries commencèrent à reconnaître que le déversement direct des égouts dans les cours d'eau était néfaste ; cela a conduit à la construction d'installations de traitement des eaux usées. C'est à peu près à cette époque que la fosse septique fut introduite comme moyen de traitement des eaux domestiques rejetées par les ménages, tant dans les zones suburbaines que rurales. Dans les travaux publics de traitement des eaux usées, on a d'abord eu recours à la technique du filtre percolateur puis, entre les années 1920 et 1930, les procédés par boues activées, amélioration notable, se sont développés et ont commencé à être utilisés dans de nombreuses villes. Depuis les années 1970, un stade plus poussé du traitement chimique, par chloration essentiellement, s'est généralisé dans le monde industriel. Les eaux usées sont canalisées vers les stations de traitement (ou d'épuration). Il existe plusieurs types de réseau selon la nature des eaux acheminées, il peut s'agir d'un système unitaire, lorsqu'il arrive en même temps eau domestique et eau de pluie, c'est le système que l'on rencontre le plus fréquemment dans les anciennes agglomérations ou d'un réseau distinct, quand eau domestique et eau de pluie sont canalisées séparément. Ce type d'installation est de loin le plus intéressant car il offre une plus grande souplesse et une meilleure maîtrise des installations de traitement d'où limitation des risques de pollution quand les réseaux unitaires sont saturés (GLS, 2007).

I.1.3. Origine des eaux usées

Les eaux usées telles que définies dans l'introduction, ont trois origines possibles :

- les eaux domestiques ;
- les eaux industrielles ;
- les eaux de ruissellement.

I.1.3.1. Les rejets domestiques

Les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers. Lorsque les habitations sont en zone d'assainissement collectif, les eaux domestiques se retrouvent dans les égouts. Elles constituent l'essentiel de la pollution et se composent (Baumont *et al.*, 2005) :

- Des eaux de cuisine, qui contiennent des matières minérales en suspension 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 utilisés 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, phosphorés et en microorganismes (**Chocat, 1997 ; Rejsek, 2002**).

I.1.3.2. Les rejets industriels

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales : blanchisserie, restaurant, laboratoire d'analyses médicales, etc.

Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- Soit ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- Soit ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- Soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel. Ce dernier cas ne nous intéresse pas dans le cadre de la réutilisation des eaux usées épurées.

Dans le cas d'un rejet dans le réseau domestique, avec ou sans prétraitement, les effluents industriels peuvent fortement modifier la composition des eaux usées. Cette modification est très étroitement liée à l'activité industrielle concernée et peut prendre des formes innombrables (**Baumont et al., 2005**).

I.1.3.3. Eaux de ruissellement

Les eaux pluviales peuvent, elles aussi, constituer une source de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, elle entraîne des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...) (**Bontoux, 1993**).

Les eaux de pluie qui ruissellent sur les surfaces imperméabilisées, en général en zone urbaine, sont collectées par un réseau qui peut-être le même que celui qui collecte les eaux usées, ou non. On distingue :

- Les réseaux unitaires : un seul collecteur assure le transport des eaux usées et des eaux pluviales. La qualité et le volume des eaux qui arrivent alors à la station d'épuration sont très variables. Pour éviter qu'un débit supérieur à sa capacité n'arrive à la station d'épuration, des ouvrages de déviation (réservoirs et déversoirs d'orage) sont répartis sur le réseau (**OI.Eau, 2005**);
- Les réseaux séparatifs : deux réseaux sont mis en place, l'un pour collecter les eaux usées, l'autre pour les eaux de ruissellement. En principe, seules les eaux usées arrivent à la station d'épuration pour traitement, c'est-à-dire que les eaux de pluie ne sont pas traitées mais rejete-

tées directement. La station ne doit donc théoriquement recevoir qu'un effluent brut de qualité relativement régulière et de débit relativement bien déterminé (**Baumont et al., 2005**).

I.1.4. Caractéristiques de la pollution des eaux résiduaires urbaines

La composition des eaux usées est extrêmement variable en fonction de leur origine (industrielle, domestique, etc.). Elles peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les matières particulaires, les éléments traces minéraux ou organiques, les substances nutritives et les microorganismes (**Baumont et al., 2005**).

I.1.4.1. Les matières particulaires

La pollution particulaire est due à la présence des particules de grande taille, supérieure à 10 μm , qui explique qu'elles se retrouvent en suspension dans l'eau usée qui sert à leur transport (on parle donc de matières en suspension ou MES), une faible part peut être due également à la présence des matières colloïdales. On peut éliminer ces matières par des traitements physiques simples de décantation ou de filtration. Cette pollution particulaire est de nature organique (fragments d'aliments ou résidus de digestion) ou de nature minérale (sables ou argiles). Son rejet dans le milieu naturel réduit la limpidité de ce milieu, limitant la vie des organismes photosynthétiques et entraînant des dépôts qui peuvent perturber la vie benthique et crée un envasement du cours d'eau. La pollution particulaire est appréciée par la détermination de la concentration en MES et turbidité de l'eau (**Rejsek, 2002**).

I.1.4.2. Les éléments traces, minéraux ou organiques

Les micropolluants organiques et non organiques résultent d'une pollution multiple et complexe, les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micropolluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes. La crispation actuelle de l'opinion publique à leur sujet, et le manque de connaissances sur leurs effets à long terme incite à analyser avec soin la nature et la présence de ces micropolluants dans les eaux usées (**Baumont et al., 2005**).

a. Les métaux lourds

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$). Les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres

métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces. Leur origine est multiple : ils proviennent « des produits consommés au sens large par la population, de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau et d'assainissement, des eaux pluviales dans le cas de réseau unitaire, des activités de service (santé, automobile) et éventuellement de rejets industriels » (Cauchi *et al.*, 1996). Les éléments cités dans la littérature comme étant les plus dangereux sont le plomb (Pb), l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni) (Vilagines, 2003).

b. Les matières organiques

Elles sont constituées par des molécules dont la structure de base comporte de liaisons covalents au moins deux atomes de carbone, d'où le nom de pollution carbonée. Ces matières organiques proviennent surtout des sanitaires et des cuisines, sous forme de protides, glucides (sucres), lipides (graisses), urée et produits du métabolisme et de dégradation. Une autre source de matières organique est constituée par les principes actifs de détergents, en France, la biodégradabilité est fixée par la loi à 90%.

La plupart des matières biodégradables proviennent des matières organiques, alors que les matières minérales sont plus généralement non biodégradables. Les matières biodégradables représentent l'ensemble des composés transformables par des organismes vivants, essentiellement des bactéries. Cette transformation peut se réaliser en présence ou absence d'oxygène.

Des mesures non spécifiques mais dont le mode opératoire est strictement standardisé, permettent d'évaluer la demande ou consommation en oxygène représentée par cette pollution. On déterminera ainsi; la Demande Biologique en Oxygène (DBO) est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour assimiler la pollution biodégradable essentiellement organiques par voie aérobie contenues dans l'eau sur une période définie, et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) permet de façon indirecte d'évaluer la quantité des matières oxydables pour détruire toutes matière contenue dans les eaux qu'elle soit biodégradable et non biodégradable. À partir de ces déterminations, on peut calculer le rapport DCO/DBO₅ qui exprime la biodégradabilité d'une eau et que l'on norme donc rapport de biodégradabilité. (Berland *et al.*, 2001; Rejsek, 2002).

c. Les substances nutritives

Les nutriments se trouvent en grande quantité dans l'eau usée, et constituent un paramètre de qualité important pour la valorisation de ces eaux en agriculture et en gestion des paysages (Chen *et al.*, 2003). Les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le bore et le soufre.

D'une part, l'azote présent dans les eaux résiduaires provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport dans proportion de 85%

essentiellement sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés. L'azote présent dans l'eau peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique est principalement constitué par des composés tels que des protéines, des polypeptides, des acides aminés, de l'urée. Le plus souvent ces produits ne se trouvent qu'à de très faibles concentrations. Quant à l'azote minéral (ammoniacal, nitrate, nitrite), il constitue la majeure partie de l'azote total (**Rejsek, 2002; Rodier et al., 2009**).

Le suivi d'évolution d'azote au cours du traitement ne peut être effectué qu'à partir d'une base commune : le nombre de moles d'azote ou (ce qui revient au même) les masses d'azote mises en jeu. C'est la raison pour laquelle les charges et les concentrations de NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- sont exprimées en unités de N (d'où la formulation N-N...).

L'ensemble des formes azotées constitue l'azote global (ou total) noté NGL (N_t) :

$$N_t = N_{\text{org}} + N\text{-NH}_4^+ + N\text{-NO}_2^- + N\text{-NO}_3^-$$

Une analyse permet de mesurer simultanément l'azote organique et l'azote ammoniacal. Cette analyse est notée Azote Kjeldahl (NTK).

$$\text{NTK} = N_{\text{org}} + N\text{-NH}_4^+$$

En outre, Le phosphore des eaux usées, particulaire ou soluble, est essentiellement constitué : de phosphore minéral, dérivé de l'acide phosphorique comme les orthophosphates (PO_4^{3-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) ou condensé comme polyphosphates ; et de phosphore organique, élément constitutif de biomolécules comme phospholipides, polynucléotides, ATP, ADP, (**Deronzier et Choubert, 2004**).

Le phosphore a été identifié comme l'élément clé de l'eutrophisation dans les eaux usées par un grand nombre de chercheurs (**Baroin, 1984 ; Dussart, 1992 ; Peirce et al., 1997 ; Cornaz, 2004**). Dans les eaux usées, avec un pH d'environ 7.5, la forme prédominante de phosphate est l'orthophosphate (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) (**Nasariah et al., 1988**). Les principales sources du phosphore sont les activités humaines et industrielles. L'apport d'origine humaine représente 30 à 50% du phosphore total, alors que l'apport des détergents dans une eau usée varie de 50 à 70% (**Doemel et Brooks, 1975 ; Florentz et al., 1983**).

Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables que ce soit, dans les eaux usées épurées ou brutes. En outre, la présence de matière organique sous différentes formes dans l'eau usée (solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut, par son effet à long terme sur la fertilité du sol, contribuer également à la stabilité structurale du sol (**FAO, 2003**).

I.1.4.3. Microorganismes

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes (**Belaid, 2010**).

a. Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . Le taux moyen de bactéries dans les fèces est d'environ 10^{12} bactéries/g (**Asano, 1998**). Les bactéries sont les microorganismes les plus communément rencontrés dans les eaux usées (**Toze, 1999**). Les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries/100 ml dont la plupart sont des proteas et des entérobactéries, 10^3 à 10^4 streptocoques et 10^2 à 10^3 clostridium. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 germes/l. Parmi les plus détectées sont retrouvées, les salmonelles, dont celles responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Les coliformes thermotolérants sont des germes témoins de contamination fécale communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau (**Belaid, 2010**).

b. Les virus

Ce sont des organismes infectieux de très petite taille (10 à 350 nm) qui se reproduisent en infectant un organisme hôte. Les virus ne sont pas naturellement présents dans l'intestin, contrairement aux bactéries. Ils sont présents soit intentionnellement (après une vaccination contre la poliomyélite, par exemple), soit chez un individu infecté accidentellement (**Baumont et al., 2005**). On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées restent difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous-estimation de leur nombre réel. Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal. Parmi les virus entériques humains les plus nombreux, nous citerons les entérovirus (exemple : polio), les rotavirus, les rétrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A. Il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries (**Aulicino et al., 1996**).

c. Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte. Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle vital une forme de résistance, appelée kyste qui peut être véhiculé par les eaux résiduaires. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées (**Baumont et al., 2005**). Ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent

survivre plusieurs semaines voire même plusieurs années. En revanche, 10 à 30 kystes, est une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires (**Campos, 2008**).

d. Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites rencontrés dans les eaux résiduaires. Le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 10 et 10^3 germes/l (**Faby et Brissaud, 1997**). Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. Les œufs et les larves sont résistants dans l'environnement et le risque lié à leur présence est à considérer pour le traitement et la réutilisation des eaux résiduaires. En effet, la persistance de ces organismes à différentes conditions environnementales ainsi que leur résistance à la désinfection permettent leur reproduction, ce qui constitue leur risque potentiel (**Campos, 2008**). Les helminthes pathogènes rencontrés dans les eaux usées sont : *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata*. L'analyse des risques sanitaires liés aux agents pathogènes susceptibles d'être transportés par les eaux usées est le fondement des recommandations proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé en 1989 (**OMS, 1989**).

I.1.5. Estimation du degré des eaux résiduaires urbaines

À partir des observations précédents et d'études réalisées sur un grand nombre de station d'épuration, on peut déterminer la composition moyenne d'un effluent urbain, sont résume dans le tableau I.

Tableau I.1. Composition moyenne d'un effluent domestique

Paramètres de pollution (mg/L)	Concentrations moyennes	Echelle de variation
pH	7,8	7.5 à 8.5
MES	250 mg/L	100 à 400 mg/L
DBO ₅	300 mg/L	150 à 500 mg/L
DCO	700 mg/L	300 à 1000 mg/L
NTK	80 mg/L	30 à 100 mg/L
N-NH ₄ ⁺	60 mg/L	20 à 80 mg/L
N-NO ₂ ⁻	Valeur voisine de 0	—
N-NO ₃ ⁻	Valeur voisine de 0	—
Pt	35 mg/l	10 à 45mg/L
Coliforme totaux	—	10 ⁶ à 10 ¹⁰ pour 100 mL

Source (Boutin et al., 1997)

Les eaux usées domestiques constituent l'effluent de référence ; à partir de leur composition moyenne, a été définie la notion d'équivalent habitant (noté EH) qui représente la quantité moyenne de pollution rejetée par jour par chaque habitant (**Berland et al., 2001**). Cette quantité moyenne est

fixée par convention officiellement, par arrêté du (Conseil Européen des Ministres de l'Environnement) du 10 décembre 1991, la valeur de l'EH sert de référence pour comparer des pollutions et permet de dimensionner les ouvrages de traitement.

Tableau I.2. Charge polluante engendrée par un habitant

Paramètres	EH réglementaire	Production moyenne par habitant
MES	1 EH = 90g	Production à la source : 20 à 40 g/jour/hab. Mesure en réseau séparatif: 60 à 80 g/jour/hab
DBO ₅	1 EH = 54g (encore fréquemment utilisé en France) 60g (directive CEE du 21 mai 1991)	Production à la source : 30 à 40 g/jour/hab. Mesure en réseau séparatif : 50 à 70 g/jour/hab. En réseau unitaire : 70 à 90 g/jour/hab. Teneurs mesurées en période diurne : 250 à 500 mg d'O ₂ /L.
DCO	Il n'y a pas d'équivalent habitant Définir réglementairement	Production à la source : 45 à 85 g/jour/hab. Mesure en réseau : 100 à 130 g/jour/hab. Teneurs mesurées en période diurne : 600 à 1000 mg d'O ₂ /L.
MO	1 EH = 57g	MO = (2 DBO ₅ + 1 DCO)/3
N-NH ₄ ⁺	Pas EH défini réglementairement	Teneurs mesurées en période diurne : 45 à 90 mg NTK/L
NTK	1 EH = 15g	Production à la source: de 8 à 12 NTK g/jour/hab. Teneurs mesurées en période diurne : 50 à 110 mg NH ₄ /L

Source : (Rejsek, 2002)

I.1.6. Les différentes réglementations dans le monde concernant les rejets et l'irrigation

I.1.6.1. 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 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 en agriculture et en aquaculture". Elles ont été révisées en 2000, en intégrant les résultats de nouvelles études épidémiologiques (Blumenthal, et al., 2000).

Le tableau I.3, 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.

Tableau I.3. Recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement avant utilisation en agriculture (Blumenthal et al., 2000)

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 maraichères consommées crues, les terrains de sports, les parcs publics ^d	Travailleurs, consommateurs, public	Toutes	≤ 1	≤ 10 ⁴	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 ^e	Travailleurs Population sis dans l'environnement proche	Par aspersion Par rigole d'infiltration ou par gravité Toutes	≤ 1 ≤ 1 ≤ 0.1 ^f	≤ 10 ⁵ ≤ 10 ⁴ ≤ 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.

I.1.6.2. Contexte juridique Algérienne

Conscient de l'importance du potentiel hydraulique dans le processus du développement, l'Algérie s'est donné pour tâche prioritaire d'assurer la préservation des ressources en eau. Depuis, le secteur s'est bien organisé par la promulgation à diverses dispositions de nature législative ou réglementaire visant notamment la protection de la santé publique c'est le texte de l'article 84 de la loi du 16 juillet 1983, la loi rend obligatoire le branchement d'égout en zone agglomérée, de toute habitation ou établissement rejetant des eaux usées.

Le décret d'application de la loi n° 93- 160 du 10 Juillet 1993 uniquement pour les installations industrielles, ces normes dépendent de l'usage de l'effluent, si les eaux usées sont destinées à l'irrigation, alors les normes doivent être plus sévères. Ces même valeurs viennent d'être renforcées par un nouveau texte réglementaire ; le Décret exécutif n° 06- 141 du 19 Avril 2006, section1, article 3 les valeurs limites maximales de rejet d'effluents liquides fixées par ces deux décrets sont regroupées dans le **tableau 1et 4** dans l'**annexe**.

Il a créé une nouvelle réglementation des eaux par la promulguées en 2012 (Arrêté interministériel n° 41- 160 du 02 Janvier 2012), fixant les normes de qualité aux quelles une eau doit satisfaire selon l'utilisation qui en sera faite. Ces normes ont pour objet de définir les caractéristiques physico-

chimiques et bactériologiques, notamment des eaux usées destinées à l'irrigation. Les normes spécifiques des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation, paramètres microbiologiques en Algérie sont résumées dans le **tableau 5** dans l'**annexe**.

I.2. Généralité sur le traitement des eaux usées

I.2.1. Historique sur L'épuration des eaux usées

Traitement des eaux usées a été pratiqué depuis plus de 3000 ans. La première installation de traitement aux États-Unis, à partir d'une base historique, était à San Antonio, Texas, en 1901 (**Morel, 1996**). Cette opération a utilisé un système de bassins dans le procédé de traitement primaire. Traitement des eaux usées des étangs depuis lors ont été utilisés pour traiter de nombreux types de déchets.

A partir de 1920, on a assisté à un large développement du lagunage à travers le monde (États unis, Canada, Australie, Suède). Toute fois pour la construction des différents bassins, il n'y avait aucun calcul, aucune étude préalable. On aménagea les lagunes en fonction de la topographie du sol existant et de configuration du terrain disponible.

En 1964, une enquête d'une organisation mondiale révèle que sur les 39 pays qui utilisent les bassins de stabilisation du monde seulement sept pays d'Europe utilisent le système d'épuration par lagunage (parmi lesquels : Finlande, pays bas, Roumanie). Les États unis détiennent le plus grand nombre d'installations de lagunage, en 1962, on en comptait environ 3250 et plus de 7500 en 1984 dont la moitié traite les eaux domestiques, le reste les rejets industriels.

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 est accordée à l'épuration. En effet, pour un taux de couverture du réseau d'assainissement de l'ordre de 85 %.

Le volume annuel des eaux usées est estimé à 532 millions de m³ correspondent aux agglomérations de taille supérieure à 9.621.714 habitants. Au cours de ces dernières années, le Ministère des Ressources en Eau (MRE) a entrepris la mise en œuvre d'un important programme d'investissement concernant la réalisation de 100 stations d'épuration (STEP) et la réhabilitation de 42 autres, dont deux en exploitation. Ceci a porté le nombre actuel des STEP existantes et en exploitation de 142 avant la fin de Juillet 2017, le volume mensuel des eaux épurées est de 19,6 Millions de m³. À noter aussi que 50 STEP sont actuellement en cours d'étude ou en étude de réhabilitation, ce qui a permis d'atteindre un parc de 180 STEP à l'horizon 2030 (**DAPE, 2006; ONA, 2017**).

I.2.2. Paramètres essentiels pour le choix d'une technologie d'épuration

Le projeteur doit effectuer le choix d'un procédé d'épuration parmi les différentes techniques actuellement disponibles. Il existe en effet de nombreux types d'installations qui sont susceptibles d'assurer une épuration convenable. Le choix d'une technologie d'épuration devra prendre en compte les conditions de mise en œuvre et d'utilisation qui peut varier très sensiblement en fonction de plusieurs paramètres.

Les paramètres essentiels qui doivent être pris en compte pour le choix d'une technologie seront relatifs :

I.2.2.1. Caractéristiques des eaux usées

Les effluents issus des stations d'épurations se caractérisent essentiellement par :

- **une sous charge organique** par rapport aux valeurs prises en compte pour le dimensionnement des installations. Ce phénomène est lié à la réalisation par tranche de réseaux de collecte et aux délais apportés dans les raccordements des usagers.

Le rapport DCO/ DBO₅ est une indication très importante pour le choix du procédé de traitement à effectuer, on convient généralement des limites suivantes : (**Rodier et al., 2009**)

- DCO/ DBO₅ = 1 → pollution totalement dégradable ; procédé biologique,
- 1 < DCO/ DBO₅ < 1,6 → épuration biologique très poussée,
- 1,6 < DCO/ DBO₅ < 3,2 → épuration biologique associée à un traitement biochimique,
- DCO/ DBO₅ > 3,2 → traitement biochimique.

En outre, pour être performants, les micro-organismes épurateurs exigent des apports spécifiques en nutriments (DBO₅, azote et phosphore) dans les proportions DBO₅/N/P = 100/5/1.

En fonction du traitement biologique recherché et des populations bactériennes à favoriser, il convient également de respecter les rapports nutritifs suivants :

- 10 < DCO/N < 60, pour favoriser la dénitrification (transformation de l'azote sous forme de nitrates en azote gazeux) ;
- 30 < DCO/P < 300, pour favoriser la déphosphatation (suraccumulation du phosphore par les bactéries).

C'est pourquoi, il peut être nécessaire d'apporter des nutriments à la biomasse (carbone, phosphore, azote) dans le cas où la qualité de l'eau à traiter serait trop éloignée des conditions optimales requises (**GLS, 2006 ; Metahri, 2012**).

- **une dilution importante** due aux intrusions d'eaux parasites d'origines diverse (réseaux non étanches, raccordements de gouttières,...). La concentration moyenne s'établit souvent à 200 mg/L en DBO₅ et 25 % des stations reçoivent des effluents dont la concentration en DBO₅ est inférieure à 100 mg/L.

- **des variations brutales de charge** entraînées par des déversements dont l'importance est faible en valeur absolue mais importante en valeur relative et qui peuvent provenir de petits établissements industriels (charcuteries, restaurants, élevages).
- **des effluents septiques** issus des dispositifs d'assainissements individuels qui auraient dû être abandonnés lors du raccordement à l'égout.

Ces caractéristiques ne sont sans doute pas inéluctables lorsque les réseaux neufs sont réalisés avec soin. Par contre, lorsque la récupération de réseaux anciens se justifie pleinement pour des raisons économiques évidentes, il convient d'en tenir le plus grand compte et de choisir la technique d'épuration en conséquence.

I.2.2.2. L'exploitation :

Les contraintes relatives à l'exploitation seront particulièrement décisives pour les petites collectivités qui disposent de moyens en personnel très limités et qui doivent souvent faire appel à des sociétés de service. Les risques d'interventions lourdes relatives au remplacement d'un équipement coûteux par exemple doivent être très réduits.

Les réglages nécessitant l'intervention d'un technicien très qualifié doivent être limités à ceux pouvant être définis par les services d'assistance technique. Par contre, on admettra que le passage quotidien d'un préposé constitue une contrainte normale (**Mehaignerie et Ornano, 1979**).

I.2.2.3. Les coûts:

Les données du tableau ci-dessous sont dérivées d'expériences françaises et restent, avant tout, valables et validées pour cette zone géographique. Une autre source (**Alexandre et Grand, 1998**), donne des chiffres pour une station d'épuration d'une taille comprise entre 2.000 EH et 15.000 EH, de type aération prolongée avec traitement de l'azote et éventuellement du phosphore. La construction d'une telle station revient, après une mise en concurrence réussie, à 120-140 €/EH. L'opération globale qui intègre la maîtrise d'œuvre, les différentes études préliminaires, la procédure d'autorisation de rejet, les études de valorisation des boues et déchets approche les 150 €/EH. Si on retient l'hypothèse d'un surdimensionnement normal de 15 à 20 %, une station d'épuration d'une capacité comprise entre 2.000 et 15.000 EH revient à 185 €/EH. Le génie civil évalué à 92,5 €/EH s'amortit sur 20 ans. L'électromécanique évaluée à 92,5 €/EH s'amortit sur 12 ans.

En revanche, il est possible d'avancer que l'exploitation des différentes filières extensives est plus légère et, par conséquent, moins coûteuse que celle des techniques intensives en particulier en ce qui concerne le coût énergétique et le coût engendré par la gestion des boues. C'est le grand avantage de ces techniques qui, de plus, ne nécessitent pas de main d'œuvre spécialisée.

Tableau I.4. Coûts (en EURO HT) pour une station de 1000 habitants

	Boues activées	Lits bactériens	Disques biologiques	Lagu- nages aérées	Lagunages naturelles	Décanteur Digesteur + Infiltration perco- lation	Décanteur Digesteur + Lit de roseaux
Investissement	230.000 (± 30%)	180.000 (± 50%)	220.000 (± 45%)	130.000 (± 50%)	120.000 (± 60%)	190.000 (± 50%)	190.000 (± 35%)
Fonctionnement (dont énergie) Coût annuel en EURO/an	11.500	7.000	7.000	6.500	4.500	6.000	5.500

(Source : Boutin et *al.*, 1997)

Globalement, l'utilisation de procédés extensifs devrait permettre, à capacité égale, de réaliser une économie moyennede 20 à 30% sur les coûts d'investissement, et de 40 à 50% sur les frais de fonctionnement, par rapport aux systèmesd'épuration intensifs.

I.2.2.4. Le site

Les sites sur lesquels sont construites les stations d'épuration se caractérisent généralement par la proximité d'un milieu naturel agréable, les caractéristiques géotechniques, le taux d'infiltration des sols, la lithologie du sous-sol, la topographie du terrain, la direction des vents, la distance par rapport aux habitations et la situation par rapport aux rejets à l'aval (**WRS, 2002**).

La mise en œuvre d'ouvrages lourds se traduit souvent soit par des coûts de construction élevés, soit par une instabilité très préjudiciable au bon fonctionnement des ouvrages de décantation. Par ailleurs, les superstructures en béton s'intègrent mal dans ces cadres naturels non bâtis (**Mehaignerie et Ornano, 1979**).

I.2.2.5. Les conditions économiques

Les conditions économiques doivent être prises en compte tant pourl'investissement que pour l'exploitation.Les différentes aides publiques dont peuvent bénéficier les dépenses de construction des stations d'épuration ne doivent pas masquer leurs coûts élevés. Il convient de rappeler que ce coûtexprimé par habitant desservi s'accroît très rapidement lorsque la taille desinstallations diminue.Il en est de même pour les coûts d'exploitation pour lesquels les postesrelatifs aux frais de personnel représentent la plus grande part (**Mehaignerie et Ornano, 1979**). De l'analyse rapide des principaux paramètres pris en compte pourles choix technologiques concernant les stations d'épuration, nousretiendrons que les procédés choisis doivent se caractériser par :

- une bonne tolérance à des variations qualitatives et quantitatives des effluents,
- la robustesse et la rusticité des équipements rendant compatible une bonne fiabilité avec une exploitation facile,
- une intégration harmonieuse aux sites naturels,
- des coûts d'investissements et d'exploitation raisonnables.

I.2.2.6. Qualités des rejets

L'efficacité des filières extensives selon les paramètres est présentée ci-après :

Tableau I.5. Efficacité des filières extensives selon les paramètres

Paramètres	MO	NTK	N _{Global}	P _{Total}	Désinfection bactériologique
Infiltration - percolation	Oui	Oui	Non	Non	Si dimensionnement spécifique
Filtres plantés à écoulement vertical	Oui	Oui	Non	Non	Non
Filtres plantés à écoulement horizontal	Oui	Mauvaise nitrification	Bonne dénitrification	Non	Non
Lagunage naturel	Moyen	Oui	Oui	Oui, les premières années	Oui
Lagunage à macrophytes	Moyen	Oui	Oui	Oui, les premières années	Oui
Lagunage aéré	Moyen	Moyen	Non	Non	Non

(Source : Berland et al., 2001)

I.2.3. Les grandes étapes du traitement

Les quatre étapes principales du traitement sont détaillées sur la figure I.1 et décrites dans les paragraphes suivants.

I.2.3.1. Le prétraitement

Les traitements mécaniques permettent de retirer de l'effluent brut les déchets volumineux, sables, graisses et éventuellement les matières en suspension, de façon à protéger les ouvrages en aval, faciliter le traitement, réduire la taille des ouvrages. Cet ensemble d'opérations s'appelle le prétraitement.

Il comprend :

- Le dégrillage : pour retenir les déchets volumineux à l'aide d'une succession de grilles (2 à 4) de plus en plus fines. Les résidus recueillis sont déposés en décharge;
- Le dessablage : pour prévenir les dépôts dans les canalisations, protéger les organes mécaniques (pompes) contre l'abrasion et éviter de perturber les autres étapes de traitement. Les sables, recueillis généralement par raclage en fond de bassin, sont recyclés ;
- Le dégraissage-déshuilage : pour éviter l'encrassement de la station par des corps gras. Effectuée dans le même bassin que l'étape de dessablage, la récupération des graisses et huiles se fait en surface. Les composés collectés seront alors incinérés (cas du traitement d'un effluent urbain) ou recyclés pour la fabrication de savons ou détergents (cas de certains effluents industriels) en fonction de leur qualité (**Bassompierre, 2007**).

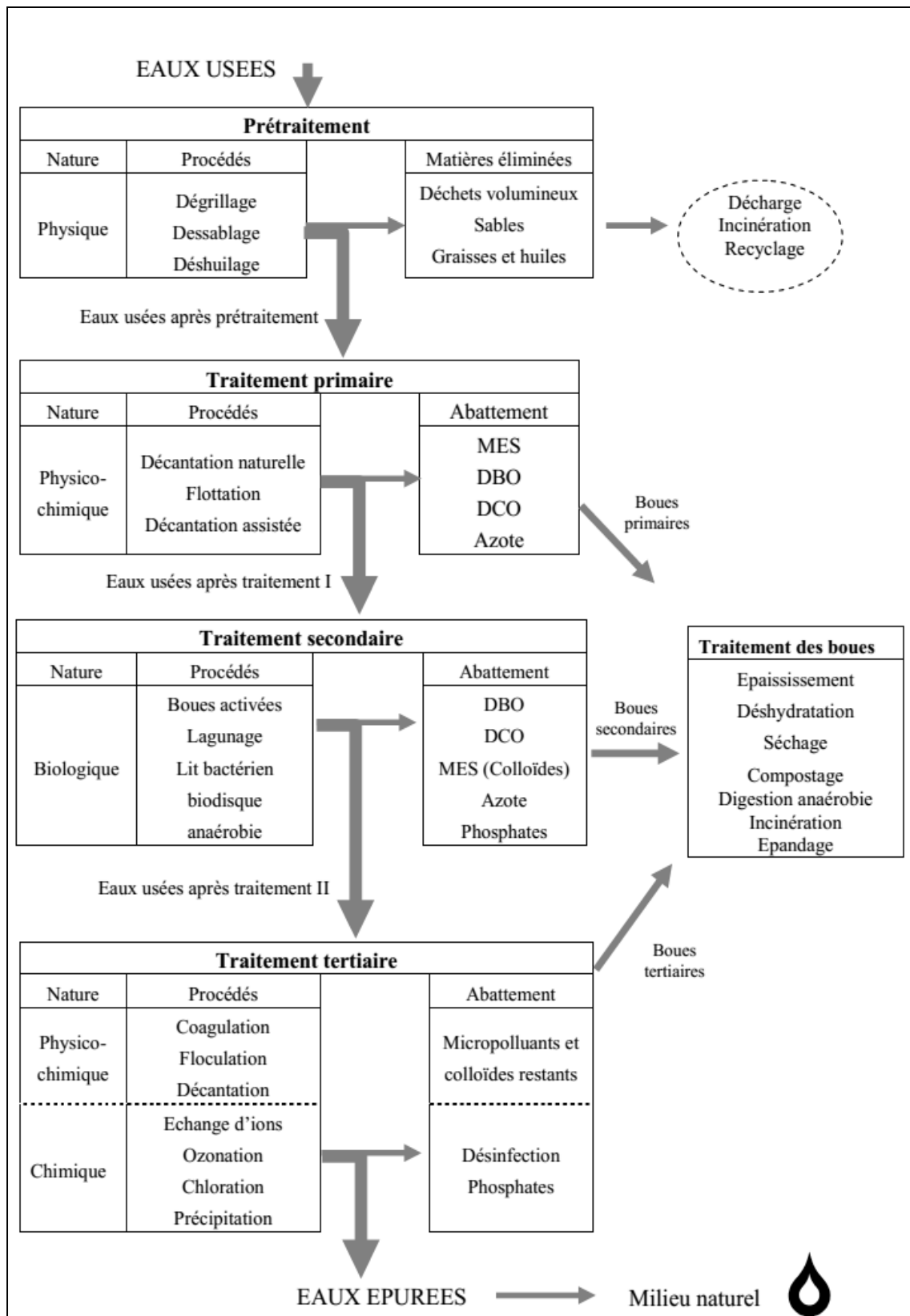


Figure I.1. Etapes d'une filière de traitement des eaux usées (Hadj-Sadok, 1999)

I.2.3.2. Le traitement primaire

Le traitement s'effectue par voie physico-chimique et a pour but d'extraire le maximum de matières en suspension et de matières organiques facilement décantables.

Trois voies de traitement sont possibles :

- La décantation (processus physique) : le principe de séparation solide-liquide est la pesanteur, les matières en suspension ou colloïdales tendent à se séparer du liquide par sédimentation ;
- La flottation (processus physique) : par opposition à la décantation, la flottation est un procédé de séparation solide-liquide ou liquide-liquide qui s'applique à des particules dont la masse volumique réelle ou apparente (flottation assistée) est inférieure à celle du liquide qui les contient ;
- La décantation associée à l'utilisation d'un coagulant- flocculant (voie physico- chimique): Le principe est ici de favoriser l'agrégation des molécules en suspension grâce aux techniques de coagulation et de floculation de façon à augmenter la sédimentation grâce à l'obtention de floccs plus gros.

Durant la phase de traitement primaire, une quantité importante de la pollution totale est éliminée (abattement des matières en suspension pouvant atteindre 90 % et de la demande biochimique en oxygène de l'ordre de 35 % (**Cardot, 1999**). La DCO et la concentration en azote peuvent également être réduits durant cette phase de traitement. Les matières solides extraites représentent ce que l'on appelle les boues primaires (**Bassompierre, 2007**).

I.2.3.3. Le traitement secondaire

Le traitement secondaire a pour objectif principal l'élimination des composés solubles d'origine organique. Parallèlement, la floculation de la biomasse permet de piéger les matières en suspension restant à l'issue du traitement primaire.

Le principe de ce traitement est de mettre en contact la matière organique contenue dans les eaux usées avec une population bactérienne. Celle-ci assimile alors la matière organique pour son propre développement. Ces dispositifs permettent d'intensifier et de localiser sur des surfaces réduites les phénomènes de transformation et de dégradation des matières organiques tels qu'ils se produisent en milieu naturel. Ils sont la reconstitution d'un écosystème simplifié et sélectionné faisant intervenir une microflore bactérienne et une microfaune de protozoaires et de métazoaires (**Bassompierre, 2007**).

Les procédés de traitement secondaires sont fondés sur la digestion microbienne à la fois en présence ou en absence d'oxygène pour réduire la concentration en matières organiques (**Madigan et Martinko, 2007**).

Plusieurs techniques peuvent être distinguées, le choix de l'une ou l'autre est fonction de l'emplacement disponible pour le procédé de traitement, de la charge de l'effluent et de la quantité de pollution à traiter. Du fait que les micro-organismes, les plus actifs, sont les bactéries qui conditionnent en fonction de leur modalité propre de développement, les procédés biologiques de traitements, peuvent être classés en procédés aérobies et anaérobies (**Vilagines, 2004**).

I.2.3.3.1. Le traitement secondaire anaérobie

La digestion anaérobie a été découverte il y a plus de trois siècles. C'est en 1630 que des scientifiques ont pour la première fois constaté qu'un gaz inflammable pouvait se dégager d'une matière organique en décomposition (**Kalogo et Verstraete, 1999**).

Le traitement secondaire anaérobie est un processus microbiologique de conversion de la matière organique, faisant intervenir essentiellement des populations bactériennes (*Bacteria* et d'*Archaea*), ainsi que des protozoaires et quelques champignons anaérobies (**Effebi, 2009**).

Le principe de la digestion anaérobie est décrit comme la conversion de la matière organique en biomasse et en biogaz, il s'effectue en deux phases principales :

- Une phase acide de liquéfaction (hydrolyse) des composants organiques aboutissant à la formation d'acides gras volatils (AGV).
- Une phase de gazéification dont les produits finals essentiellement de méthane (CH₄) et de gaz carbonique (CO₂) (**Boeglin, 2001**).

D'emblée on peut rappeler que les systèmes de traitement anaérobie sont réputés plus économiques que les systèmes aérobies du fait de l'économie d'énergie, de la faible production de boue, et la possibilité de réutiliser le biogaz produit, qui est converti parfois en énergie électrique ou mécanique (**Effebi, 2009**).

I.2.3.3.2. Les traitements secondaires aérobies

Les bactéries utilisées exigent un apport permanent d'oxygène. Deux grandes familles peuvent être distinguées : les procédés à cultures fixes (microorganismes fixés sur des supports), les procédés à culture libre (micro-organismes maintenus en suspension dans le mélange à épurer). Nous pouvons citer les plus courantes selon **Degremont (2005)**:

a. Les procédés aérobies à culture fixée

Dans l'état actuel des techniques, le recours aux procédés de traitement biologique s'impose lorsqu'il est nécessaire d'éliminer une partie de la pollution organique soluble. Les procédés par cultures fixées utilisent un matériau support fixe (lits bactériens) ou des éléments rotatifs (disques biologiques) sur lesquels se développent des cultures bactériennes.

- **Le lit bactérien** : Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes épurateurs (**Berland et al., 2001**);
- **Les biodisques**: biomasse fixée sur des disques tournants au sein du mélange à traiter, coûts de fonctionnement faibles, efficace à faible charge uniquement, sensible aux conditions climatiques (lessivage du biofilm par la pluie) (**Bassompierre, 2007**).

b. Les procédés aérobies à culture libre

- **Le lagunage** : l'effluent prétraité séjourne pendant une durée allant de plusieurs semaines à plusieurs mois, dans des bassins peu profonds mais de grande surface. L'épuration biologique est assurée par les microorganismes se développant dans le milieu grâce à l'oxygène de la photosynthèse des algues (lagunage naturel), le fonctionnement de ce type d'installation sans électricité est possible, excepté pour le lagunage aéré pour lequel un apport d'énergie est nécessaire mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air, dont la définition et la mise en œuvre font l'objet des chapitres suivants (**Chapitre II**). Ce procédé permet également la stabilité des boues produites. En raison de sa simplicité d'exploitation et de son efficacité, cette technique connaît un essor important dans les pays en voie de développement et également en Europe, pour le traitement des eaux usées des communes rurales (**Altmeyer et al., 1990**) ;
- **Les boues activées** : traitement en deux phases, contact de la biomasse et de l'eau usée dans un réacteur puis séparation des solides de la phase liquide épurée par décantation. Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu. Son développement est dû à ses excellentes performances de dépollution (rendement supérieur à 95 %) par rapport aux autres procédés existants. En contre partie, suivant le type d'effluents à traiter, ce procédé peut être difficile à maîtriser notamment pour le traitement de l'azote et du phosphore ou en cas de variations importantes des flux à traiter (**Cardot, 1999**).

c. Les procédés à culture hybride

Résultant, comme nous l'avons vu précédemment, du couplage d'un système à culture libre avec un système à culture fixée au sein du même réacteur, sont proposés et utilisés pour le traitement des effluents de petites municipalités (**Tizghadam Ghazani, 2007**). L'avantage principal des procédés hybrides est de permettre des possibilités de traitement plus élevées sans nécessiter d'augmenter le volume de bassin d'aération (**Germain et al., 2007**). Deux grandes familles de bioréacteurs à membrane :

- les bioréacteurs à membrane externes : installés à l'extérieur du bassin d'aération ;
- les bioréacteurs à membrane immergées : installés à l'intérieur du bassin d'aération (**Degremont, 2005**).

La diversité des technologies et l'efficacité de chacune d'entre elles, permet également de concevoir des filières adaptées à chaque besoin spécifique dans le but d'atteindre le juste coût économique (Corsin et Le Strat, 2007).

Tableau I.6. Eléments de comparaison entre les procédés classiques et le lagunage

Procédés d'épuration Elément de comparaison	Procédés classiques		Lagunage		
	boues activées	Lits bactériens et disques biologiques	Lagunage naturel (traitement complet)		Lagunage aéré
			à micro-phytes	à macro-phytes	
Principe de l'épuration eaux	biologique aérobie	biologique aérobie	biologique aérobie	biologique aérobie	biologique aérobie
Etat de la culture	libre – floculée	fixée sur un support	libre peu floculée	en partie fixée sur support	libre peu floculée
Temps de séjour dans les bassins	quelques heures à quelques jours	quelques minutes à quelques heures	>2 mois	>2 mois	> 2 semaines
Contrôle de la culture	Enrichissement par recyclage contrôle artificiel	autorégulation	autorégulation	autorégulation	autorégulation
Mode de fourniture d'oxygène	aération mécanique	aération par ruissellement	fourniture par les algues	fourniture par les algues	aération mécanique
Boues âge de la culture bactérienne	1 à 30 jours	quelques jours	2 mois	plusieurs mois	3 semaines
Degré de stabilisation à l'extraction	variable suivant la charge massique	très faible	très important	très important	très important
Elimination des germes	1 à 2 u log	1 à 2 u log	3 à 5 u .log	3 à 5 u. log (données à confirmer)	2 à 3 u. log

Source (Mehaignerie et *al.*, 1979)

I.2.3.4. Traitement tertiaire

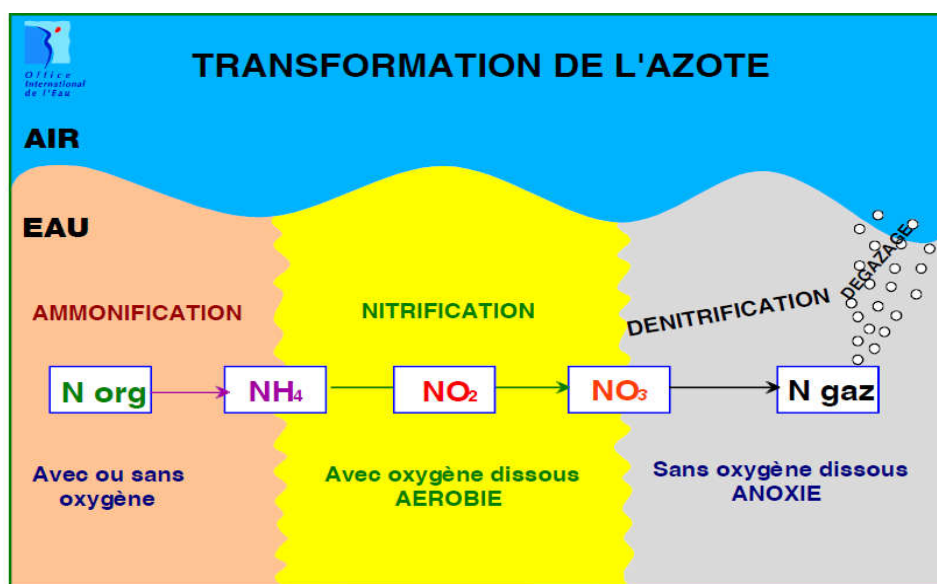
Les traitements complémentaires sont des opérations physiques, chimiques ou biologiques, qui permettent d'améliorer les caractéristiques d'une eau résiduaire après un traitement biologique ou un traitement physico-chimique. On leur fait appel lorsqu'il est nécessaire d'assurer une protection complémentaire du milieu récepteur ou en raison d'une réutilisation immédiate de l'eau épurée, comme eau industrielle ou agricole, ou indirecte, rejet ou réalimentation de nappe.

Il s'agit en fait d'affiner l'eau en poussant l'épuration le plus loin possible avec la possibilité de viser deux objectifs différents :

l'amélioration des performances sur les paramètres classiques (MES, DBO₅, DCO) : le traitement tertiaire est alors un affinage qui peut être obtenu par différentes techniques, filtration sur sable, adsorption sur charbon actif...

- L'action spécifique sur un paramètre qui n'est que peu ou pas touché par les traitements classiques, c'est le cas de la désinfection (chloration ou ultraviolet), par laquelle on s'attache à réduire la pollution bactérienne, ou des procédés visant l'élimination des éléments nutritifs (azote ou phosphore) par des traitements biologiques (nitrification et dénitrification de l'azote (voir **figure I.2**)) ou physico-chimiques (précipitation du phosphore) (**Rejsek, 2002**).

Les eaux usées bénéficiant d'un traitement tertiaire contiennent si peu de nutriments qu'elles ne peuvent permettre une forte croissance microbienne. Le traitement tertiaire est la méthode la plus complète pour traiter les eaux d'égouts, mais elle n'a été généralisée en raison de son coût (**Madigan et Martinko, 2007**).



Source (OIEau, 2005)

Figure I.2. Mécanismes d'élimination de l'azote dans les procédés biologiques.

I.2.3.5. Le traitement des boues

L'épuration des eaux résiduaires urbaines aboutit à la production régulière de sous-produits constitués par les boues en provenance de décanteurs primaires et/ou secondaires, soit en moyenne 40 à 50 g de matières sèches par jour et par habitant.

Ces boues, avant leur élimination, subissent un traitement adapté à leur nature ainsi qu'à leur destination, afin :

- D'en réduire le volume, en éliminant l'eau (les boues sont, en effet, extraites liquides du système de traitement de l'eau). Ceci est réalisé par un procédé d'épaississement qui est une concentration de la boue par décantation puis par un procédé de déshydratation permettant d'éliminer une quantité d'eau liée aux MES plus importante, par filtre presse ou centrifugation.

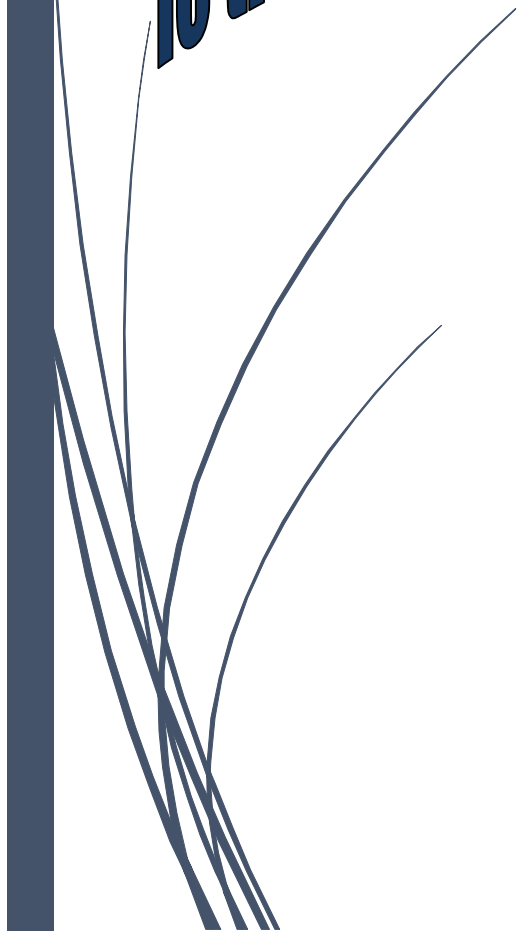
- D'en réduire le pouvoir fermentescible par stabilisation en diminuant le taux des matières organiques qui peuvent fermenter dans le milieu naturel sous l'action des microorganismes. La stabilisation peut être réalisée par manière biologique grâce aux bactéries contenues dans les boues en aérobiose (stabilisation aérobie par aération prolongée des boues) ou en anaérobiose (digestion anaérobie des boues avec production de biogaz).

Le problème des boues se pose en termes d'évacuation ; trois solutions sont possibles :

- La mise en décharge des boues stabilisées et déshydratées mais n'est plus réalisable à partir de 2002 ;
- La valorisation agricole par épandage sur des sols agricoles où elles vont jouer un rôle d'engrais. Elles sont utilisées sous forme liquide, solide ou sous forme de compost, mais toujours stabilisées ;
- L'incinération qui présente un intérêt pour les boues auto-combustibles, c'est -à- dire fraîches et déshydratées avant leur évacuation(**Rejsek, 2002**).



CHAPITRE II
Lagunage aéré dans
le traitement des eaux usées



II.1. Définition

Les lagunes aérées sont parfois appelés dans la littérature comme les lagunes d'aération (**Gray, 1989**), bassins de stabilisation aérés (**Eckenfelder et O'Connor, 1961; Sackellares et Barkley, 1985; Hall et Randle, 1994**), les étangs de stabilisation gazéifiés (**Griffith, 1968**), les étangs aérés (**Metcalf et Eddy, 1991**) et la surface des bassins aérée (**Soper et al., 1975**). Élimination des polluants des eaux usées est l'objectif principal d'un lagunage aéré.

Le lagunage aéré est un procédé de traitement biologique principalement aérobie, à cultures libres (**Rassam et al., 2012**). Dans le cadre des procédés de traitement, des lagunes aérés tombent entre les lagunes de stabilisation facultatifs et le processus à haut débit des boues activées (**Fletcher, 1980; Gray, 1989**). Elles sont équipées d'un système d'aération artificiel qui assure l'oxygénation des eaux usées. Ce dernier est apporté mécaniquement par un aérateur de surface ou une insufflation d'air.

II.2. Principe

Le principe du lagunage repose essentiellement sur la dégradation de la matière organique contenue dans les eaux usées par une chaîne alimentaire de micro-organismes colonisant successivement les différents bassins et se livrant à des phénomènes de compétition et de prédation où le rendement photosynthétique est important avec une prolifération d'algues sous l'effet conjugué de la présence des dérivés azotés et phosphorés dans l'eau (**Oueslati et al., 2000**). Le lagunage a été reconnu comme l'un des procédés les plus efficaces en matière d'élimination des germes pathogènes ; et ce, surtout en raison des très longs temps de séjour qu'il développe par rapport aux autres technologies d'épuration (**Nameche et al., 1996**).

Ce principe ne se différencie des boues activées que par l'absence de système de recyclage des boues ou d'extraction des boues en continu (**Zobeidi et al., 2015**).

Les espèces varient en quantité et en nature selon les caractéristiques du milieu : nature des effluents à traiter, charge organique, conditions climatiques, profondeur d'eau (**Diette et Vimont, 2007**).

II.3. Historique du lagunage aéré

La première lagune dans le monde date de 1901, elle est conçue dans la ville de San Antonio du Texas. Il s'agit d'un lac artificiel de 275 hectares, le bassin connu aujourd'hui sous le nom de "lac Mitchell", il est toujours en service. A partir de 1920, on a assisté à un large développement du lagunage à travers le monde (Etats unis, Canada, Australie, Suède). Toute fois pour la construction des différents bassins, il n'y avait aucun calcul, aucune étude préalable. On aménagea les lagunes en fonction de la topographie du sol existant et de configuration du terrain disponible (**Morel, 1996**).

Depuis plusieurs décennies, les bassins de stabilisation aérés sont connus comme des systèmes extensif applicable dans les pays en voie de développement au niveau des petites collectivités rurales là où les procédés classiques de traitement sont trop coûteux en technologie importée, matériel et énergie; et également où la disponibilité de l'eau pose problème (**Shuval et al.,1986**).

En plus du traitement des eaux usées domestiques, ces lagunes ont été utilisées pour le traitement de divers déchets. Par exemple, il a été rapporté dans la littérature qu'ils ont été utilisés pour le traitement des effluents des usines de matériaux de toiture (**Loehr et McKinney, 1966**), des élevages de canards (**Loehr et Schulte, 1970**), des usines de textile (**Bartsch et Randall , 1971**), industries des pâtes et papiers (**Stuthridge et al., 1991**), des industries forestières (**Sackellares et Barkely,1985**), de lixiviat (**Robinson et Grantham, 1988**), de fumier de porc (**Schulz et Barnes, 1990**), production laitière (**Lal et Verma, 1989**), des déchets de blanchisserie (**Mann, 1970**), de l'industrie de transformation de pommes de terre (**Rusten et al., 1991**). Il a été rapporté qu'un lagunage aéré peut éliminer un tiers à une moitié de composés halogénures organiques présents dans les eaux usées (**Amy et al., 1988**).

Différentes combinaisons de lagunes aérées ont été utilisées dans des applications pratiques. (**Malina et al., 1971**) a recommandé l'utilisation des lagunes chicanes ou non, préparés suivant une lagune aéré afin de réduire les effluents solides en suspension.

Les travaux de (**Murphy et Wilson, 1974**) ont étudié une usine à grande échelle de traitement des eaux usées en Caroline composé d'une lagune aérée complètement mélangé suivi de deux lagunes partiellement mixtes, connectés en série, et un lagune non aérée à la fin de ces quatre cellules système de traitement. En 1987, **Oleszkiewicz et Sparling** ont également étudié un système constitué d'une cellule complètement mélangé suivi de deux bassins facultatifs utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques.

À la fin des années 90, l'Algérie a adopté pour le traitement des eaux usées des centres ruraux et urbains le lagunage aéré comme étant la solution technique la plus adaptée au contexte économique et climatique. À note le nombre de stations d'épuration en exploitation à fin Juillet 2017 est de 142, dont 71 stations de lagunage où 27 STEP sont type de lagunage aéré (**ONA, 2017**).

II.4. Facteurs influents le pouvoir épurateur

II.4.1. Facteurs climatiques :

- a. Radiations solaires :** Elles constituent le principe source de chaleur dans la lagune en favorisent la dégradation de la matière organique. Ces radiations solaires sont indispensables à la photosynthèse. L'aération de surface joue un rôle minime dans la livraison d' O₂ aux organismes aérobies. La grosse part d' O₂ est fournie par les algues, qui ne peuvent produire de l'O₂ qu'en présence de lumière adéquate (**Idder, 1998**).

- b. Température :** La température est un facteur très important aussi, elle agit directement sur la vitesse des réactions biologique. L'activité biologique du milieu est plus importante autant que la température augmente. L'optimum se situe autour de 25°C. Il y a une forte croissance algale au temps que la température de l'eau atteint 20°C (**Boukhetala et Iddou, 2010**).
- c. Le vent :** Le vent est un facteur non négligeable, car il joue un rôle important dans la répartition de la température et de l'oxygène dissous dans la phase eau et évite ainsi la stratification. Il permet également le renouvellement de la pellicule d'air située immédiatement au dessus de la surface d'eau évaporant et collabore aux échanges d'azote sous forme de N₂ ou de NH₃. L'effet maximum du vent est obtenu quand il peut circuler sans rencontrer d'obstacle sur 100 m à 200 m. Ainsi, les petits bassins ont tendance à se stratifier davantage que les grands (**Idder, 1998**).
- d. L'évaporation :** Dans la période estivale l'évaporation est très intense, elle peut diminuer le débit des effluents traités et peut augmenter la charge. Elle peut être néfaste et doit donc être prise en compte lors du dimensionnement (**Moersidik, 1992**).

II.4.2. Facteurs physiques

- a. Nombre d'étangs :** Il est reconnu que pour un temps de rétention total donné, le rendement augmente avec le nombre d'étage en série, du moins jusqu'à un total de quatre cellules. Dans les très grandes installations où la capacité requise nécessite l'établissement de plus de quatre étangs, on considère alors deux séries d'étangs ou plus en parallèle. La réalisation d'au moins deux étangs en série est privilégiée pour les petites stations. L'un des étangs ou les deux peuvent être séparés au moyen d'un mur rideau de façon à obtenir trois ou quatre cellules, permettant ainsi d'augmenter le rendement sans devoir augmenter le temps de rétention (**White et Rich, 1976**).
- b. Forme des bassins :** La forme de bassins doit être hydrodynamique pour faciliter la circulation des effluents et éviter aussi les zones mortes. Lorsque les étangs sont construits en terre, ce qui est le cas pour la majorité des installations, les berges intérieures ainsi que les côtés extérieurs des digues ont une pente de 3 H:1 V. Une bande de protection d'une largeur d'au moins 3 m est requise sur la paroi intérieure des étangs, dans la zone où se situe la surface du plan d'eau, afin de minimiser l'érosion. Certains auteurs recommandent des bassins de forme plutôt rectangulaire mais il n'existe pas des critères standards de rapport longueur /largeur (**Horan, 1990**).
- c. Profondeur des bassins :** La profondeur agit directement sur la pénétration de la lumière qui favorise la photosynthèse des profondeurs disparates ont été utilisées, de 1,2 m à aussi haut que 5.0 m (**Bartsch et Randall, 1971**), jusqu'à 6.1 m (**Gunning, 1979**). Les lagunes

profonds sont utilisés pour assurer d'une façon adéquate le transfert d'oxygène et de permettre la décomposition anaérobie suite à une zone de sédimentation à la base de la lagune (Eckenfelder, 1982). Différentes tailles de lagunes ont été utilisées, en fonction de la vitesse d'écoulement de l'eau usée à traiter et le degré de traitement requis.

d. Temps séjours : l'efficacité d'un traitement par lagunage dépend étroitement du temps de séjour qui est plus long en hiver qu'en été (période favorable avec la conjugaison de la lumière et de la température). Le temps de séjour réel est donc un critère important. Il doit être déterminé en fonction du débit de sortie mesuré, soumis aux pertes hydrauliques. Un effluent concentré peut provoquer facilement une augmentation des concentrations de sortie si le temps de passage n'est pas très élevé. Les eaux à traiter doivent séjourner dans les bassins pendant une durée supérieure ou égale au temps nécessaire à leur épuration (Rich, 1982).

II.4.3. Les facteurs chimiques

- a. **Le pH :** Le pH est un paramètre très important pour le pouvoir épuratoire. Un milieu très alcalin ou très acide ne peut être toléré puisqu'il y a une limite de tolérance imposée par les micro-organismes (Dekkich, 2007).
- b. **La charge organique :** La charge organique a son poids dans le pouvoir épuratoire. Il faut la choisir de façon à répondre aux exigences des micro-organismes sans dépasser le seuil de surcharge ou un manque de charge (Tchimogo, 2001).
- c. **La composition en sels minéraux :** Cette composition doit être suffisante afin d'assurer aux végétaux une croissance normale, tout excédant peut provoquer des inhibitions (Moersidik, 1992).

II.4.4. Facteurs biologiques : Le lagunage est basé sur des mécanismes d'épuration naturels où chaque organisme a un rôle à jouer, tout particulièrement les bactéries et les algues. Un des rôles essentiels du lagunage est l'oxygénation de l'eau par les algues, qui est suivie par une minéralisation et une production des déchets inorganiques. On reconnaît trois avantages aux algues ; la réoxygénation, la minéralisation et la production d'une chaîne alimentaire (Moersidik, 1992).

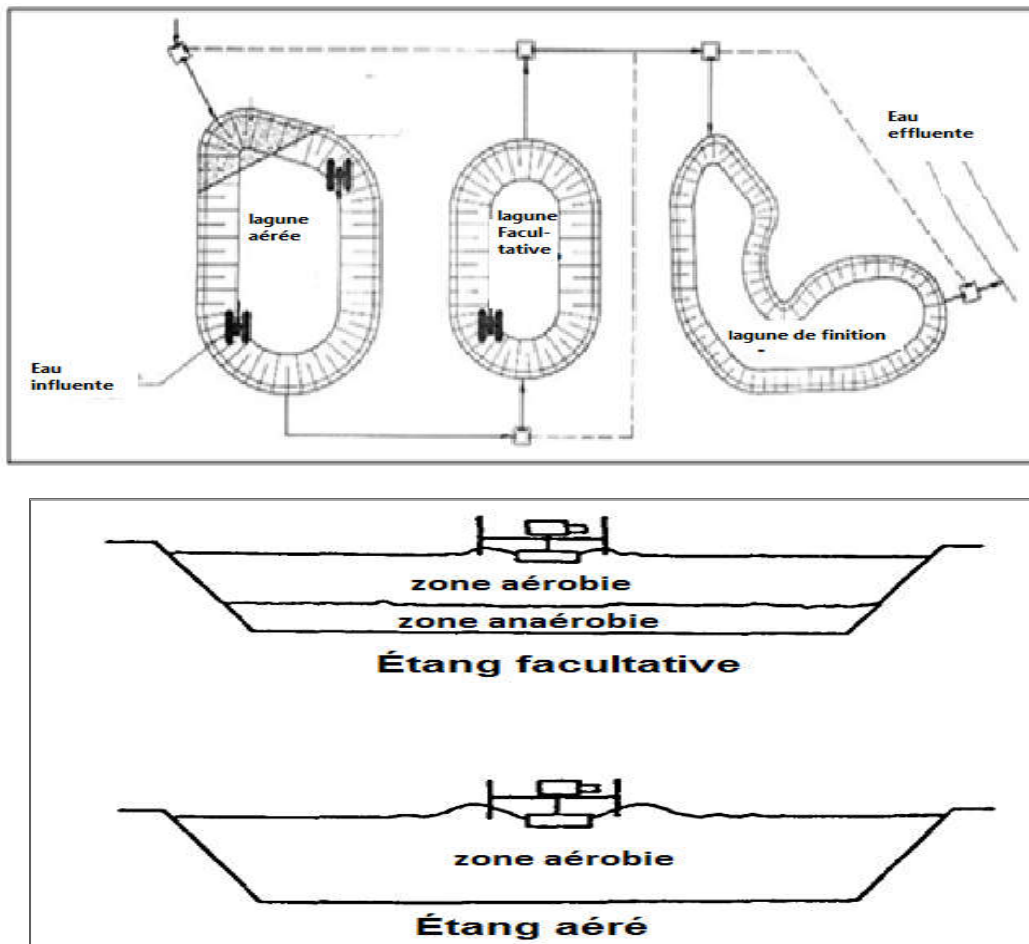
II.5. Type d'étangs

On distingue trois types de lagunages aérés:

- Étangs aérés ;
- Étangs facultatifs ;
- Étangs des finitions (Maturation).

II.5.1. Étangs aérés

Les étangs aérés sont constitués de bassins dans lesquels l'oxygénation est réalisée au moyen de diffuseurs d'air installés au fond des bassins ou d'aérateurs de surface. Les étangs sont en condition de mélange partiel, c'est-à-dire que l'énergie de brassage est insuffisante pour éviter des dépôts. Seule une partie des matières solides est maintenue en suspension. Une partie des matières en suspension décantent au fond des bassins, où elles constituent les boues qui entrent en digestion anaérobie. Les charges organiques appliquées et les matières organiques solubles provenant de la digestion des boues sont oxydées dans les zones supérieures aérobie. Pour obtenir un effluent clarifié, il est nécessaire de prévoir une zone sans apport d'air à la fin du dernier étang ou un dernier étang non aéré.



(Source: Al- Jasser, 1995)

Figure II.1. Type des étangs de système lagunage aéré.

a. Système d'aération

Dans les étangs aérés facultatifs, le système d'aération doit fournir une quantité d'oxygène suffisante pour satisfaire aux demandes carbonée et azotée dans chaque étang pour chaque condition particulière d'alimentation en tenant compte des diverses formes d'activités biologiques

qui se produisent dans les étangs. Il doit aussi assurer une dispersion adéquate de l'oxygène dissous. Pour ce faire, une concentration minimale d'oxygène dissous de 2 mg/L doit être maintenue en tout temps partout dans les étangs sauf dans la couche de boues déposées.

Pour déterminer le nombre et la capacité des appareils d'aération, il faut, après avoir calculé les besoins en oxygène aux conditions réelles (AOR) tel qu'indiqué ci-dessus, calculer les besoins en oxygène équivalents aux conditions standard (SOR) (eau claire à 20 °C) puisque la capacité des appareils est définie et vérifiée aux conditions standard. La capacité de transfert d'oxygène des appareils d'aération en conditions réelles (OTR_F) peut aussi être déterminée par rapport à sa capacité à la condition standard (SOTR). Le rapport entre les conditions réelles et les conditions standard est établi à l'aide de l'équation de Shell :

$$\frac{AOR}{SOR} = \frac{OTR_F}{SOTR} = \alpha \cdot F \cdot \theta^{(T-20)} \cdot \frac{(\beta C_{sw} - C_L)}{C_{ss}}$$

Où

AOR	=	demande en oxygène aux conditions réelles (kg O ₂ /h)
OTR _F	=	taux de transfert d'oxygène de l'appareil d'aération aux conditions réelles (kg O ₂ /h)
SOR	=	demande en oxygène aux conditions standard (kg O ₂ /h)
SOTR	=	Taux de transfert d'oxygène de l'appareil d'aération aux conditions standard (kg O ₂ /h)
α	=	facteur de correction pour la nature de l'eau et le type d'équipement
F	=	facteur de correction pour la perte d'efficacité (valeur fournie par le manufacturier, généralement comprise entre 0,8 et 1,0)
Θ	=	coefficient de température de l'eau (valeur de 1,024 normalement utilisée)
T	=	température de l'eau (°C)
β	=	facteur de correction de la concentration d'oxygène dissous à saturation pour la nature de l'eau
C _{sw}	=	concentration de l'oxygène dissous à saturation dans l'eau de procédé, corrigée pour la température, la pression barométrique et la profondeur (mg/L)
C _L	=	concentration d'oxygène dissous à maintenir dans le liquide (mg/L) (généralement 2,0 mg/L)
C _{ss}	=	concentration d'oxygène dissous à saturation en eau claire aux conditions standard, corrigée pour la profondeur (mg/L)

Les concentrations C_{sw} et C_{ss} sont calculées à l'aide des équations de Shell suivantes :

$$C_{sw} = C_{ST} \frac{(P_b + 9.78 DWD \cdot f)}{P_s}$$

$$C_{ss} = C_{s20} \frac{(P_s + 9.78 DWD \cdot f)}{P_s}$$

C _{s20}	=	concentration d'oxygène dissous à saturation en eau claire pour une température de 20 °C et une pression de 1 atmosphère (mg/L) (C _{s20} = 9,092 mg/L)
P _b	=	pression barométrique (kPa)

P_s	=	pression standard (kPa) ($P_s = 101,3$ kPa)
DWD	=	profondeur de relâche des bulles d'air (m)
f	=	facteur de profondeur effective (valeur fournie par le manufacturier généralement comprise entre 0,2 et 0,4)

Les valeurs des facteurs de correction α et β sont les suivantes :

- Facteur α :
 - i. Systèmes à moyennes ou grosses bulles : de 0,75 pour la première cellule à 0,90 pour le dernier étang
 - ii. Systèmes à fines bulles : de 0,60 pour la première cellule à 0,90 pour la dernière cellule.
- Facteur β : 0,95 minimum pour tous les étangs.

Le nombre d'appareils requis pour satisfaire les besoins d'oxygénation est obtenu en divisant la valeur SOR d'un étang par la valeur SOTR de l'appareil ou en divisant la valeur AOR de l'étang par celle d'OTRF de l'appareil (Roche, 1992).

b. Géométrie

La profondeur d'eau dans les étangs aérés se situe généralement entre 3 et 5 m, les profondeurs les plus grandes étant utilisées surtout pour les grandes installations.

Lorsque les étangs sont construits en terre, ce qui est le cas pour la majorité des installations, les berges intérieures ainsi que les côtés extérieurs des digues ont une pente de 3 H:1 V.

L'équation permettant de calculer le volume d'eau d'un étang peut s'écrire de différentes façons, selon qu'elle est exprimée par rapport aux dimensions au niveau du plan d'eau ou celles au fond de l'étang. Celle proposée par Reed *et al.* s'écrit de la façon suivante (Consultants PBR, 1992) :

$$V = [L.l + (L - 2 s . H)(l - 2 s . H) + 4(L - s . H)(l - s . H)] \frac{H}{6}$$

Où

V	=	Volume d'eau, m ³
L	=	Longueur au plan d'eau, m
l	=	Largeur au plan d'eau, m
H	=	Profondeur d'eau, m
s	=	Pente des berges (s = 3 pour 3 H:1 V)

c. L'abattement des matières organiques :

Le volume des étangs aérés est établi sur la base d'un calcul de l'enlèvement de la DBO₅ en fonction du temps de rétention hydraulique. Divers modèles mathématiques ont été élaborés à cette fin. Le modèle les plus publiés sur la performance des étangs aérés conviennent que la cinétique de premier ordre peut décrire le processus satisfaisant est celui développé par Eckenfelder (1970). Ce modèle s'exprime de la façon suivante :

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + K_e \cdot t} \times FC$$

Où

S_e	=	DBO ₅ à l'effluent, mg/L ;
S_0	=	DBO ₅ à l'influent, mg/L ;
K_e	=	Taux d'enlèvement de DBO ₅ , J ⁻¹ ;
t	=	Temps de rétention, J ;
FC	=	Facteur de correction pour tenir compte de la DBO provenant des produits de la décomposition anaérobie qui s'effectue au fond de l'étang.

Dans certains références de la littérature, la DBO₅ totale des effluents aurait été utilisé comme la valeur de S_e dans l'équation ci-dessus, alors que S_0 représente généralement la DBO₅ à l'influent (Narasiah et al., 1987). Le rapport S_e/S_0 doit être calculé pour chacun des étangs d'un système de plusieurs étangs en série. Pour le premier étang, S_e devient S_{e1} . Pour le deuxième étang, S_0 devient S_{e1} et S_e devient S_{e2} et ainsi de suite.

Le facteur de correction F.C. s'applique seulement au premier étang pour une série de deux étangs, et seulement au premier et au deuxième étangs pour une série de trois étangs ou plus, à cause de l'importance plus grande des dépôts sujets à une décomposition anaérobie dans les premiers bassins. Les valeurs de F.C. utilisées sont de 1,2 pour les conditions d'été et de 1,05 pour les conditions d'hiver (Rich, 1999).

La valeur de K_e dépend de la nature des eaux usées et de la température. L'ingénieur peut utiliser une autre valeur de K_e s'il peut la justifier au moyen d'essais en laboratoire effectués avec l'eau usée à traiter. La valeur de K_e à la température T peut être établie au moyen de l'équation suivante :

$$K_e(T) = K_e(20^\circ\text{C}) \theta^{(T-20)}$$

Où

T	=	Température de l'eau dans l'étang, °C;
$K_e(T)$	=	Taux global de disparition du substrat à la température T, J ⁻¹ ;
$K_e(20^\circ\text{C})$	=	Valeur de K_e à 20 °C, J ⁻¹ ;
θ	=	Coefficient de température.

Dans la littérature, différentes valeurs de θ et $K_e(20^\circ\text{C})$ pour les eaux usées sont signalés. Ils sont résumés dans le tableau II.3.

Tableau II.1 Valeurs rapportées pour θ et K_e (20°C) et la littérature.

K_e (20°C)	θ	Référence
0.12 - 0.69	1.056 – 1.135	Benfield et Randall (1980)
0.42 - 0.51	1.035 – 1.041	Thirumurthi (1979)
0.37	1.07	Jalbert (1983) ($t \geq 20$ Jours)

(Source: Al- Jasser, 1995)

La température de l'eau dans une lagune aérée peut être déterminée par l'équation proposée par **Eckenfelder (1967)**:

$$T_w = f \cdot A(T_w - T_a)(T_i - T_o) \cdot Q$$

Où

T_w	=	Température de l'eau dans une lagune, °C;
f	=	Facteur de proportionnalité;
A	=	Surface de la lagune, m ² ;
T_a	=	Température de l'air, °C;
T_i	=	Température d'influent des eaux usées, °C;
T_o	=	Température d'effluent d'eaux usées, °C;
Q	=	Débit d'eaux usées, m ³ ·J ⁻¹ .

d. L'abattement des matières solides

La concentration de la biomasse dans une lagune aérée complètement suspendue peut être prédite à l'aide d'une relation développée à partir d'un bilan de masse en régime permanent à travers de lagune (**Balasha et Sperber, 1975; Arceivala, 1983**), la concentration de biomasse à l'effluent du réacteur (ou dans le réacteur) peut être obtenue à l'aide de l'équation suivante :

$$X_1 = \frac{Y(S_0 - S_1)}{1 + K_d(V/Q)}$$

Où,

Y	=	Rendement de croissance, et a appelé coefficient de synthèse (mg MVS /mg substrat);
K_d	=	Taux de décroissance spécifique, et a appelé coefficient de taux d'auto-oxydation (J ⁻¹).

La valeur de Y est caractéristique de la nature des eaux usées, pour les eaux usées domestiques, les valeurs indiquées sont comprises entre 0,5 et 0,8 (**Tchobanoglous et collab. 2003**). Coefficient K_d exprime le taux d'auto-oxydation cellulaire et les valeurs citées dans la littérature varient entre 0,05 et 0,08 j⁻¹ (**Eckenfelder, 1967**). Les matières solides en suspension présents dans la lagune sont constitués de solides inertes qui sont organiques et inorganiques, dans l'influent et la biomasse.

e. Puissance spécifique

La puissance de mélange requise pour maintenir les solides en suspension est fonction de plusieurs facteurs, tels que le type d'aérateurs, la concentration des matières en suspension, la température de l'eau, la géométrie des bassins, etc. (Tchobanoglous et al., 2003).

Certaines valeurs rapportées dans la littérature pour la puissance de mélange requise dans le bassin à mélange complet sont de l'ordre de 6 W/m^3 (Grady et al., 1999). Cependant, lorsque la concentration de la DBO_5 est élevée à l'entrée du système de traitement, la puissance d'aération requise peut être supérieure à la puissance d'agitation requise. À l'inverse, lorsque les eaux sont faiblement concentrées, la puissance de mélange requise dans le bassin à mélange complet peut être supérieure aux besoins en aération.

Des formules empiriques ont été élaborées pour définir la puissance requise pour des aérateurs mécaniques à faible vitesse en fonction de la concentration des matières en suspension (pour $\text{MES} \leq 2000 \text{ mg MES/L}$) (Rich, 1999). Selon la littérature, la puissance en W/m^3 peut se définir de la façon suivante :

$$\text{Puissance} = (0.004 \times \text{MES}) + 5$$

Une attention particulière doit être portée à l'espacement des aérateurs afin de maintenir un niveau d'agitation uniforme dans les bassins. Généralement, un plus grand nombre de petits aérateurs est préférable à un nombre restreint d'aérateurs de plus grande puissance.

f. Rendement

Les données de suivi de 500 stations d'épuration municipales de type étangs aérés en 2009 sont classés en différents niveaux de rendement en fonction de la taille de l'ouvrage d'assainissement (débit), de l'apport industriel, du nombre d'étangs en série et du temps de rétention total avant majoration pour l'accumulation des boues, indiquent une concentration moyenne annuelle globale en MES de $13,0 \text{ mg/L}$ à l'effluent et un pourcentage d'enlèvement moyen de $91,0 \%$, tous niveaux de rendement confondus, indiquent une concentration moyenne à l'effluent de $10,7 \text{ mg/L}$ et un pourcentage d'enlèvement moyen de $90,0 \%$.

Narasiah et al., (1987) dans ses études sur deux étangs aérés à grande échelle au Québec, Canada, fonctionnant à $3,5 \text{ W/m}^3$ en série, a observé que l'élimination des phosphates était de 43% en été (19°C de la température des eaux usées) et 16% en hiver (3°C température des eaux usées).

Les niveaux de rendement pour le rabatement des coliformes dans les étangs aérés a été signalé à aller de 90 à 99% en été et 60% ou moins en hiver, dans les lagunes unicellulaires (Arceivala, 1983).

II.5.2. Etangs facultatifs

Les étangs facultatifs se caractérisent par trois zones, une zone supérieure aérobie et une zone anaérobie et l'autre est intermédiaire, avec une purification active se produisant dans les trois. L'étang facultatif est conçu pour l'élimination de la DBO et dimensionnée sur la base de la charge volumique ($\text{g DBO} / \text{m}^2 \cdot \text{j}$) (Hassan, 2011). Les étangs facultatifs sont souvent classés en primaires ou secondaires. Au fur et à mesure que la matière organique pénètre dans le bassin, la matière colloïdale décontractée et floculée s'installe au fond pour former une couche de boue où la matière organique est décomposée en zone anaérobie. Le reste de la matière organique, soit soluble ou en suspension, passe dans le corps de l'eau où la décomposition est principalement aérobie ou facultative, bien qu'elle soit parfois anaérobie (Gray, 2004).

Trois zones existent dans les étangs facultatifs: (AFM, 1988)

- Une zone de surface où les bactéries aérobies et les algues existent dans une relation symbiotique.
- Une zone de fond anaérobie dans laquelle les solides accumulés sont activement décomposés par bactéries anaérobies.
- Une zone intermédiaire partiellement aérobie et partiellement anaérobie dans laquelle la décomposition des déchets organiques est réalisée par des bactéries facultatives.

Gawasiri (2003), indique que les étangs facultatifs suivent normalement des étangs anaérobies dans un système bassins de lagunage aéré. Les bassins facultatifs ont généralement d'une profondeur de 1,5 à 2,0 m. (Gloyna, 1971; Mara *et al.*, 2007), tandis que Liu (2007) a indiqué que la profondeur d'étang facultatif varie entre 1,2 et 1,5 m.

II.5.3. Etangs des finitions (maturation)

Les bassins de maturation peuvent aussi être appelés bassins de polissage ou de finition lorsqu'ils sont utilisés en guise de traitement tertiaire. La taille et le nombre de bassins de maturation dépend des normes de rejet ou de la qualité microbiologique souhaitée (UNESCO, 2008). Ils sont constitués de grands bassins en terre de profondeur moindre que les étangs aérés, la faible profondeur des lagunes de maturation (de 1 à 1,5 mètres) est indispensable afin de maintenir le bassin en conditions d'aérobiose et de permettre aux rayons du soleil de pénétrer jusqu'au fond du bassin. Il a un temps de rétention de 3 à 10 jours (avec un minimum de 5 jours quand on a une seule lagune de maturation).

Le but premier des bassins de maturation est l'enlèvement des pathogènes (cela ne veut pas dire pour autant que la DBO n'est plus éliminée dans ce type de bassin) (El Haite, 2010).

Tableau II.2. Base de dimensionnement pour la lagune de décantation.

Paramètres	Base de dimensionnement
Volume	0,6 à 1 m ³ par usager desservi (2 bassins de 0,3 à 0,5 m ³ /EH)
Forme du bassin	rectangulaire avec un rapport largeur / longueur égal à 2/1 ou 3/1
Profondeur	2 m afin de laisser un mètre d'eau libre avant soutirage des boues.

Source (Berland *et al.*, 2001)

Les systèmes d'étangs non aérés conçus pour accumuler les eaux usées en hiver et en été avec deux périodes de déversement par année, soit au printemps et à l'automne, sont généralement assujettis à des exigences d'exploitation plutôt qu'à des exigences de rejet. Ces exigences fixent les périodes de l'année pendant lesquelles un déversement est permis. Ces périodes sont déterminées pour chaque projet en tenant compte des contraintes de protection du milieu aquatique.

La concentration typique en DBO₅ à l'effluent d'un système d'étangs non aérés est de l'ordre de moins de 20 jusqu'à 40 mg/L (Ross *et al.*, 1981). La concentration en MES, selon les mêmes références est de l'ordre de moins de 20 jusqu'à 100 mg/L, les valeurs les plus élevées se trouvant en périodes de plus forte production d'algues.

Les étangs non aérés permettent un rabattement significatif du taux de coliformes fécaux. Des données recueillies sur quelques installations au Québec en 1990 montraient un taux de coliformes fécaux à l'effluent dont la moyenne géométrique se situait entre 400 et 20 000 coliformes fécaux par 100 ml selon les installations. Ces résultats se comparent à ceux indiqués dans la littérature (Laurin, 1995).

II.6. Performances de lagunage aéré

Le lagunage aéré est reconnu comme un procédé d'épuration efficace, notamment au niveau des charges oxydables (90%). Pour les nutriments, l'élimination reste limitée à l'assimilation bactérienne et reste de l'ordre de 25-30 %. Les performances sont fonction de la température (activité des microorganismes), de la charge appliquée et donc de la dilution des eaux entrantes. (AERM, 2007).

II.6.1. Avantages technique

Ce procédé est particulièrement tolérant à de très nombreux facteurs qui engendrent, en général, de très sérieux dysfonctionnements dans les procédés d'épuration classiques. Les principaux avantages, tels que compilés par la littérature (Mancini et Barnhart 1968; Barnhart, 1972; Benefield et Randall, 1980; Golueke et Diaz, 1989 ; Berland *et al.*, 2001; AERM, 2007), que tous les types des lagunes aérées sont:

- Tolérant aux variations assez importantes de charge organique et/ou hydraulique ;
- Accepte les effluents très concentrés;
- Caractéristiques de construction sont simples;

- Accepte les effluents déséquilibrés en nutriments;
- Traitements conjoints d'effluents domestiques et industriels biodégradables ;
- Bonne intégration paysagère ;
- Boues stabilisées ;
- Fréquence de curage espacée (tous les deux à cinq ans);
- Exiger un la main-d'œuvre beaucoup moins qualifiée que les méthodes de traitement conventionnelles telles que le processus de boues activées.

II.6.2. Inconvénients technique

Tout comme les lagunages aérés ont des avantages, comme tous les procédés d'épuration, ils ont aussi des inconvénients tels que compilés par la littérature (**Barnhart, 1972; Bartsch et Randall, 1971; Gray, 1989 ; Mancini et Barnhart, 1968; Berland et al, 2001**). Ceux-ci comprennent:

- Exigence de superficie plus grande que les systèmes classiques à boues activées;
- Haute concentration des matières en suspension s'il y'a aucune clarification finale ;
- Sensibilité de l'efficacité aux variations de température de l'air ambiant ;
- Faible qualité des effluents sans séparation des solides;
- Nécessite un agent spécialisé pour l'entretien du matériel électromécanique;
- Coût d'exploitation relativement élevé (forte consommation énergétique);
- Nuisances sonores liées à la présence de système d'aération;
- Difficulté de la modification du processus.



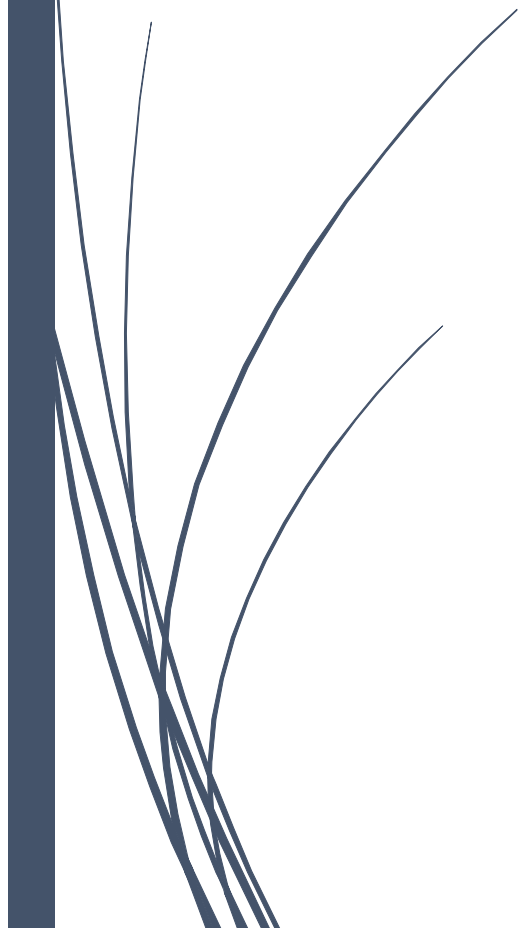
PARTIE EXPÉRIMENTALE





CHAPITRE III

Matériels et méthodes



Le paysage traditionnel du souf est marqué par la beauté. Beauté Spécifique, car l'originalité du souf, établissement humain créée dans un erg, est grande. Mais sa splendeur n'est pas seulement dans le mouvement des dunes ocre ou blanches de l'erg, elle est aussi dans une création humaine, inattendue.

El-Oued : la ville aux mille coupes, capitale du Souf, son architecture s'y distingue de celle des autres villes sahariennes. Au lieu des terrasses, ce sont des coupes qui couvrent les maisons. Mais ses efforts ne sont pas vains car l'ensoleillement est maximum.

Dans ce chapitre,

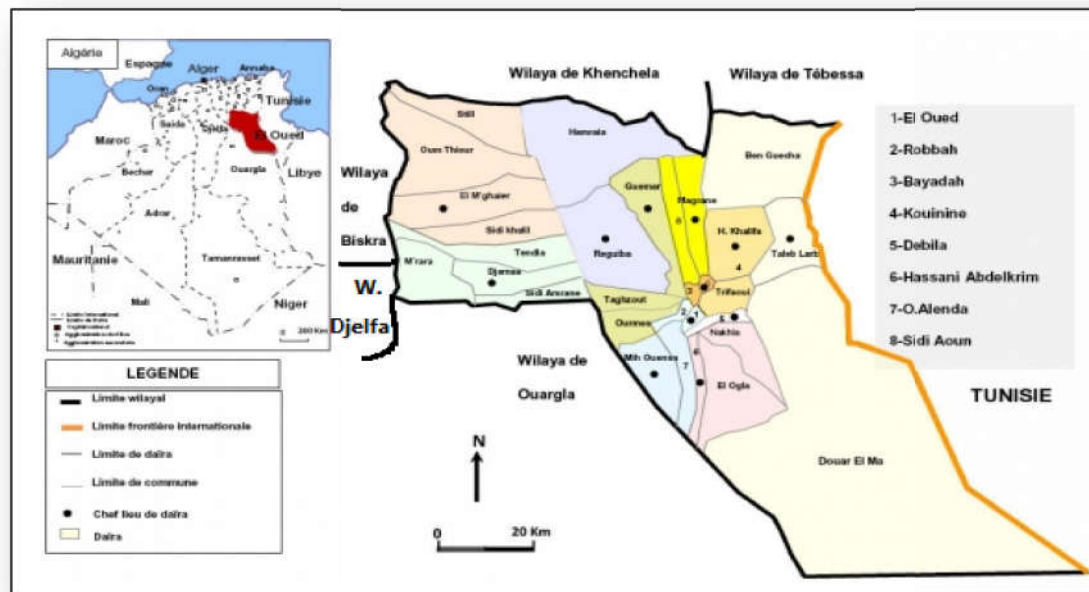
III.1. Situation Géographique

La ville d'Oued Souf, la commune la plus agglomérée, est le chef-lieu de d'El-Oued, l'une de principales oasis du Sahara septentrional Algérien dans l'Ergoriental. Elle est située au Sud-est de l'Algérie à environ 665 Km au Sud-est d'Alger et à 350 Km à l'Ouest de Gabes (Tunisie), au Nord-est du Sahara septentrional. La ville couvre une superficie totale de 40 km².

La wilaya d'El-Oued compte actuellement 30 communes regroupées en 12 Dairas, elle a une superficie de 44586 km² avec une population de 647548 habitants (recensement de 2008) (**figure III.1**). Elle est limitée:

- au Nord par la wilaya de Khenchela, Tébessa, Biskra,
- au Nord-Ouest par la wilaya de Biskra,
- à l'Ouest par la wilaya de Djelfa,
- au Sud et Sud- Ouest par la wilaya d'Ouargla,
- à l'Est par la république Tunisienne

L'agriculture et le commerce représentent les principales activités de la population, c'est un centre d'échange commercial très actif grâce à sa position géographique. L'agriculture dominante est le palmier dattier, ainsi que des cultures protégées (tomate, courgette, poivron, etc.) et le maraichage qui est essentiellement dominé par la culture de la pomme de terre, l'olivier et les céréales. Par ailleurs, la région de Souf a toujours été un centre artisanal, connu particulièrement dans la confection des outils destinés à l'agriculture et les tapis.



Source: P.D.A.U .WILAYA D'ElOued , 1997

Figure III.1. Situation géographique de la région d'EL Oued.

III.2. Etude climatologique

Le climat joue un rôle essentiel sur la morphologie du relief, la végétation, la genèse et le type de sols et sur l'activité agricole. Le climat algérien est caractérisé par sa grande variabilité des précipitations et des températures annuelles. Cette variation est due essentiellement aux irrégularités topographiques et aux influences opposées de la Méditerranée et du Sahara.

Les principaux paramètres climatiques ont été recueillis de l'Office National de la Météorologie (O.N.M) à la station météorologique de l'aéroport d'El-Oued située dans la daïra de Guemar au nord de la ville. Le tableau III.1, montre les données moyennes de température, de précipitation, d'humidité, de la vitesse de vent, d'insolation et d'évaporation et enregistrées sur une période quinze ans (2001-2015).

III.2.1 Température

L'étude hydrogéologique de la zone d'étude devrait comporter l'analyse du caractère thermique, car l'étude de l'évolution de la température est d'une grande importance dans l'estimation de l'évaporation et de l'évapotranspiration. Ce paramètre rend compte également de son apport d'énergie à la végétation, au pouvoir évaporateur qu'il exerce sur les surfaces mouillées, et, enfin, il est à l'origine du fonctionnement du cycle de l'eau.

La période qui s'étale du mois de Novembre au mois d'Avril correspond à la période froide avec un minimum durant le mois Janvier de (10,89 °C) alors que la période chaude de commence à partir du mois de Mai et s'étale jusqu'au mois d'Octobre avec un maximum pendant le mois de Juillet (34,49 °C) ; la moyenne annuelle est de l'ordre de 22,53 °C (**Figure III.2**).

Tableau III.1. Données météorologiques moyennes mensuelles interannuelles de la région d'El-Oued (Période 2001 à 2015) (O.N.M, 2015)

Données Mois	Température (°C)	Précipitation (mm)	Humidité (%)	Vitesse de vent (m/s)	Insolation (heure)	Evaporation (mm)
Janvier	10,89	17,90	64,4	2,64	234,45	76,7
Février	12,88	2,91	53,7	2,58	235,50	104,4
Mars	17,54	8,00	45,1	3,9	265,55	160,2
Avril	21,56	9,33	42,8	4,02	276,99	212,8
Mai	26,39	1,56	39,2	4,09	307,47	265,3
Juin	31,22	0,77	32,7	3,87	342,03	288
Juillet	34,49	0,19	30,9	3,59	352,29	334,4
Août	33,83	2,83	34,8	3,08	330,43	280,9
Septembre	28,96	5,73	45,6	3,28	261,25	202,3
Octobre	24,55	5,96	52,3	2,51	253,66	155,7
Novembre	16,42	6,80	59,5	2,1	233,43	107,9
Décembre	11,62	8,63	67,7	2,32	212,63	95,8
Moyenne annuelle	22,53	5,88	48,54	3,17	275,47	109,37

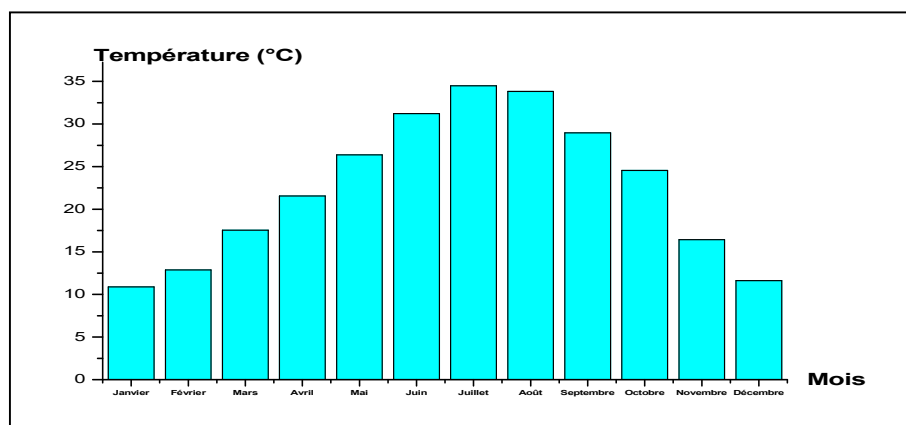


Figure III.2. Répartition moyenne mensuelle interannuelle de la températures durant la période 2001/2015

III.2.2 Précipitations

On entend par précipitations la hauteur de la lame d'eau recueillie par le pluviomètre, quelque soit l'origine de cette eau, pluie, neige, grêle ou autres formes de condensation. Nous nous intéressons dans cette étude uniquement aux précipitations liquides (pluie), qui constituent le facteur primordial dans le comportement hydrologique de la région.

Nous observons que tout au long de ces 15 ans, une grande irrégularité des précipitations moyennes mensuelles : les pluies connaissent leur maximum en Janvier avec 17,90 mm et un minimum de l'ordre de 0,19 enregistré pendant le mois de Juillet. Le cumul des précipitations moyennes annuelles de 5,88 mm (**Figure III.3**). Les précipitations mensuelles permettent d'apprécier le régime pluviométrique (**Bourrier et al, 2017**).

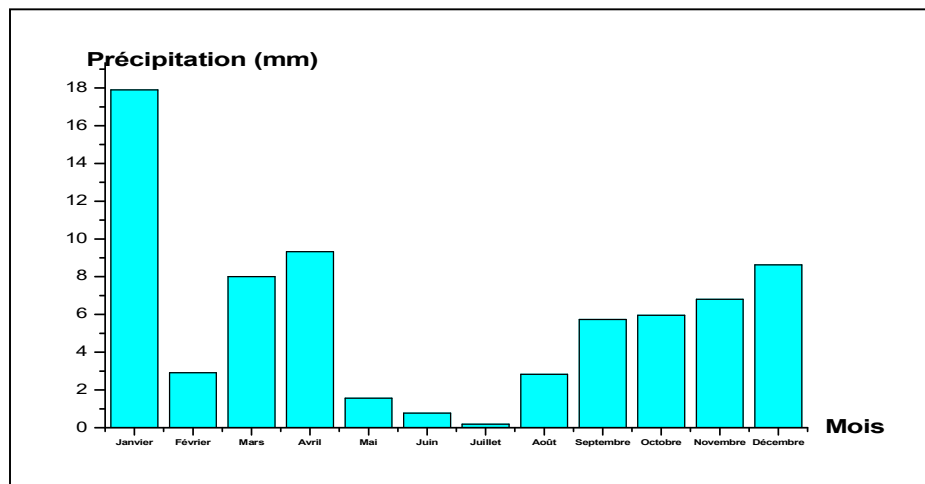


Figure III.3. Répartition moyenne mensuelle interannuelle de la précipitation durant la période 2001/2015

III.2.3. Humidité

L'humidité représente la quantité de vapeur d'eau présente dans l'air, sans compter l'eau liquide et la glace (**Luyet et Simoni, 2005**). Dans la région d'El Oued, l'humidité de l'air est faible ; la moyenne annuelle de l'humidité relative est 48,54 %. Cette humidité varie sensiblement en fonction des saisons. En effet, pendant l'été, elle chute jusqu'à 30,9 % pendant le mois de Juillet, et ceci sous l'action d'une forte évaporation et des vents chauds, alors qu'en hiver, elle s'élève et atteint une moyenne maximale de 67,7 % au mois de Décembre (**figure III.4**).

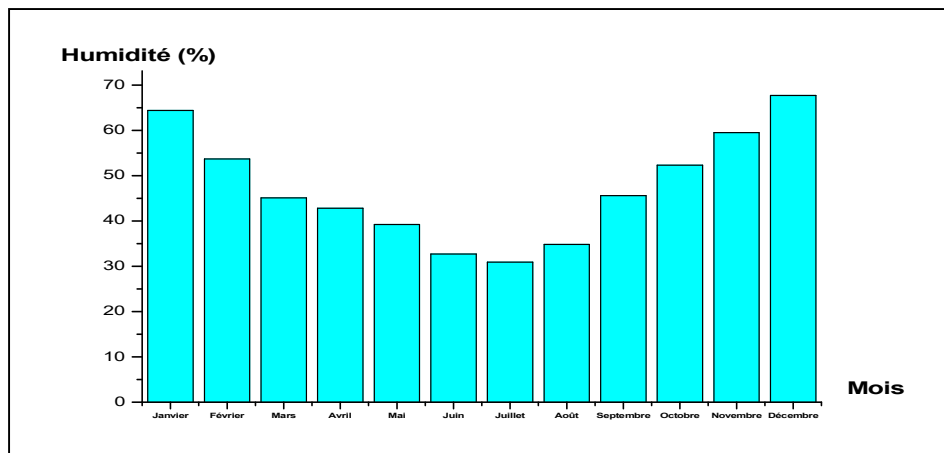


Figure III.4. Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'humidité durant la période 2001/2015

III.2.4. Vitesse de vent

Selon **Zobeidi et Messiatfa (2010)**, les vents prédominant est de direction Est et Nord-est et rarement d'Ouest et Sud-ouest, sont caractérisés par des températures très élevées, avec des vitesses de 60 à 140 km/h. Les vents plus forts (les vents de sable), sont enregistrés durant la période du printemps. La direction, la fréquence et la vitesse des vents sont trois paramètres importants qui interviennent dans le choix du site des installations susceptibles d'émettre des nuisances olfactives ou des polluants atmosphériques. Au niveau de la région, les vents sont fréquents durant toute l'année. Les vitesses les plus élevées sont enregistrées durant la période allant du mois de Mars jusqu'au mois de Septembre, avec un maximum de $4,02 \text{ m. s}^{-1}$ durant le mois de Mai (**figure III.5**).

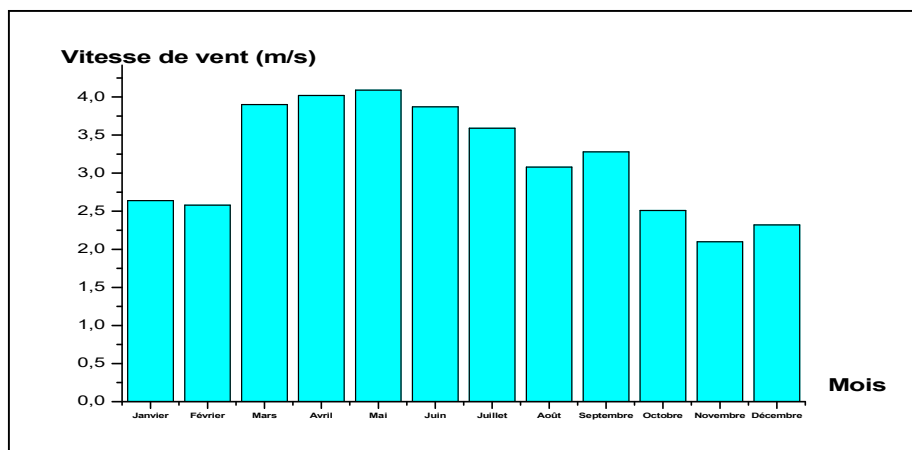


Figure III.5. Répartition moyenne mensuelle interannuelle de la vitesse durant la période 2001/2015

III.2.5. L'insolation

À cause de la faible nébulosité, la quantité de lumière solaire est relativement forte, ce qui est en effet desséchant en augmentant la température. En effet, La durée d'insolation est très importante au

Sahara et varie avec d'une manière très importante d'une année à l'autre et même au cours de la même année.

La répartition des moyennes mensuelles d'insolation nous permet de constater que la brillance du soleil est maximale au cours du mois de Juillet avec une moyenne de 352,29heures, le phénomène est régulier passant d'un minimum en Décembre (212,63 heures) (**Figure III.6**). Dans la région d'El- Oued, le rayonnement solaire est excessif durant l'année avec une moyenne de 275,47 heures, soit 9,18 h/jour ce qui se traduit par un pouvoir évaporant très élevé.

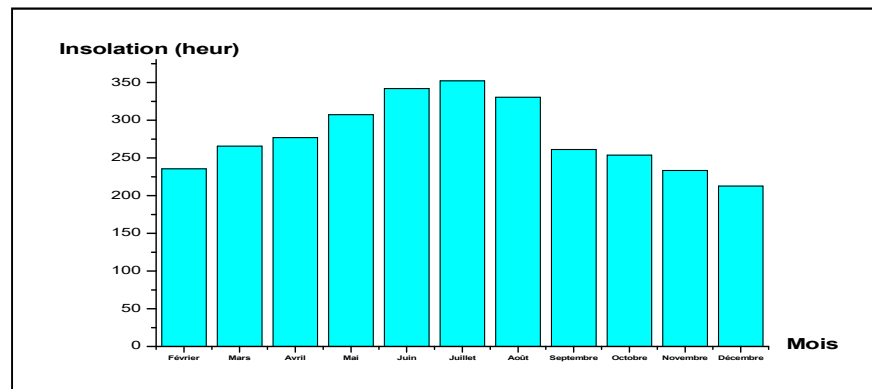


Figure III.6. Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'insolation durant la période 2001/2015

III.2.6. Evaporation

Les plans d'eau (sebkhas et chotts) situés dans des zones arides présentent une forte évaporation puisque l'ensemble des facteurs se trouvent réunis ; une température souvent élevée pendant les saisons sèches, une forte insolation presque continue durant toute l'année et une présence considérable de vents secs (grande vitesse) surtout durant l'automne et le printemps (**Remini, 2005**).

Les volumes d'eau perdus par évaporation atteignent leur maximum au mois de juillet avec une avec 334,4 mm, contre un minimum de 76,7 mm au mois de Janvier totalisant ainsi une évaporation moyenne annuelle de 190,37 mm pour la période considérée (**Figure III.7**).

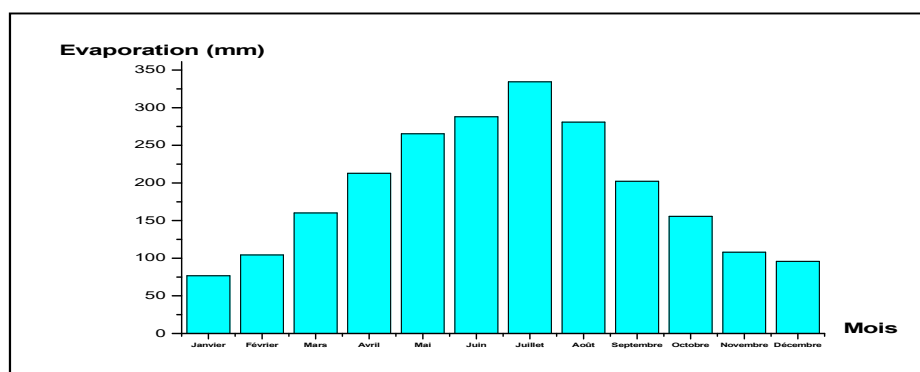


Figure III.7. Répartition moyenne mensuelle interannuelle de l'Evaporation durant la période 2001/2015.

III.2.7. Diagramme Ombrothermique

Le but du diagramme est de déterminer la période sèche et la période humide. **Bagnoulset Gaussen**, ont établi un diagramme Ombrothermique pour évaluer la durée et l'intensité de la saison pendant l'année d'une région donnée. Ils se sont basés sur la formule $P = 2 T \text{ } ^\circ\text{C}$.

L'examen de ce diagramme, montre que la région d'étude est caractérisée par une période sèche qui s'étale sur toute l'année, quand la courbe des précipitations se situe au-dessous de celle des températures (**Figure III.8**). La détermination de cette période a une importance primordiale pour les besoins en eau d'irrigation des plantes. (**Bagnouls et Gaussen ,1953**).

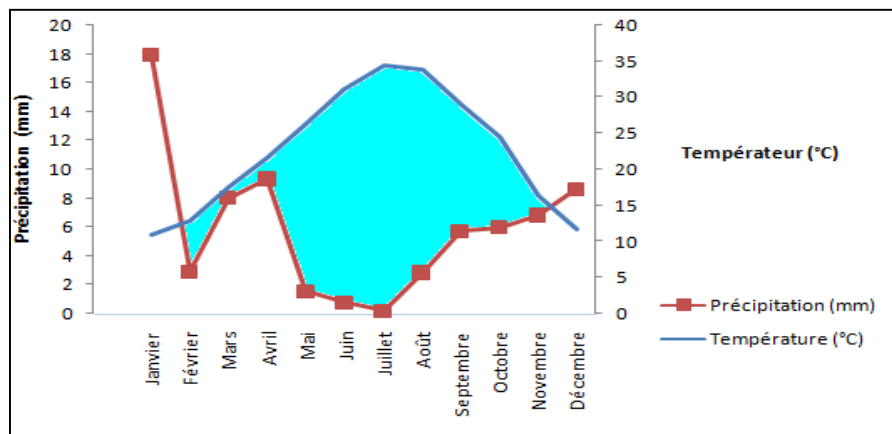


Figure III.8. Diagramme Ombrothermique entre 2001/2015.

III.2.8 Climagramme d’Emberger

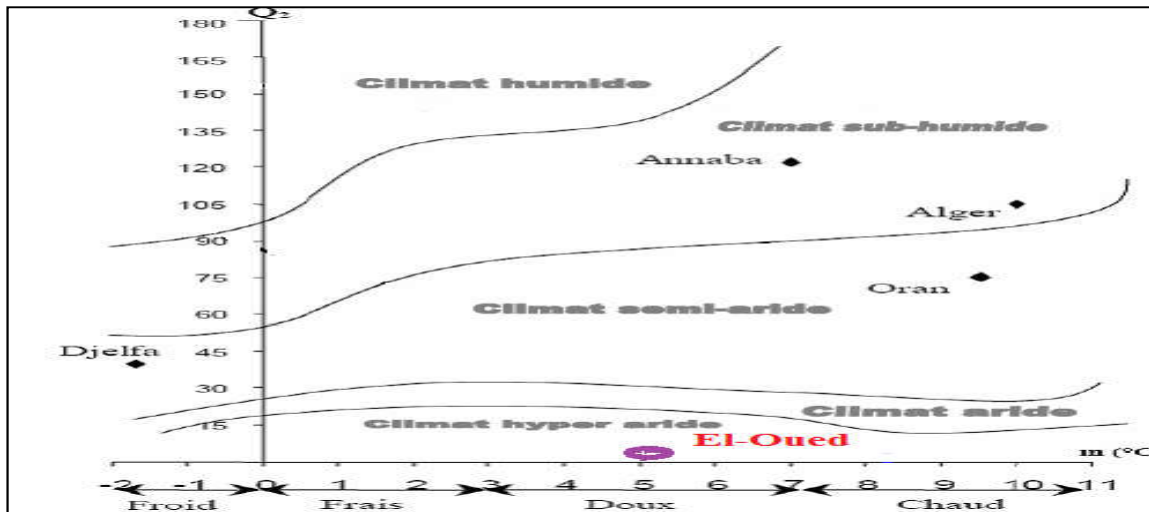
Pour déterminer le type de climat qui règne ces dernières nous avons eu recours à l’utilisation du quotient pluviométrique d’Emberger. Ce quotient généralement adapté pour l’Algérie de **Stewart (1989)**. Il est défini comme suit :

$$Q_2 = 3,43 \frac{P}{M - m}$$

Avec

Q ₂	Quotient pluviométrique d’Emberger;
P	Précipitation moyenne annuelle (mm) ;
M	Moyenne des températures maximales quotidiennes du mois le plus chaud en (°C);
m	Moyenne des températures minimales quotidiennes du mois le plus froid en (°C).

L’application du quotient pluviométrique sur les données climatiques récentes a révélé que la région d’El-Oued est classée dans de type hyper- aride à hiver doux (**Figure III.9**).



Source : Khechana, 2007

Figure III.9. Projection de la zone d'étude dans le Climagramme d'Emberger

III.2.9. Indice d'aridité

Cet indice a été très largement utilisé du fait de sa simplicité, il permet de caractériser le pouvoir évaporant de l'air à partir de la température avec la variation correspond aux changements d'écoulement de l'eau pour une zone donnée (Hufty, 2001). L'indice d'aridité annuelle est défini comme suit:

$$I = \frac{P}{M - m}$$

Avec :

I	Indice d'aridité ;
P	Précipitation moyenne mensuelle (mm) ;
T	Température moyenne annuelle (°C).

Sur la base des fourchettes de l'indice d'aridité fixées par De Martonne (Tableau III.2), et avec un indice d'aridité $I = 0,18 \text{ mm/}^\circ\text{C}$, notre région est caractérisée par un climat hyper- aride.

Tableau.III.2. Les types du climat selon l'indice d'aridité (Martonne, 1926).

Indice d'aridité (%)	type de climat
$I < 5$	Climat hyper-aride
$7.5 < I < 10$	Climat désertique
$5 < I < 7.5$	Climat steppique
$10 < I < 20$	Climat semi-aride
$I > 20$	Climat tempéré

III.3. Présentation de la station d'épuration 01 de Kouinine

Un grand projet d'assainissement et de lutte contre la remontée des eaux de la nappe phréatique a été lancé au mois d'Octobre 2005 par les pouvoirs publics, après une étude qui a été réalisée par deux entreprises : le groupement algéro-chinois, Sinohydro-Cosider TP qui s'occuperait du réseau de drainage et d'assainissement ainsi que du collecteur principal, et **GCB** (génie civil et bâtiment, filiale de Sonatrach) qui a réalisé la station d'épuration 01 Kouinine.

Le suivi des travaux est assuré par un bureau d'étude algéro-suisse **BG** (Bonard et Gardel). Au cours de la réalisation de ce projet, le rôle de maître d'ouvrage a été confié à l'**ONA** (Office Nationale d'Assainissement). **BG (2004)**, a fixé les principaux objectifs de traitement qui sont : l'élimination des nuisances et des risques actuels de contamination au niveau des zones urbanisées, préserver la qualité des eaux de la nappe phréatique et supprimer les risques de remontée des eaux en diminuant leur niveau, protéger le milieu récepteur, réutiliser et valoriser les eaux traitées en irrigation.

III.3.1. Emplacement et données nominales de la station d'épuration 01 de Kouinine

Le site de la station d'épuration est situé à plus de 7 km, en ligne directe, au Nord- Est de la ville D'El-Oued et raccordée aux communes, **El-Oued, Bayadda, Robah et Kouinine**. Elle a été mise en service en Juillet 2009 et s'étend sur une superficie de 47 hectares. Elle est dotée d'un réseau d'assainissement de type unitaire, elle vise à traiter un effluent d'eaux usées domestiques d'un débit nominal de $33904 \text{ m}^3/\text{j}$ ce qui correspond à 240.000 Eq/ha environ pour l'horizon 2015.

L'horizon du projet est l'année 2030, mais pour étaler les investissements et répondre aux besoins d'assainissement de la ville de d'El-Oued, une échéance intermédiaire a été définie pour 2015 afin d'assurer une période de fonctionnement suffisante pour la première tranche. Ainsi, deux tranches de travaux ont été définies : l'une correspondant à un dimensionnement pour la période 2005 – 2015, l'autre correspond à un dimensionnement pour la période 2015 – 2030 (**BG, 2003**).

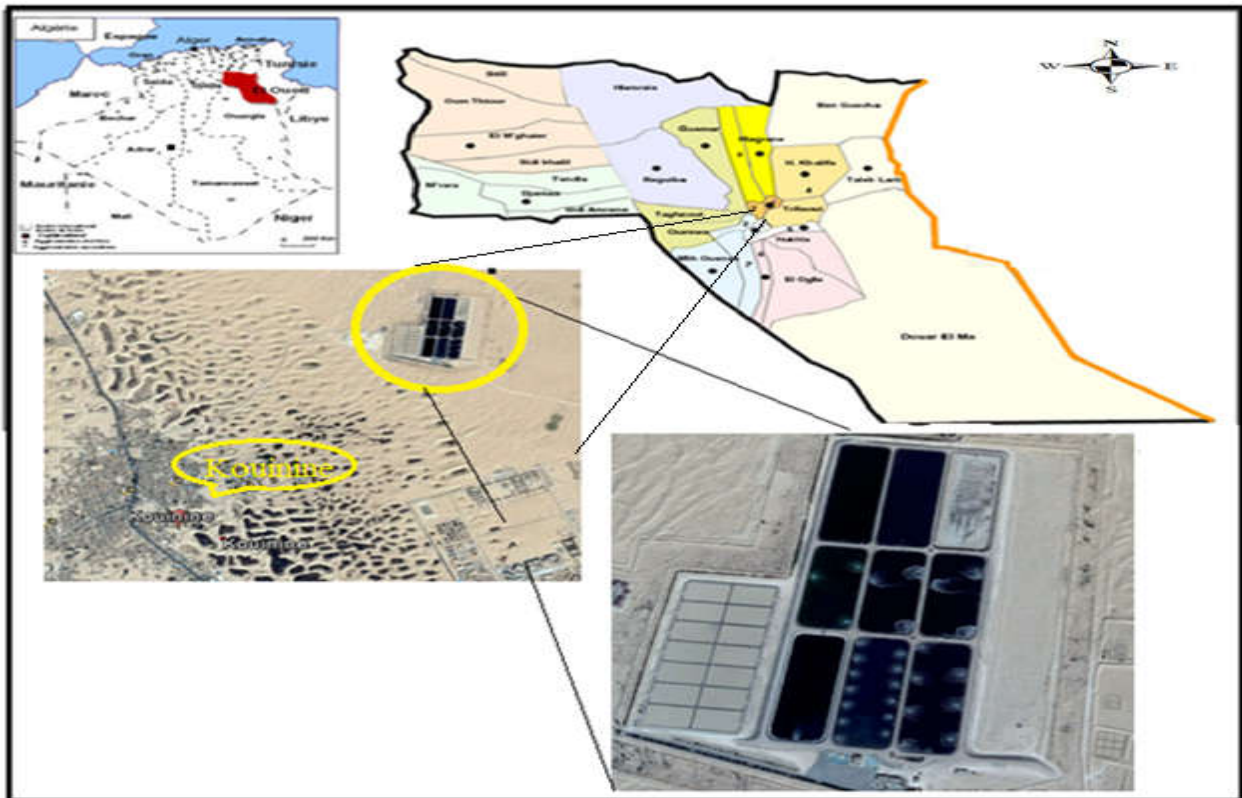


Figure III.10. Carte de situation de STEP 01 Kouinine

III.3.2. La filière du traitement

Cette station de lagunage aéré est conçue pour traiter les effluents urbains de l'agglomération d'El-Oued jusqu'à l'horizon 2030. La station est constituée des éléments suivants : le relevage et prétraitement des effluents bruts (poste de relevage, dégrillage et dessablage); le premier étage de lagunage aéré; le deuxième étage de lagunage aéré; les lagunes de finition et déshydratation des boues sur les lits de séchage (figure III.11, photo 1-6).

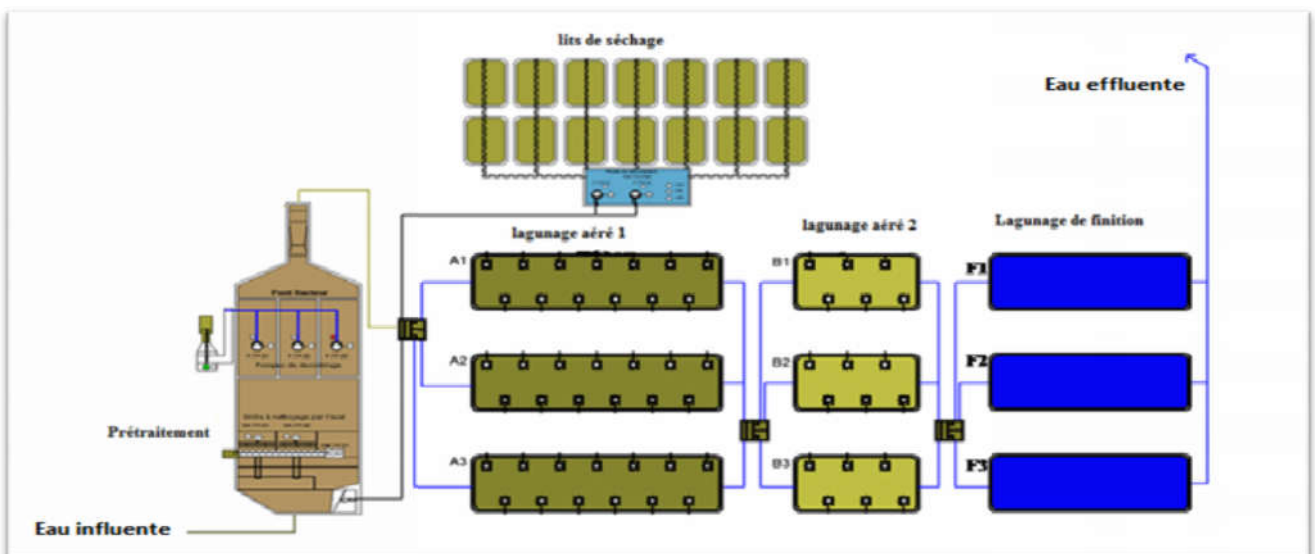


Figure III.11. Schéma synoptique des filières de lagunage aéré dans la STEP 01 Kouinine



Photo 01. Prétraitement



Photo 02. Dégrilleur



Photo 03. Dessableur



Photo 04. Lagune d'aération



Photo 05. Lagune de finition



Photo 06. Lits de séchage des boues

III.3.3. Les critères des conceptions

Selon les paramètres hydrauliques et de la charge polluante des eaux usées de la ville d'El-Oued (tableaux III.3) le concepteur a adopté paramètres de la caractérisation des eaux usées de la station d'épuration 01 Kouinine figurant dans le tableau et III.4

Tableau III.3. Les données de conception de la STEP de Kouinine (ONA, 2009)

Charge Hydraulique	
Débit nominale quotidien m ³ /j	33904
Débit nominale horaire m ³ /h (sur une base quotidienne)	1130
Charge Polluante	
Charge DBO ₅ maximum quotidienne Kg /j	8476
Charge DCO moyenne quotidienne Kg /j	16952
Charge MES moyenne quotidienne Kg /j	10713
Charge NTK moyenne quotidienne Kg /j	1017
Concentration en œufs d'helminthes	< 1 œuf /l

Les caractéristiques des eaux usées de la station d'épuration 01 Kouinine sont regroupées dans le tableau III.4

Tableau III.4. Caractéristiques de la station d'épuration STEP1 de Kouinine (ONA, 2009)

	Donnés de STEP 01	Unité	
	Surface totale de STEP	He	47
	Débit nominale quotidien	m ³ /j	33904
	Débit nominale horaire (sur une base quotidienne)	m ³ /h	1130
Premier étage	Nombre de lagunes	/	3
	Longueur	m	232,60
	Largeur	m	91
	Profondeur de bassin coté d'entrée	m	4,50
	Profondeur de bassin coté de sortie	m	4,20
	Profondeur d'eau	m	3,50
	Volume total	m ³	199413
	Volume par unité de lagune	m ³	66471
	Surface totale	He	6,42
	Temps de séjour	j	6
	Nombre d'aérateurs dans chaque lagune	/	13
Deuxième étage	Nombre de lagunes	/	3
	Longueur		194,80
	Largeur		92,11
	Profondeur de bassin coté d'entrée		4,50
	Profondeur de bassin coté de sortie		4,30
	Profondeur d'eau		2,70
	Volume total	m ³	133107
	Volume par unité de lagune	m ³	44369
	Surface totale	He	5,9
	Surface par unité de bassin	He	1,8
	Temps de séjour	j	4
Nombre d'aérateurs dans chaque lagune	/	6	
Troisième étage	Nombre de lagunes	/	3
	Longueur		254,30
	Largeur		91,60
	Profondeur de bassin coté d'entrée		3,70
	Profondeur de bassin coté de sortie		2,50
	Profondeur d'eau		1,50
	Volume total	m ³	99810
	Volume par unité de lagune	m ³	33270
Surface totale	He	2,3	
Lits de séchage des boues	Nombre de lits de séchage	/	14
	Surface des lits	He	4,86
	Volume total de remplissage des lits	m ³	16184
	Volume de remplissage per unité de lit	m ³	1156
	Temps de séjour	j	15 – 18

III.4. Etude expérimentale

III.4.1. Choix de la zone d'étude

Notre étude expérimentale a été réalisée dans la ville d'El-Oued au niveau de la STEP 01 Kouinine, nous avons poursuivi notre travail au niveau de la station de pompage des eaux de drainage rejetés au le rejet final de Chott Hallofa, afin d'évaluer les impacts environnementaux.

III.4.1.1. Station d'épuration des eaux usées urbaines

Nous nous focaliserons sur la STEP1 qui sert à traiter les eaux usées des communes d'El-Oued, Robbah, Bayadha et Kouinine. Elle est située au Nord de Kouinine (**Figure III.12**)



Figure III.12. Localisation de la station d'épuration 01 Kouinine (**Google Earth ,2016**)

III.4.1.2. Station de refoulement des eaux

Deuxième site est la station de refoulement des eaux de drainage agricole ST10 situé au centre de la ville d'El-Oued (**fig.III.13**)



Figure III.13. Localisation de Station de refoulement des eaux de drainage (**Google Earth ,2016**)

III.4.1.3. Rejet final (Chott Halloufa)

Ce point de rejet est localisé à environ 45 km au Nord d'El-Oued, non loin du Chott Mérouane et à proximité du grand Chott Melghir (**figure III.14**).



Figure III.14. Situation géographique du lieu de rejet final (Google Earth ,2016).

III.5. Méthodologie d'étude

Notre approche méthodologique consiste à évaluer les performances d'épuration de la filière de traitement en termes d'abattement de la pollution, on analysera ensuite l'évolution des différents paramètres entre un compartiment et un autre sur quatre années d'exploitation pour infirmer ou confirmer les rendements avancés lors de la conception de la STEP et ses conséquences sur l'agglomération de la ville d'El-Oued.

Ce manuscrit comprendra les thèmes suivants :

- Une analyse qualitative et quantitative des eaux résiduaires urbaines afin d'estimer les quantités d'eaux excédentaires à évacuer en dehors de la ville, ainsi, l'influence des quelques conditions climatologiques et hydrauliques de la station 01 Kouinine, en suivant l'évolution et la performance des paramètres environnementaux en amont et en aval de STEP 01 afin d'identifier les corrélations existantes entre eux.
- Une détermination des conditions optimales de la performance épuratoire des systèmes d'épuration à lagunage aérée, notamment sous climat aride hyper- aride, en fonction des contraintes du milieu récepteur (normes nationales et internationales).
- Une caractérisation qualitative des eaux de drainage et de rejet final de chott Halloufa, ce qui permet de déterminer leur qualité avant l'évacuation dans le rejet final et de donner une pré-décision sur les qualités de ces eaux.

III-5-1.Eaux usées urbaines

III.5.1.1. Caractérisation qualitative

Dans le but de mesurer les performances épuratoires de la STEP 01 d'El-Oued qui pourront déterminer la qualité des eaux urbaines rejetées à Chott Halloufa et dans l'objectif d'illustrer le rôle qu'elle assure dans la protection du milieu naturel, un suivi des caractéristiques physico-chimiques, polluant particulaire, organique, les métaux lourds, bactériologiques et parasitologique des eaux usées brutes et des eaux traitées a été effectué pendant l'année 2011 jusqu'à l'année 2014. A ces

objectifs qui viennent d'être cités, une évaluation préliminaire de l'efficacité du lagunage dans le milieu saharien constitue une autre finalité à y ajouter pour comprendre et quantifier l'influence des conditions climatologiques (débit et l'évaporation) et hydraulique (temps de séjours et profondeur) sur les paramètres environnementaux dans les bassins de lagunage. Ceci passera par une comparaison des résultats obtenus dans la station d'épuration de la ville d'El-Oued aux normes algériennes et internationales.

III.5.1.2. Prise et transport d'échantillons

Selon le type et l'objectif des analyses des paramètres physico-chimiques, bactériologiques et parasitologiques, l'échantillonnage a été effectué à l'aide d'un préleveur automatique qui assure pour une période de 24 heures un mélange représentatif de la journée pour l'influent (eau brute) et l'effluent (eau épurée) de la station. En ce qui concerne les analyses physiques et l'analyse d'oxygène dissous, le prélèvement des échantillons s'est fait manuellement à l'aide d'une perche spéciale.

Les prélèvements sont effectués dans des flacons bien propres en polyéthylène ou en verre borosilicate stérilisés, étiquetés sur lesquels on a mentionné le lieu, la date et l'heure du prélèvement de l'eau. Après l'étiquetage des prélèvements, ils sont transportés au laboratoire dans une glacière à une température comprise entre 4°C et 6°C dans les 24 heures afin d'assurer une conservation satisfaisante, conformément au guide général pour la conservation et la manipulation des échantillons AFNOR NF EN 25667(ISO 5667/3) (AFNOR, 2003 ; Rodier *et al.*, 2009).

Toutes les analyses physico-chimiques sont effectuées au niveau du laboratoire de la STEP 01 d'El Oued. La fréquence d'échantillonnage pendant quatre années (2011-2014) a été de trois fois par semaine pour les paramètres suivants : **pH** (potentiel hydrogène), **T** (Température), **OD** (oxygène dissous), **CE** (Conductivité électrique) **Turb** (turbidité) et des mesures hebdomadaires pour les autres paramètres : **DCO** (demande chimique en oxygène), **DBO₅** (demande biochimique en oxygène), Azote (**Nt**, **N-NH₄⁺**, **N-NO₂⁻** et **N-NO₃⁻**), phosphate (**P-PO₄⁻³** et **Pt**) et **MES** (Matières En Suspension). En ce qui concerne les métaux lourds, la fréquence d'échantillonnage a été d'une fois par mois et nous avons effectué les analyses suivantes : **Pb**, **Cd**, **Cr**, **Cu**, **Fe** et **Ni**.

Les analyses bactériologiques ont été effectuées au niveau du laboratoire de l'ADE (Algérienne des eaux) unité d'El Oued, deux fois par année pendant la période d'étude (2011-2014). A ce sujet, nous avons effectué la recherche et le dénombrement des germes suivants : **les coliformes fécaux**, **les streptocoques fécaux**, **les clostridium sulfitoréducteurs**, **les salmonelles**.

Pour les analyses parasitologiques, 12 échantillons de 04 litres ont été prélevés entre 8h et 10 h du matin dans des récipients en verre stérilisé à l'entrée et à la sortie de l'émissaire urbain. Chaque échantillon est fixé par ajout de formol (10 %) (2 ml/l) et transporté au laboratoire de parasitologie

du CHU de Batna afin de dénombrer les **œufs d'helminthes** ; les dates retenues pour ces analyses ont été le 26/08/2012, 21/11/2013 et 25/09/2014. Les analyses microscopiques ont été effectuées sur 50 répétition dont 20 présentaient œufs d'helminthes.

III.5.1.3. Détermination des paramètres physico-chimiques

- a. **Le pH** : La mesure est réalisée à l'aide d'un pH mètre de type **pH 510 Tetracon**, muni d'une électrode préalablement étalonné avec des solutions tampon pH = 4 puis pH = 7. La méthode a consisté à plonger l'électrode dans l'échantillon contenu dans un bêcher, dans lequel un agitateur magnétique homogénéise l'échantillon. Après stabilisation de l'affichage sur le cadran du pH mètre, on note le pH.
- b. **Température (°C)**: La valeur est lue directement sur l'écran du pH-mètre **pH 510** qui permet, en même temps, la mesure de la température de l'eau (multi-paramètres).
- c. **Détermination de la Conductivité électrique (CE) (mS/cm)** : La mesure est faite à l'aide d'un conductimètre de type **Terminal 740**. Les mesures de la conductivité sont à une température de référence à 25°C.

III.5.1.4. Détermination de la pollution particulaire

- a. **Matières en suspension (MES) (mg/L)** : Pour la détermination des matières en suspension (M.E.S) nous avons utilisé la méthode par filtration sur disque filtrant de 0.45µm. Le filtre est séché à 105°C puis pesé après refroidissement (Norme **NF T90 105**).

Le taux des matières en suspension (MES), exprimé en milligramme par litre (mg/L) est donné par l'expression (**Rodier et al., 2005**) :

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

Où

V	Le volume en ml d'échantillon utilisé ;
M ₀	La masse en mg du disque filtrant avant utilisation ;
M ₁	La masse en mg du disque filtrant après utilisation.

- b. **La turbidité (Turb) (NTU)** : La mesure a été effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre de type **WTW550 IR**.

III.5.1.5. Détermination de la pollution organique

- a. **L'oxygène dissous (OD) (mg/L)** : Nous avons effectué la mesure à l'aide d'un oxymètre de type **Oxi 730**.
- b. **Demande biologique en oxygène (DBO₅) (mg/L)**: La DBO₅ consiste à été déterminée à l'aide de la méthode manométrique avec capteur de pression **DBO OxiTop®** selon la norme

AFNOR NF T90-103. Ce système est plus pratique, rapide et donne des résultats représentatifs.

- c. **Demande chimique en oxygène (DCO)(mg/L):** Cette analyse est réalisée selon la Norme NF T90-101, nous avons utilisé la technique des tests en tube LANGE LCK 314 (25 à 1500 mg/L pour les eaux usées brutes et 15 à 150 mg/L pour les eaux usées traitées), consistant à l'insertion de ces tubes munies de réactifs et de 2 mL d'échantillon pour les eaux brutes et 3 mL d'échantillon pour les eaux traitées dans le spectrophotomètre de type WTW Photolab spectral.

III.5.1.6. Détermination des pollutions azotées et phosphorées

- a. **Azote total (Nt), azote ammoniacal (N-NH₄⁺), azote nitreux (N-NO₂⁻) et azote nitrique (N-NO₃⁻) (mg/L):** Les différentes formes de l'azote sont dosées directement par les méthodes normalisées (NF EN 25663 – ISO 5663), (NF T90 – 015), (NF EN 26 – 777), (NF T90 – 045) respectivement (O. I. Eau, 2005). Ils sont mesurés selon la méthode de **test en tubes N5/25 (WTW)** et à l'aide d'un Spectrophotomètre de type WTW Photolab spectral, nécessitant des réactifs propres à chacun d'entre eux
- b. **Orthophosphates (P-PO₄⁻³) (mg/L):** ils sont mesurés à l'aide d'un Spectrophotomètre de type WTW Photolab spectral, avec des réactifs spécifiques au PO₄⁻³ selon de la norme NF EN1189.
- c. **Phosphore total (Pt) (mg/L):** D'après aussi la méthode de **test en tube P7/25** analogue à ISO N° 6878 (Norme NF T90-023), on a utilisé le Spectrophotomètre de type WTW Photolab spectral et le thermo-réacteur préchauffé pour cette analyse.

III.5.1.7. Détermination de la pollution aux métaux lourds : On a utilisé la méthode de test en tube pour toutes les analyses de métaux lourds des eaux usées de la STEP 01 Kouinine à l'aide le Spectrophotomètre de type WTW Photo lab spectral.

- a. **Plomb (Pb) (mg/L):** dans une solution alcaline, les ions plomb forment avec le (pyridyl-2-azo)-4-résorcinol un complexe rouge que nous avons dosé par photométrie.
- b. **Cadmium (Cd) (mg/L):** dans une solution alcaline, les ions cadmium forment avec un dérivé du cadion un complexe rouge qui est dosé par photométrie.
- c. **Chrome (Cr) (mg/L):** dans une solution faiblement phosphorique, les ions chrome réagissent avec le diphénylcarbazide pour donner le chrome et le diphénylcarbazone qui forment un complexe rouge violet qui est dosé par photométrie.
- d. **Cuivre (Cu) (mg/L):** le Cu avec le cuprizon en milieu ammoniacal, les ions Cu forment un complexe bleu que nous avons le dosé par la photométrie.

- e. **Fer (Fe)(mg/L):** Tous les ions fer sont réduits par l'acide ascorbique en ion fer II dans un milieu tamponné. Ceux-ci forment avec la 2-2- bipyridime un complexe rouge qui est dosé par photométrie.
- f. **Nickel (Ni) (mg/L):** après une oxydation des ions de Ni par de l'iode, puis une transformation par diméthyl-glyoxime dans une solution ammoniacale en un complexe rouge brun, nous avons dosé cet élément par photométrie selon la méthode appliquée pour cette analyse qui est analogue à US standard méthodes **3500-NiE**.

III.5.1.8. Détermination de la pollution bactériologique

- a. **Préparation des dilutions:** le nombre de dilutions dépend de la nature de l'eau à analyser et sa charge microbienne. Dans notre cas, la dilution est poussée jusqu'à 10^{-6} , étant donné qu'il s'agit d'une eau très chargée (**Lebres et al., 2008**).
- b. **Recherche et dénombrement des coliformes fécaux:** pour la recherche des coliformes fécaux, on applique le test de Mac Kenzie. Dans la méthode dénombre le plus probable (NPP) (**NF T 90-413, 1985**), à partir de chaque tube positif sur le bouillon lactosé au BCPL à double ou à simple concentration on ensemence un tube du milieu Schubert munis d'une cloche de Durham et incubé à 44°C pendant 48h (**Rodier et al., 2009**).
- c. **Recherche et dénombrement des Streptocoques :** la méthode de recherche et du dénombrement des Streptocoques fécaux qu'on applique est pareille à celle de colimétrie en milieux liquides. Les milieux utilisés sont : le milieu de Rothe à Simple et à Double concentration et le milieu d'EVA (Ethyl-Violet-Azide) Litsky. Les résultats de dénombrement des streptocoques fécaux sont exprimés comme ceux d'*Escherichia coli* et coliforme en nombre de germes par 100 ml.
(**Rodier et al., 2009**).
- d. **Recherche et dénombrement des spores de Clostridium sulfito-réducteurs:** les bactéries sulfito-réductrices se sont des bactéries de forme bacille Gram positif, elles se développent à 37°C pendant 24 à 48 heures en gélose profonde de type gélose viande foie et donnent des colonies blanches entourées d'une auréole noire qui résulte de la réduction du sulfite de sodium (Na_2SO_4) présent dans la gélose en sulfure qui avec le Fe^{3+} donne le sulfure de fer de couleur noire. La technique qu'on a utilisée est la norme AFNOR NF EN 26461-1 - ISO 6461-1. (**Lebres et al., 2008 et Rodier et al., 2009**).
- e. **Recherche de Salmonella typhi:** les salmonelles peuvent être présentes dans l'eau des égouts agricoles et domestiques. La recherche dans l'eau doit habituellement inclure une phase de pré-enrichissement, de sélection puis de confirmation. Le bouillon qu'on a utilisé est l'SFB (Segmented filamentous bacteria) (**Rodier et al., 2009**).

III.5.1.9. Détermination de la pollution parasitologique : Les œufs d'helminthes sont dénombrés dans les eaux usées après concentration par flottation-centrifugation ou sédimentation. La méthode que nous avons suivie est la méthode de **Bailenger et Souby (1979)** modifiée. L'échantillon est laissé décanter pendant 4 heures dans une éprouvette d'un litre. Le résidu de décantation, ou culot, est utilisé après concentration pour l'analyse qualitative et quantitative. Le dénombrement des œufs d'helminthes est réalisé à l'aide d'une cellule de Mac Master; le comptage des œufs se fait au grossissement 100 X. Le nombre d'œufs dénombrés correspond au nombre total d'œufs contenus dans un litre d'eau usée. (**Rodier et al., 2009**).

III.5.1.10. Caractérisation quantitatives

Dans le schéma actuel de gestion des excédents hydriques de la ville d'El-Oued, la STEP 01 forme un point intermédiaire entre la ville et l'exutoire final, elle reçoit les eaux usées urbaines brutes de la ville, une fois épurées ces dernières rejette les eaux traitées vers chott Halloufa. Afin d'évaluer les impacts de cette station aussi bien sur la ville que sur le lieu de rejet, on procédera à la quantification de ces deux types d'eaux, mentionnées ci-dessus, dans le but de ressortir le volume annuel moyen des eaux usées urbaines brutes évacuées des agglomérations de la ville d'El-Oued et le volume annuel moyen des eaux traitées rejeté à chott Halloufa sur la base des débits journaliers enregistrés respectivement, à l'entrée et à la sortie de la STEP 01 durant quatre années.

III.5.2. Les eaux de drainage

Pour établir les caractéristiques physico-chimiques des eaux de drainage de la ville d'El-Oued, on a procédé au prélèvement d'échantillons dans un point d'évacuation de ces eaux au niveau de la station de pompage ST10 deux fois par année pendant la période d'étude (2011-2014) (**photo 7**).

Les analyses physico-chimiques des eaux de drainage ont été réalisées au niveau du laboratoire chimie d'environnement (université Kasdi Merbah d'Ouargla), laboratoire Algérienne d'eau (ADE) unité d'El Oued et du laboratoire de la STEP 01 d'El Oued, et ont concerné les paramètres suivants :

- Concentration des cations : Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ ;
- Concentration des anions : Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} et HCO_3^- ;
- Turbidité, salinité, conductivité électrique (CE), température (T) et (pH) ;
- Paramètres de pollution : PO_4^{3-} , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , DCO, DBO₅ et MES.

Les méthodes utilisées selon les techniques standards d'analyse sont les suivantes (**Rodier et al., 2009**):

- a. **Calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+})** : nous avons appliqué la méthode analogue à **NF T90-003** pour le titrage molaire la dureté totale ou titre hydrotimétrique (TH) qui correspond

à la somme des concentrations calcique et magnésienne ; elle est déterminée en utilisant un titrimétrique à l'éthylène-diaminetétracétique (EDTA) à pH 10 en présence du noir d'erichrome T comme indicateur, et le dosage de la dureté calcique par la méthode **NF T90-016** qui provoque la précipitation du magnésium sous forme d'hydroxyde à basé sur le principe de la complexométrie, par l'EDTA à pH (12- 13) en présence d'un indicateur coloré (acide calcone carboxylique) ou HSN. Connaissant la dureté totale d'une part et la dureté calcique d'autre part, la dureté magnésienne est calculée par la différence.

- b. Sodium (Na^+) et de potassium (K^+) :** nous avons effectué cette analyse suivant la méthode analogue à **ISO 9964/3** à l'aide de photométrie de la flamme **Dr LANGE (JENWAY)** qui présente l'un des procédés les plus rapides et sensibles connus aujourd'hui pour le dosage des éléments alcalins et alcalino – terreux.
- c. Chlorures (Cl^-) :** les chlorures ont été dosés selon la méthode de **MOHR NF T 90-014**. Le principe est basé sur le titrage d'un volume d'échantillon par une solution titrée de nitrate d'argent (AgNO_3) en présence de chromate de potassium (K_2CrO_4). La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent.
- d. Carbonates (CO_3^{2-}) et bicarbonates (HCO_3^-):** nous avons effectué cette analyse par titrimétrie analogue **NF T90-036**, est dosée par la neutralisation d'un volume d'eau à l'acide sulfurique (N/50) en utilisant de phénophtaléine pour les carbonates, et les bicarbonates en présence du méthylorange comme indicateur.
- e. Sulfates (SO_4^{2-}) :** Les sulfates ont été dosés par la méthode gravimétrique (**NF T90-009**) les ions sulfates sont précipités et pesés à l'état de sulfate de baryum. Les réactifs utilisés sont : une solution de chlorure de baryum (BaCl_2) à 10%, une solution acide chlorhydrique (HCl) à 10% et une solution de nitrate d'argent (AgNO_3) à 10%.
- f. Température (T), pH, CE et Salinité :** Ces paramètres ont été effectuée à l'aide d'appareil de multi-paramètres type **ConsortC3040**, équipé d'une électrode combinée et sensible.
- g. Turbidité, ortho-phosphate (PO_3^{4-}), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), ammoniacque (NH_4^+), Demande chimique en oxygène (DCO), Demande biologique en oxygène (DBO_5) et Matières en suspension (MES) :** Ces paramètres sont analysés par la même méthode soulignée dans les analyses physico-chimiques des eaux usées.



Photo 7. Prélèvement des échantillons d'eaux drainées aboutissant à la station de pompage (ST10) à El-Oued

III.5.3. Les eaux de rejet final

Les niveaux de traitement et les objectifs de qualité recherchés pour les effluents de la ville de El-Oued sont fixés lors de l'exploitation selon que les effluents sont orientés vers exutoire final, le Chott Hallouf a reçoit quotidiennement les eaux excédentaires d'El-Oued. L'objectif de cette partie sera la détermination des qualités des effluents exportées annuellement de la région vers cette zone de rejet. Sachant que les volumes de ces eaux rejetées, et surtout leurs concentrations en éléments chimiques, sont les déterminants de ces quantités. Un échantillon de ces eaux a été prélevé le 17/12/2012 et 24/07/2014 à Chott Halloufa et a été analysé le jour même au laboratoire de la STEP1 d'El Oued, afin de déterminer les caractéristiques physico-chimiques suivantes : **pH, Température, CE, OD, DCO, DBO₅, N-NO₂, N-NO₃, P-PO₄⁻³, MES**. En effet, lors de l'échantillonnage, on a utilisé un récipient qu'on a rempli d'eau à partir du rejet des eaux de mélange (eaux de drainage et eaux usées traitées) et qu'on a transvasé, ensuite, dans une bouteille en polyéthylène. Du point de vue quantitatif, le volume d'eau annuel rejeté à Chott Halloufa sera le même que celui pompé à la ST10 (**photo.07 -11**).



Photo 08. Rejet final dans chott Halloufa



Photo 09. Arrivée des eaux usées traitées et des eaux de drainage (mélange) à chott Halloufa.



Photo 10. Différents espèces d'oiseaux dans chott Halloufa



Photo 11. Poissons et insectes dans chott Halloufa

III.6. Analyse statistique

Toutes les données de notre étude sur des eaux usées de STEP 01 d'El-Oued ont été traitées à l'aide du logiciel Excel. De plus, les résultats d'analyses physico-chimiques, métaux et bactériologiques sont subis à une analyse en composantes principales (ACP) qui a été effectuée à l'aide du logiciel XLSTAT version 7.5.2. Cette méthode statistique permet de transformer les variables quantitatives initiales, toutes plus ou moins corrélées entre elles, en nouvelles variables quantitatives, non corrélées, appelées composantes principales (Davis, 1984). L'ACP des paramètres physico-chimiques a été effectuée sur une matrice de données constituée de 200 prélèvements, au cours desquels les 14 variables ont été mesurés (pH, T, O₂, CE, Turbidité, DCO, DBO₅, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, Nt, P-PO₄, Pt, MES). Concernant les autres métaux, l'ACP a été effectuée sur une matrice de données constituée de 48 prélèvements, au cours desquels les 06 variables ont été mesurés (Pb, Cd, Cr, Cu, CN, Ni). Pour les analyses bactériologiques, l'ACP a été effectuée sur une matrice de données constituée de 8 prélèvements, au cours desquels les 04 variables ont été mesurés (CF, CT, SF et les Clostridium).

Régressions multiples Stepwise ont été utilisés pour déterminer si des relations significatives existaient entre le rendement des pollutions (variables dépendantes) et les concentrations de paramètres l'influant brute, l'effluent traité avec des paramètres climatologiques et hydrauliques (variables indépendantes), les paramètres qui étaient significatifs dans la prévision des variables dépendantes ($DBO_{5(R)}$, $DCO_{(R)}$ et $MES_{(R)}$).

Un modèle de régression linéaire multiples estime que le comportement d'une variable dépendante en fonction de plusieurs variables indépendantes, à condition qu'il existe une relation linéaire entre la variable dépendante et le reste des paramètres. Le résultat de cette analyse est une équation linéaire ($y = ax_1 + bx_2 + cx_3 + \dots + d$).

Les équations de régression linéaire sont de la forme:

$$Y_i = a \times X_i + b \times X_{i+1} + \dots + d$$

Où

X_i	=	Variable indépendante ;
Y_i	=	Variable dépendante
a, b	=	Coefficients de corrélation
i	=	Indice, $i = 1, \dots, n$;
N	=	Nombre de l'échantillon.

Le coefficient de corrélation (de Pearson), noté r , est donné par l'équation ci-dessous. Son signe (\pm) donne le sens de la relation.

Avec r défini par l'une des deux équations suivantes

$$r = \frac{\sum[(X - \bar{X}) \times (Y - \bar{Y})]}{\sqrt{\sum(X - \bar{X})^2 \times \sum(Y - \bar{Y})^2}} \quad \text{Ou sa forme «simplifiée»} \quad r = \frac{n \sum XY - \sum X \times \sum Y}{\sqrt{[n \sum X^2 - (\sum X)^2] [n \sum Y^2 - (\sum Y)^2]}}$$

Avec

\bar{X}	=	Moyenne des X
\bar{Y}	=	Moyenne des Y

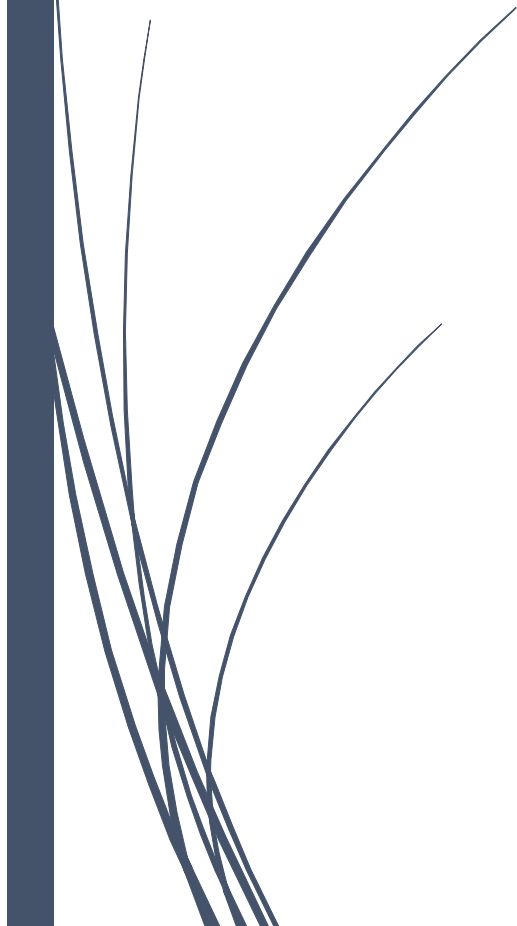
Plus la valeur de r se rapproche de ± 1 , plus la linéarité de la relation est forte alors que plus la valeur de r est voisine de 0, plus la linéarité de la relation est faible. Le coefficient de détermination (R^2) donne un pourcentage de variation (ou variance) de la variable dépendante (Y) par la présence de la variable indépendante (X).

Pour chacune des variables introduites dans le modèle, la sélection avant de calculer la statistique ($p = 0,5$) a été choisie pour éviter l'élimination du facteur significatif. Cette procédure calcule le coefficient de détermination (R^2) et les écarts types pour tous les modèles.



CHAPITRE IV

Résultats et discussion



Les résultats présentés sont le fruit d'un suivi quatre de années (2011-2014) qu'ils soient facilement exploitables pour déterminer la pollution résiduelle de la station d'épuration 01 Kouinine par lagunage aéré de la willaya d'El-Oued (Sud Est Algérie).

Ce chapitre sera consacré à un suivi des paramètres physico-chimiques, polluant particulaire, organique, les métaux lourds, bactériologiques et parasitologiques des eaux usées brutes et des eaux traitées de la STEP 01 d'El-Oued et ceci permettra aussi l'évaluation des paramètres physico-chimiques des eaux de drainage de la ville d'El-Oued qui pourront déterminer la qualité des eaux urbaines rejetées à Chott Haloufa. Globalement, nous essayerons de faire une évaluation préliminaire de l'efficacité du lagunage dans le milieu saharien afin de comprendre et quantifier l'influence des conditions climatologiques et hydraulique sur les paramètres environnementaux dans les bassins de lagunage. Ceci passera par une comparaison des résultats obtenus dans la station d'épuration de la ville d'El-Oued aux normes algériennes et internationales dans l'atteinte des objectifs fixés.

IV.1. Eaux résiduaires urbaines

Les performances épuratoires sont aussi bien influencées par les facteurs physico-chimiques, et pollution particulaire, organique, azoté, phosphoré, bactériologiques et parasitologiques. **Koné (2002)**, a noté que les performances épuratoires des bassins d'épuration peuvent être différentes même s'ils fonctionnent dans des conditions climatiques et de charges similaires. Dans bien des cas, ces différences peuvent être attribuées au mauvais profil hydraulique des bassins, mal pris en compte lors du dimensionnement des ouvrages.

IV.1.1 Caractérisation qualitative

IV.1.1.1 Détermination les paramètres physico-chimiques

La détermination des paramètres physico-chimiques peut être effectuée sur les eaux résiduaires urbaines (ERU) brutes ou sur les effluents après traitement. Bien qu'ils ne figurent pas les normes de rejet des stations d'épuration, hormis la température, la conductivité électrique et le pH. Leur mesure peut être réalisée également à différents temps de traitement de l'eau et apporter ainsi de précieux renseignements sur le déroulement de l'épuration, permettant de conduire et d'améliorer le traitement (**Rejeseck, 2002**).

a. Variation du pH

D'après les résultats obtenus (**fig. IV.1**), qu'est porté sur quatre ans (2011-2014) , on remarque que les eaux présentent un pH basique sur toute les années d'étude : la valeur moyenne est de 7,89 (7,07 à 8,26) pour les eaux brutes, ces valeurs sont supérieures à celles trouvées dans une autre étude du processus de lagunage naturel à Sidi Senoussi (Tlemcen - Algérie) (7,10) (**Chachoua et**

Seddini, 2013) et sont plus au moins similaires à celles obtenues dans autre étude de la même région à Touggourt (Algérie) (7,80) (**Labed et al., 2014**).

Les valeurs de pH des eaux usées avant traitement sont comprises entre 7,22 et 8 qui sont une caractéristique des eaux résiduaires, Selon les travaux de **Walker et al., (1977)** et **Kone et al., (2012)**, au cours du processus de lagunage, les valeurs du pH évoluent dans une gamme de 7,97 - 8,89, ce qui est de nature à favoriser le développement bactérien nécessaire à la dégradation biologique des polluants organiques.

Les valeurs de pH des eaux épurées sont comprises entre 7,83 et 8,36, avec une moyenne de 8,08. Ces valeurs sont similaires à celle trouvé dans autre étude du processus de lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) (7,9) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), et inférieures à celles mesurées dans l'ancienne station type lagunage naturel à Amir Abdel Kader et Sidi Safi (Aïn Témouchent – Algérie) (7,68).

Tandis que le pH des eaux d'effluent traité devient alcalin, les valeurs peuvent atteindre en moyenne annuelle 8,08. Cette augmentation peut être expliquée par une activité bactérienne intense dans la lagune d'activation d'où une consommation importance d'oxygène donc d'une libération importante de CO₂. Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés dans la littérature (**Eckenfelder, 1967 ; Benefield et al., 1980; Boutayeb et Bouzidi, 2013**). D'après, **Sevri et al (1995)** et (**Zobeidi et Bebba, 2015**) le pH alcalin et la température modérée constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération des microorganismes qui établissent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.

Le pH est très fortement influencé par la photosynthèse et influence lui-même un grand nombre de processus biologiques et chimiques. Ainsi influencé à la forme de certains composés chimiques (gaz carbonique, acide sulfurique, ammonium/ammoniaque) (**Filmed, 2010**). D'après les résultats d'**Eddadra (2012)**, si le pH est inférieur à 5 ou supérieur à 8,5, la croissance des microorganismes est directement affectée.

Globalement durant toute la période d'étude, le pH évolue légèrement vers des valeurs basiques (7,89 à 8,08) dont la différence entre les eaux usées brutes et épurées ne dépasse guère une unité. De ce fait, toutes les valeurs du pH enregistrées sont conformes dans la fourchette des valeurs limite de rejet direct dans le milieu récepteur selon les normes algériennes (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 4**), ainsi qu'à la norme internationale (**FAO, 2003**) (**Voir annexe, tableau 6**) et aux normes des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation ($6,5 < \text{pH} < 8,5$) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**).

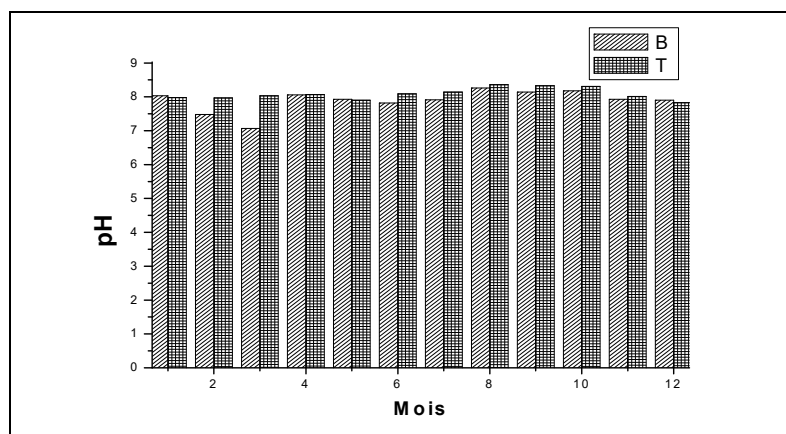


Figure IV.1. Variations mensuelles des valeurs moyennes du pH au niveau de la STEP 01 Kouinine.

b. Variation de la température

D'après les résultats obtenus (**figure IV.2**), les valeurs de la température mensuelles durant toutes les années 2011-2014 des eaux usées brutes oscillent entre un minimum de 13°C (Janvier) et un maximum de 25°C (Août), avec une moyenne annuelle de 19,31°C. Celles des eaux traitées entre un minimum de 10 °C (Décembre) et un maximum de 24,5°C (Juillet) avec une moyenne annuelle de 16.89°C. Ces valeurs sont en conformité avec les dispositions réglementaires nationales pour le rejet direct dans le milieu récepteur (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 4**) et aux normes spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**), ainsi qu'au norme internationale (**FAO, 2003**) ($T < 30^{\circ}\text{C}$) (**Voir annexe, tableaux 6**).

Ces températures renseignent sur une évolution thermique qui dépend des variations saisonnières ; la température de l'eau reste en effet liée aux les heures des prélèvements et des conditions locales (climat, durée d'ensoleillement). L'on remarque en général des températures moindres des eaux traitées par rapport aux eaux brutes ceci peut être interprété par le contact des eaux traitées avec l'air ; ces écarts n'influencent pas la sélection des microorganismes responsables de l'épuration (**Edeline, 1993**), mais ils peuvent jouer un rôle important pendant les mois les plus chauds et accroître la volatilisation de l'ammoniac dans les bassins (**Reddy, 1983; Shilton, 1996**).

L'élévation de la température s'accompagne d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface (évaporation), d'une diminution de la solubilité des gaz (oxygène) ; quelques-uns de ces effets peuvent avoir une action bénéfique comme favoriser l'autoépuration et accroît la vitesse de sédimentation (**Rodier et al., 2009**).

Par ailleurs, les réactions chimiques et biochimiques s'accélèrent. L'effet catalytique des enzymes est en fonction de la température et passe par un maximum situé entre 33°C et 35°C. Toutes ces réactions consomment de l'oxygène ; si leur fréquence augmente la teneur en oxygène dissous diminue, et il peut alors apparaître de l'hydrogène sulfuré, du méthane des chaînes

partiellement oxydées, avec comme conséquence des odeurs désagréables ainsi que l'accroissement du développement des algues (Rodier et al., 1996).

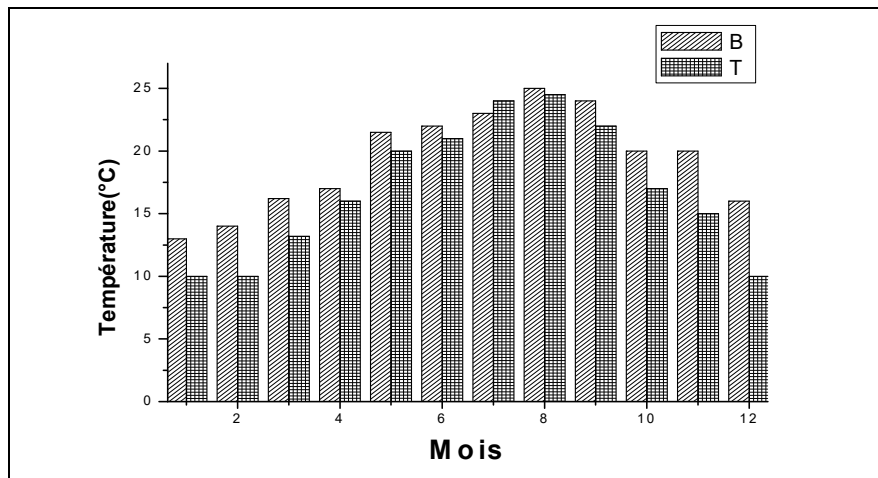


Figure IV.2. Variations mensuelles des valeurs moyennes des températures au niveau de la STEP01 Kouinine.

c. Variation de la conductivité électrique

Les valeurs de la conductivité électrique des eaux usées brutes oscillent entre 5,13 mS/cm au mois Décembre et 6,12 mS/cm au mois Juillet, soit moyenne de 5,59 mS/cm attestant d'une forte minéralisation de ces eaux. La conductivité électrique des eaux à traitées tend à augmenter lors de son passage dans les bassins de la station varient entre 5,35 mS/cm au mois Décembre et 6,49 mS/cm au mois Juillet, avec une moyenne de 5,86 mS/cm (figure IV.3). Ces valeurs dépassent la norme algérienne de réutilisation agricole de 3 mS/cm (JORA, 2012) (Voir annexe, tableau 5) et aux normes internationales (FAO, 2003) (Voir annexe, tableaux 6). Par conséquent, les eaux épurées ne sont, a priori, pas adéquates pour l'irrigation du point de vue salinité, sauf si les plantes irriguées sont tolérantes aux sels et que les sols utilisés sont régulièrement lessivés et bien drainés.

La variation des valeurs de conductivité électrique des eaux est essentiellement contrôlée par l'évaporation de l'eau dans les bassins (Boutayeb et al., 2012). Etant dans un climat saharien aride-hyper, les températures estivales sont très élevées, une importante évaporation en résulte, d'où l'augmentation des valeurs de conductivité électrique observée et qui est plus marquée en période estivale et printanière. La conductivité moyenne en cette période avoisine 6,07mS/cm. La période froide affiche des valeurs de conductivité légèrement plus basses, aux alentours de 5,66 mS/cm.

Selon Abissy et Mandi (1999), il est probable que l'augmentation de la conductivité des eaux est également liée à des processus comme le lessivage des minéraux du sol, la minéralisation de la matière organique ou le phénomène d'évapotranspiration des algues.

Le traitement des eaux usées par lagunage ne permet pas de diminuer la salinité de l'eau. La conductivité électrique on n'observe pas de diminution notable lors du traitement. Les résultats obtenus dans cette étude sont similaires à ceux de **Bahlaoui (2000)** et **Shilton et al.,(2005)**.

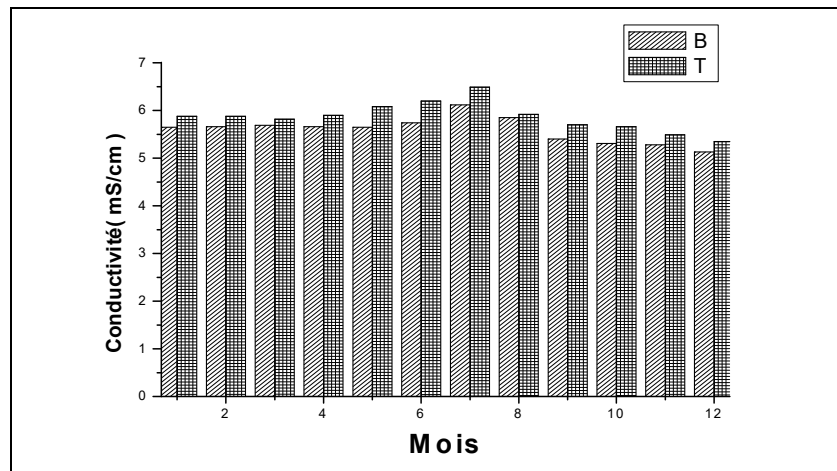


Figure IV.3. Variations mensuelles des valeurs moyennes de la conductivité électrique au niveau de la STEP 01 Kouinine.

IV.1.1.2. Détermination des pollutions particulières

La pollution particulaire est appréciée par la détermination de la concentration en MES et turbidité de l'eau (**Rejeseck, 2002**)

a. Variation des matières en suspension (MES)

La concentration en MES des eaux usées brutes fluctue énormément entre un minimum de 209 mg/L au mois d'Octobre et un maximum de 303 mg/L au mois de Mai, ces valeurs sont supérieures à celles trouvées dans une autre étude du processus de lagunage aéré et de la même région à Ouargla (Algérie) 192,70 mg/L (**Hammadi et al., 2016**), et sont similaires à celles obtenues dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) (207 mg/L) (**Abdel-Shafyet Salem, 2007**). Celle de la sortie de la station, elle oscille autour d'un minimum de 12,9 mg/L au mois de Janvier et un maximum de 59,9 mg/L au mois d'Août. On note trois pics de concentration moyenne au mois de Septembre (51,19 mg/L), mois de Juillet (53,5 mg/L) et (59,9 mg/L) au mois d'Août, qui coïncident avec la période de néoformation liée à la présence d'algues (chlamydomonas, certaines diatomées, des chlorophycées et des cyanophycées) (**figure IV.4.a**).

Les matières en suspension (MES) sont, en majeure partie, de nature biodégradable (**FAO, 2003**). Les valeurs enregistrées au cours de notre étude révèlent une réduction importante de MES entre les eaux brutes et traitées. Elles sont caractérisées par une concentration moyenne de 256 mg/L pour les influentes brutes et 36,5 mg/L pour les effluents traités. Ces valeurs de la MES à la sortie sont incluses dans la fourchette des valeurs limites spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur algérienne (40 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 4**). Mais la comparaison des

teneurs en MES avec aux normes des rejets de l'OMS (1989) (35 mg/L) (**Voir annexe, tableau 2**) ainsi aux normes spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (30 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**), montre que ces teneurs ne conviennent pas à l'irrigation agricole. D'autre part, les concentrations de la MES à la sortie de la station sont inférieures à celles mesurées dans l'ancienne station type lagunage naturel (**Hamid et al., 2014** et **Chachoua et Seddini, 2013**).

L'évolution mensuelles des teneurs en matières en suspension (MES) de l'influente brute dans la station 01 Kouinine montre que la plus forte charge a été enregistrée au cours de la période sèche (Mai, Août) ; cette teneur élevée peut être le résultat d'une grande quantité de rejet par la population pendant l'été. Les remontées brusques de la concentration en MES observées au printemps (Mars et Avril) sont probablement liées à un arrivage d'eau chargée en matière minérale à savoir le sable, limon...etc, cela est dû au fait que ces prélèvements coïncidaient avec des tempêtes de sable. En effet, la teneur et la composition minérale et organique des matières en suspension dans les eaux usées brutes sont très variables selon les cours d'eau (sables, boues, particules organiques, plancton, etc.); elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des travaux, des rejets, ... etc (**Rodier et al., 2009**).

La présence de matière en suspension dans les eaux usées ne constitue pas, sauf cas très particulier, un obstacle à la réutilisation de ces eaux. Bien au contraire, elle contribue à la fertilité des sols. Cependant, l'expérience montre que le maintien d'une concentration importante en matière en suspension dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes (**FAO, 2003**).

Les fortes valeurs en MES des effluents traités ont été observées surtout en période de chaleur (Juin -Juillet) correspondant à la période de développement abondant du phytoplancton. En effet, la période de l'importante prolifération algale est caractérisée par une pollution organique de néoformation qui gêne souvent l'abattement de la pollution et peut empêcher l'atteinte des objectifs de qualité en ce qui a trait à la concentration résiduelle en MES. Par ailleurs, **Schneiter et al.,(1983)**, **Marin (1987)** et **Hammou et al., (1995)** rapportent que l'élimination des matières en suspension (MES) s'opère principalement dans les bassins de tête. Signalons que dans les études antérieures, le traitement primaire dans le décanteur primaire n'a pas permis d'atteindre un niveau d'abattement satisfaisant : **Radin (2014)** rapporte des rendements de 38 % pour les MES.

La station 01 de Kouinine assure un bon abattement de MES (**figure IV.4.b**). Les performances épuratoires des bassins aérés pour les MES sont très significatives de l'ordre d'environ 85,67 % sur toutes les années d'étude, ces abattements sont similaires à ceux trouvés dans une autre étude de type lagunage aéré à Oujda (Maroc) (**Rassam et al., 2012**) et à Ismaïlia (Égypte) (**Abdel-Shafy et**

Salem, 2007). D'autre part les abattements de la MES de la station 01 de Kouinine sont inférieures à celles mesurées dans l'ancienne station type lagunage naturel, le rendement d'abattement atteint jusqu'au 88% (**Hamid et al., 2014).**

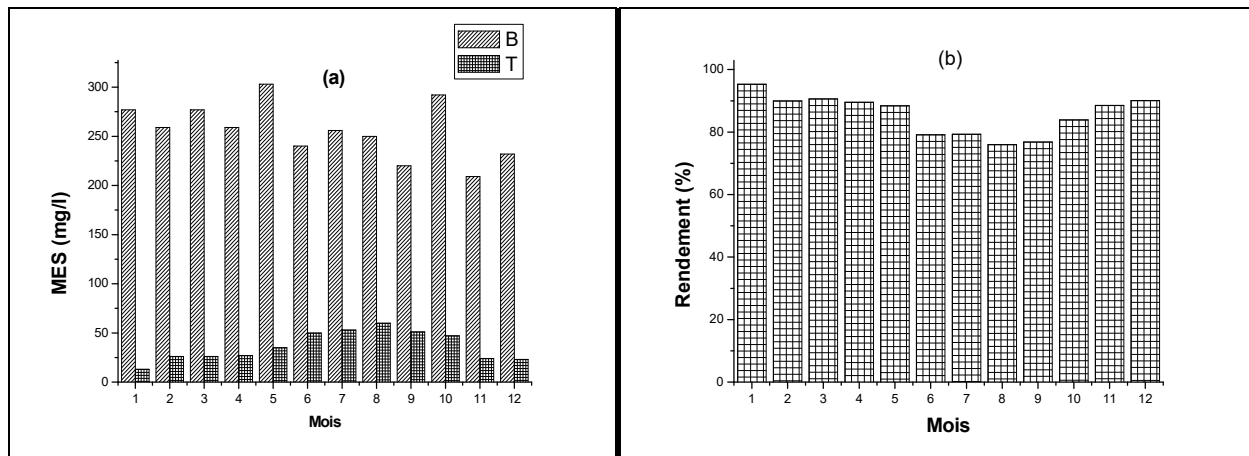


Figure IV.4 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la MES au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la MES moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

En revanche, l'abattement total a atteint une efficacité maximale de 91,93 % enregistrée en hiver par apport en l'été 78,15%. Ces résultats sont accord avec ceux rapportés dans la littérature à Québec (Canada) (**Narasiah et al., 1987**). Cependant, l'évolution des MES dans la station ne va pas toujours dans le sens de l'élimination. La courbe d'évolution des MES dans la station présente souvent des pics, indiquant une production de celles-ci. Ce phénomène est plus marqué en période chaude s'étendant à la fin du printemps jusqu'au début d'automne.

b. Variation de la turbidité

La variation de la turbidité des eaux suit étroitement celle de MES. La concentration moyenne annuelle des eaux influentes de la station en turbidité de l'ordre de 306 NTU, un minimum de l'ordre de 202 NTU au mois de Février et un maximum de l'ordre de 375 NTU au mois d'Août, ceci est fonction de la qualité d'eau usée. Ces résultats sont inférieurs à ceux trouvés à dans une autre étude de la même région Haoud Berkaoui (Algérie) (453NTU) (**Attab, 2011**). Concernant les eaux épurées, on remarque une nette réduction de ce paramètre dont les valeurs se situent dans un intervalle qui va le minimum 13 NTU au mois d'Avril et le maximum 69 NTU au mois de Juillet, avec une moyenne annuelle de l'ordre de 33,73 NTU (**figure IV.5.a**).

La station 01 de Kouinine assure une élimination satisfaisante de la turbidité, atteignant une efficacité moyenne de plus de 87,82 % et maximale de 93,52 % observée en hiver (**figure IV.5.b**). Cependant, le caractère saisonnier très variable du fonctionnement du lagunage fait que, pendant la période d'été, l'abattement en turbidité ne dépasse pas les 76 %. Le rendement en turbidité de la

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

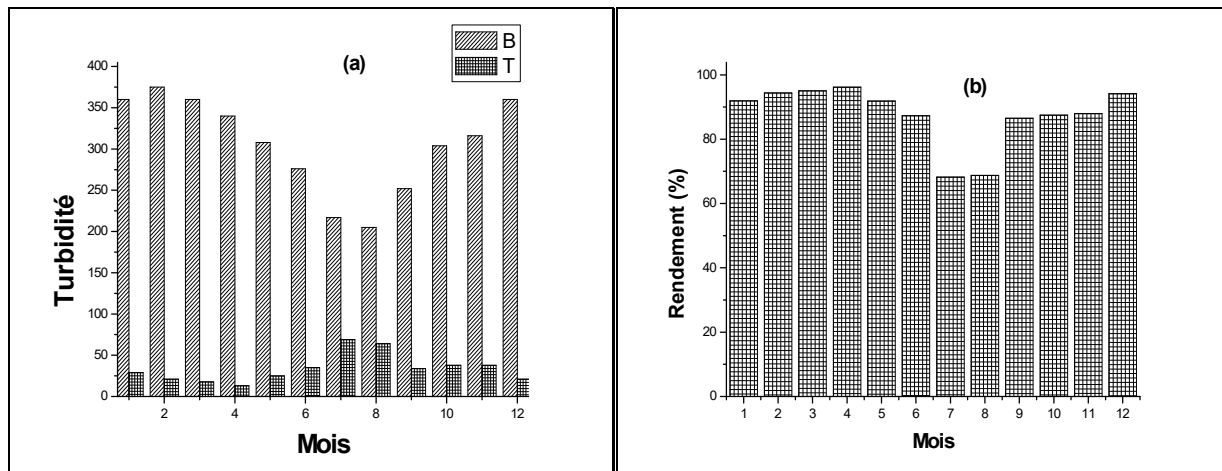


Figure IV.5 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la turbidité au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la turbidité moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

IV.1.1.3. Détermination des pollutions organiques

La mesure de la pollution organique d'une ERU est évaluée par la demande ou la concentration en oxygène représentée par cette pollution. On déterminera ainsi la demande chimique en oxygène (DCO) et la Demande Biologique en Oxygène (DBO₅) (Rejeseck, 2002).

a. Variation de l'oxygène dissous :

Les résultats obtenus attestent d'un faible taux d'oxygène des eaux brutes, soit une moyenne de 1,05 mg/L (0,32 à 1,91 mg/L), en raison de la forte charge organique dans les eaux usées brutes. La dégradation de cette pollution lors de l'épuration nous a conduits à des concentrations assez élevées, ces eaux s'est traduite par une élévation significative du taux d'oxygène en moyenne de 7,50 mg/L (6,65 à 8,81 mg/L) à la sortie de la station (**figure IV.6**). De plus, si la teneur est inférieure à 5 mg/L, la couche protectrice dans les canalisations métalliques se formera difficilement, et l'anhydride carbonique libre d'une eau non agressive sera susceptible d'amener la corrosion.

L'OMS recommande que les niveaux d'oxygène dissous soient maintenus aussi près que possible de la saturation. Aucune valeur guide fondée sur des critères de santé n'est proposée.

Au cours de notre expérimentation, les teneurs en O₂ dissous enregistrées à la sortie sont nettement supérieures à celles de l'entrée, ceci est dû à bonne aération des eaux au niveau du bassin d'aération, nécessaire pour le développement des microorganismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, ce qui conduit à une bonne épuration biologique des eaux usées. Le faible taux

d'O₂ dissous enregistré à l'entrée, caractérisant une arrivée d'eau usée riche en matières organiques et inorganiques dissoutes ainsi que la perturbation des échanges atmosphériques à l'interface due à la présence des graisses, des détergents...etc.) (**Hazourli et al., 2007**).

Selon les travaux de **Rassam et al., (2012)**, la teneur de saturation en oxygène dépend fortement de la température. En effet, l'augmentation des teneurs d'oxygène dissous, à la sortie de la station revient probablement à la technique d'épuration elle-même, utilisant des aérateurs et permettant le développement des algues qui libèrent de l'oxygène par photosynthèse. En plus, lorsqu'il existe moins de matières organiques à dégrader, les teneurs en oxygène dissous augmentent.

Belghyti et al., (2009), notait que l'importance de l'oxygénation des eaux est très claire puisque la présence d'oxygène dissous conditionne les réactions de dégradation aérobie de la matière organique et plus généralement l'équilibre biologique des milieux hydriques. Dans les réseaux d'assainissement des eaux usées, sa disparition complète s'accompagne généralement de l'apparition d'H₂S dans l'air, provenant de la réduction des composés soufrés présents dans les effluents, et corrélativement du phénomène d'attaque acide du béton des canalisations. Par contre sa présence inhibe les activités dénitrifiantes de la flore spécialisée.

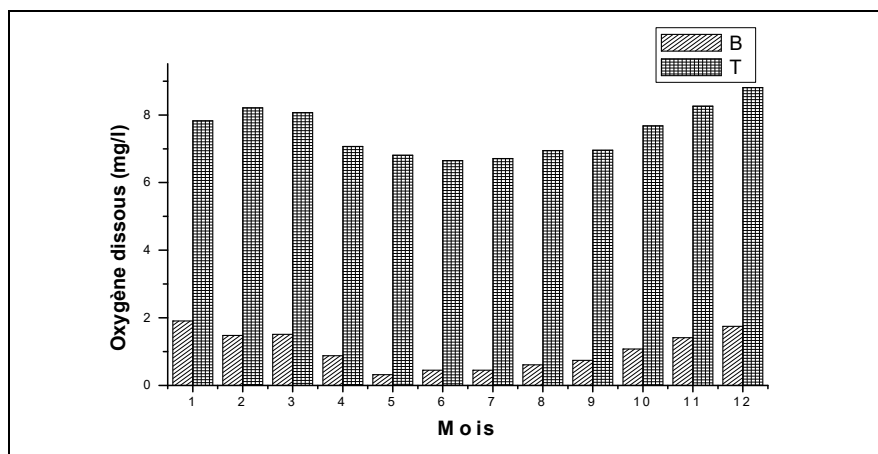


Figure IV.6. Variations mensuelles des valeurs moyennes de l'oxygène dissous au niveau de la STEP 01 Kouinine.

Dans le lagunage aéré, le mode d'aération mécanique, par le biais de turbines flottantes ou fixes (profondeurs 2 à 3 m) ou des systèmes d'insufflation d'air (profondeur 3 à 5 m) (**Blais et al., 2006 et ENGEES, 2002**), augmente, en effet, l'alimentation en oxygène provenant de moyens naturels (**CNRC, 2004**). On peut dire que l'oxygène dissous dans les lagunes est issu de l'activité photosynthétique des algues et de la diffusion de l'oxygène atmosphérique. Cet échange est beaucoup plus important dans les couches de l'eau superficielles que celles inférieures et explique les fortes teneurs en chlorophylle dans les couches supérieures. L'alimentation par le fond apporte un supplément d'oxygène par les algues. Cet apport permet le maintien des conditions aérobies

même au fond du bassin, ce qui permet de meilleures performances moyennant des bilans d'oxygène améliorés (El-Haite, 2010).

b. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)

La **figure (IV.7.a)** montre que les concentrations moyennes mensuelles de la DCO des eaux brutes de l'ordre de 489,39 mg/L, cette valeur au moins similaire à celle trouvée dans une autre étude de la même région à Temacine (Algérie) (355 mg/L) (Hammadi et al., 2013) et à Ouargla (Algérie) (309 mg/L) (Hammadi et al., 2016), et inférieure à celle trouvée dans une autre étude du processus de lagunage naturel à Sidi Senoussi (Tlemcen - Algérie) (500 mg/L) (Chachoua et Seddini, 2013). Ils montrent des teneurs en DCO entre de 230,33 mg/L à partir du mois de Mars pour qu'elles atteignent 603,67 mg/L au mois de Février, cette augmentation revient vraisemblablement à l'effet de la quantité importante des huiles qui arrivent à la station d'épuration, sachant que celle-ci n'est pas dotée d'un déshuileur. Concernant l'effluent traité, les valeurs enregistrées de la DCO sont largement inférieures à celle de l'eau brute pour moyenne de 80,86 mg/L, elles varient entre 30 mg/L au mois de Mars et de 111 mg /L au mois d'Août, ces valeurs nous montrent le bon abattement des bassins aérés vis-à-vis de la pollution carbonée.

Au niveau des eaux usées de STEP 01 Kouinine, la DCO évolue dans le même sens que le gradient de minéralisation (amont-aval). Ceci a été relevé par plusieurs auteurs ; **Jadal (2002) et El Blidi & Fekhaoui (2003)**. L'influence de certains éléments minéraux notamment les chlorures (**Rodier et al., 1996**) sur la détermination de ce paramètre se traduit cependant par une surestimation de la DCO dont l'évaluation reste non significative au niveau de rejet.

Par ailleurs, la comparaison des teneurs en DCO dans la station 01 de Kouinine avec la norme algériennes des rejets direct dans le milieu récepteur (120 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 4**), celle du journal officiel de la communauté européenne (125 mg /l) et aux normes internationales de rejet de l'OMS (1989) (**Voir annexe, tableau 2**), ainsi qu'aux normes spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (90 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**), montre que ces teneurs conviennent à l'irrigation agricole.

La station 01 de Kouinine assure une élimination satisfaisante de DCO, atteignant une efficacité de maxima de 87,08 % observée en hiver (**figure IV.7.b**). Cependant, le caractère saisonnier très variable du fonctionnement du lagunage fait que, pendant la période d'été, l'abattement en DCO ne dépasse pas les 79 %. En outre, 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**). L'abattement moyen de ces années d'étude atteint de 83, 29 % renseigne parfaitement sur l'efficacité des bassins aérés de la STEP 01 de Kouinine dans le traitement de ce type de pollution.

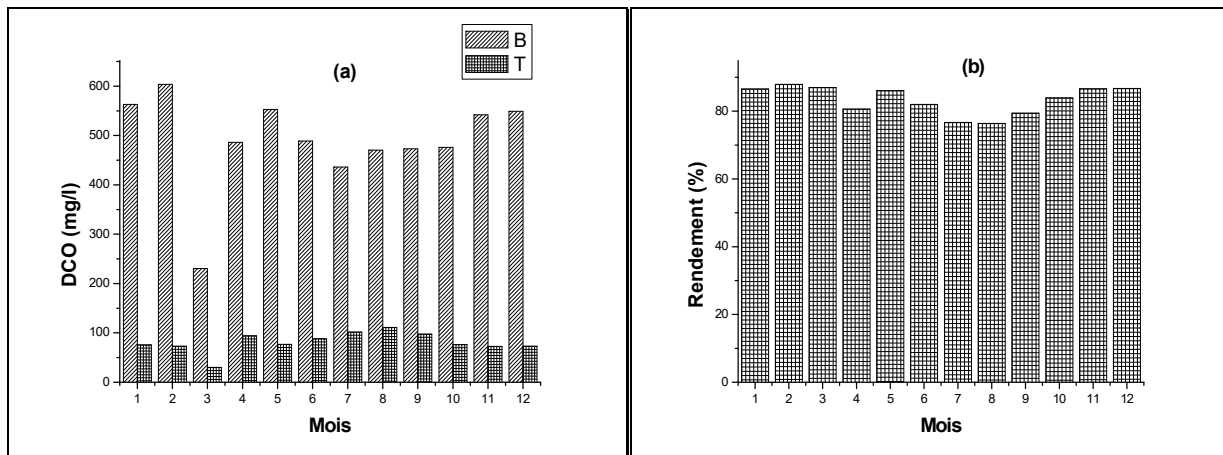


Figure IV.7 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la DCO au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la DCO moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

c. Variation de la Demande Biologique en Oxygène (DBO₅)

Les variations mensuelles de la teneur en DBO₅, au cours de notre suivi, entre d'amont en aval de traitement sont représentées par la figure (IV.8.a). La valeur moyenne de la charge polluante reçue par la station varie entre 222,90 mg/L au mois d'Août et 274,31 mg/L au mois d'Avril, avec une moyenne de 245,45mg/L. Les concentrations de la DBO₅ de l'eau brute s'expliquent par la nature des eaux résiduaires provenant des agglomérations urbaines. Ces valeurs sont similaires à ceux trouvés dans une autre étude du processus de lagunage naturel à Emir Abdel Kader (Aïn Témouchent – Algérie) (467,27 mg/L) (Chachouaet Seddini, 2013), et supérieures à ceux trouvées à Ouargla (Algérie) (137 mg/L) (Hammadi et al., 2016) et à Ismaïlia (Égypte) (188 mg/L) (Abdel-Shafy et Salem, 2007), dans une autre étude du processus de lagunage aéré.

Cependant, on constate que le maximum de pollution organique biodégradable est éliminé par la station, les effluents traités s'appauvrissent, ils montrent des teneurs en DBO₅ variant entre 20 mg/L au mois de Novembre et 42,50 mg/L au mois de Juin, avec une moyenne de 32 mg/L. Ces valeurs à la sortie nous renseignent sur le bon abattement des bassins aérés vis-à-vis de la pollution carbonée.

D'autre part, ces valeurs enregistrées de la DBO₅ à la sortie sont conformes aux valeurs limites spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur algérienne (35 mg/L) (JORA, 2006) (Voir annexe, tableau 4), mais supérieure à celles du journal officiel de l'OMS (1989) (Voir annexe, tableaux 2) fixée à (25 mg/L), ainsi qu'au-dessus aux normes extrêmes, limitées aux eaux d'irrigations algériennes (30mg/L) (JORA, 2012) (Voir annexe, tableau 5).

La figure (IV.8.a), montre une augmentation de la DBO₅ des eaux de la station 01 de Kouinine notamment en période sèche. Cette station reçoit des eaux usées brutes, riches en matières organiques biodégradables et en substances nutritives provenant des agglomérations urbaines d'El-Oued, de Bayadah, Rabbah et de Kouinine. Ceci qui provoque un accroissement considérable de

la charge organique des eaux superficielles dans un espace restreint. L'augmentation des teneurs en DBO₅ en période sèche peut être expliquée par l'instauration de conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes dont l'activité s'intensifie avec la diminution de la vitesse d'écoulement et avec le réchauffement des eaux. Cependant en période hivernale, les eaux de pluie contribuent à la dilution de la charge organique émanant des eaux usées des de la ville d'El-Oued.

L'évolution temporelle de la DBO₅ se caractérise par des valeurs plus importantes en période estivales qu'en période hivernale. Au vu des résultats obtenus, c'est en période où les températures sont élevées que le flux des matières organiques biodégradables sortant de la filière de traitement commence à avoir des valeurs élevées par rapport à celle enregistrées au début de notre suivi. D'après **Harmsen (1983)** et **Bliefert et Perraud (2001)**, cette augmentation est associée au maximum de développement de l'abondance bactérienne et une diminution des teneurs en oxygène dissous succède à la consommation de ce dernier par les microorganismes. Cependant la température des eaux joue un rôle prépondérant, dont l'élévation stimulerait les activités enzymatiques bactériennes

Le rendement en DBO₅ de la station de lagunage aéré 01 de Kouinine rappelle celui de MES (**figure. IV.8.b**), ce qui correspond à un taux d'abattement moyen de 87,14 %, cette performance de la station est liée à une optimisation des réglages d'exploitation ; il est bon à excellent lorsque la production de biomasse est faible, c'est-à-dire en période de températures basses et de faible ensoleillement. Ce rendement devient faible en période estivale (85,55%) par rapport au période hivernale (88,46%) durant laquelle se produisent d'importantes poussées phytoplanctoniques.

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

Selon **Metcalf & Eddy (2003)**, les coefficients de biodégradabilités sont calculés par le rapport entre la DCO et la DBO₅, et dépend de la nature et l'origine des eaux usées qui peut être domestique ou industrielle. On peut clairement observer que les eaux usées sont biodégradables pour l'ensemble des eaux usées entrant de la station d'épuration étudiée (01 Kouinine), il se situe en moyenne de $2,02 < 3$. Ce résultat confirme l'absence de rejet industriel raccordé au réseau d'assainissement domestique (**Rodier et al., 2009**). Le coefficient de biodégradabilité des effluents montre que les eaux des villes étudiées sont purement urbaines et favorable pour un traitement de type lagunage aéré (**Boutayeb et Bouzidi, 2013**).

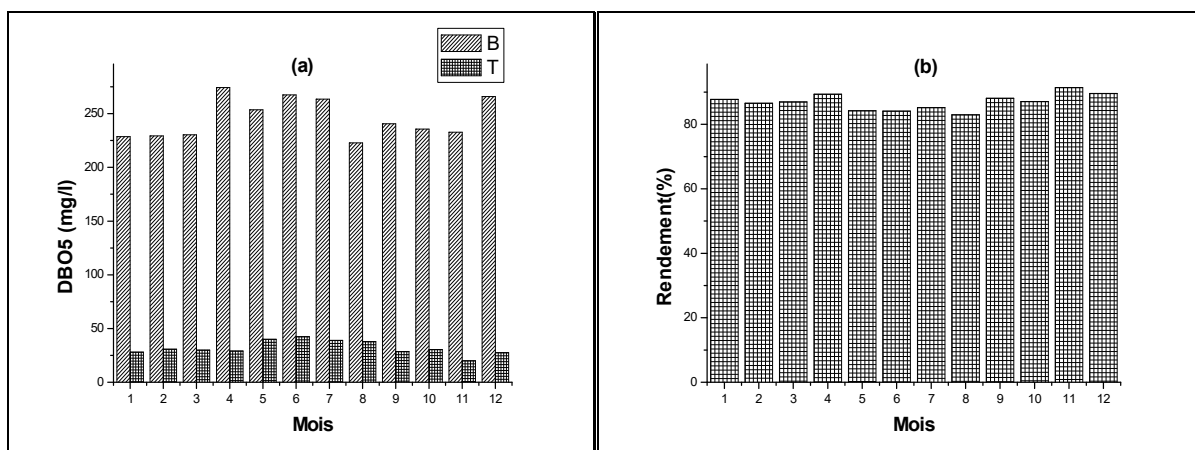


Figure IV.8 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la DBO₅ au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la DBO₅ moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

IV.1.1.4. Détermination des pollutions azotées

Le suivi d'évolution d'azote au cours du traitement peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique est principalement constitué par des composés tels que des protéines, des polypeptides, des acides aminés, de l'urée. Le plus souvent ces produits ne se trouvent qu'à de très faibles concentrations. Quant à l'azote minéral (ammoniacal, nitrate, nitrite), il constitue la majeure partie de l'azote total (Rodier et al., 2009).

a. Variation d'azote ammoniacal (N-NH₄⁺)

L'analyse du profil de l'azote ammoniacal des eaux usées brutes de la station (figure IV.9.a), montre que les teneurs varient entre 55,40 mg /L au mois d'Août à 78,33 mg /L au mois de Juillet, avec une moyenne de 68,13 mg/L. Ces valeurs sont élevées, mais sont en concordance avec les autres paramètres. Elles sont inférieures à celles trouvés dans une autre étude du processus de lagunage naturel à Emir Abdel Kader (Aïn Témouchent – Algérie) (108,8 mg/L) et à Sidi Senoussi (Tlemcen - Algérie) (101,9 mg/L) (Chachoua et Seddini, 2013) et supérieur dans une autre étude de la même région à Temacine (Algérie) (12,3 mg/L) (Hammadi et al., 2013).

Signalons, l'azote rejeté d'une habitation se trouve rapidement dans le réseau sous ses deux formes réduites (organique et ammoniacale), avec, à l'origine, une légère prédominance de la première. On admet couramment que la production d'un habitant représente 13 à 15 g d'azote (N) par jour, dont 1/3 sous forme NH₄⁺ et 2/3 sous forme d'azote organique, selon la taille de l'agglomération. Le transit dans le réseau modifie leurs proportions en faveur de la forme ammoniacale. Selon le temps de séjour et la température, la proportion d'azote ammoniacal à l'entrée de la station d'épuration varie entre 50 % (réseaux courts) et 75 % (réseaux très longs) (Rejeseck, 2002). C'est donc sous les formes organiques et ammoniacales que l'azote est présent

dans les eaux usées que devront traiter les stations d'épuration. On constate le plus souvent l'absence de nitrite et de nitrate (**Choubert, 2002**).

Le même profil (**fig IV.9.a**) a été analysé pour les eaux usées traitées de la station, on a trouvé que les teneurs s'échelonnent entre 38,18 mg/L au mois de Janvier et 59,20 mg/L au mois de Juillet, avec une moyenne de 48,56 mg/L. Ces concentrations de la N- NH_4^+ à la sortie de la station sont inférieures à celles mesurées dans la station type lagunage naturel à Emir Abdel Kader (Aïn Témouchent – Algérie) et à Sidi Senoussi (Tlemcen - Algérie) (**Chachoua et Seddini, 2013**).

En fonction de la longueur et de la pente du réseau, l'élimination d'azote par décantation primaire est comprise entre 5 et 10 % de l'azote total reçu par temps sec, et plus en temps de pluie, en réseau unitaire, lorsque s'effectue un auto-curage du réseau (**Boutin et al., 1997**).

Plusieurs auteurs travaillant sur le lagunage ont attribué les pertes en azote au phénomène de volatilisation ou « stripping » de l'ammoniac (**Miller et al., 1969 ; Shelef, 1982 ; Picot et al., 1993**). Le stripping de l'ammoniac consiste en un transfert de NH_3 à partir de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Ce phénomène est contrôlé par plusieurs facteurs physico-chimique et hydrodynamique (**Shpirt, 1981 ; Boisserie, 1990**) : les pH alcalins sont nécessaires pour formation de NH_3 . La présence d'une agitation ou turbulence favorise le transfert de l'ammoniac de la solution aqueuse vers l'atmosphère. Dans lagunage aéré, les conditions permettant la volatilisation de NH_3 sont réunies : l'activité algale intense qui s'y développe s'accompagne d'une augmentation du pH suite à l'assimilation photosynthétique des bicarbonates (**Azov, 1982 ; Richmond, 1983**).

Dans le cas des procédés extensifs d'épuration tels le lagunage naturel et le lagunage aéré les boues primaires séjournent longuement au contact de l'eau, la libération progressive d'azote ammoniacal produit par hydrolyse des bactéries réduit le rendement de la décantation des influents bruts. Pour lesquels on doit considérer que la part de l'élimination d'azote par la décantation primaire qui s'y effectue est négligeable (**Boutin et al., 1997**).

Lors du cheminement des ERU dans le réseau, milieu très réducteur, une partie de la matière organique azotée est hydrolysée enzymatique et transformée en azote ammoniacal avec ou sans oxygène dissous par un processus d'ammonification se réalise que le milieu soit oxydant (station d'épuration) ou non (collecteur). La vitesse de réaction est suffisamment rapide pour qu'un séjour de quelques heures en réseau réduise de moitié les concentrations d'azote organique (**Rejesek, 2002**).

L'abattement moyen d'azote ammoniacal au niveau de la station 01 de Kouinine pendant période d'étude (**fig IV.9.b**) est faible qui est de 28,89%, reste très proche dans une autre étude de celui de la station type lagunage aéré à Ismaïlia, Égypte (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), qui est de 26,5 %. Les teneurs relativement élevées enregistrées en période hivernale qui est de 34,07% traduisent le

processus de minéralisation incomplet de la matière organique. Les concentrations faibles observées en période estivale qui est de 23,71%, peuvent s'interpréter en termes de consommation d'éléments azotés par la biomasse phytoplanktonique.

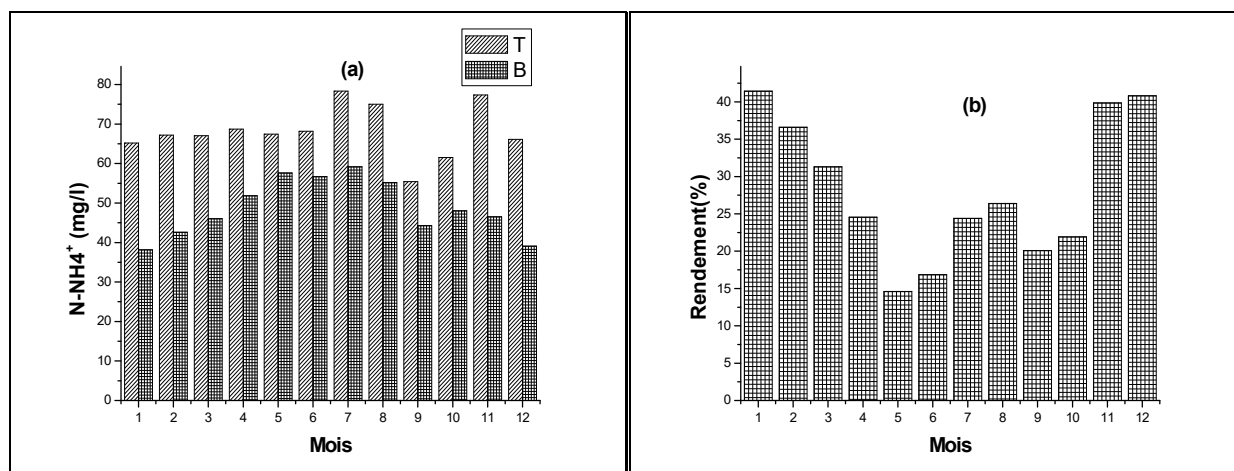


Figure IV.9 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la $N-NH_4^+$ au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la $N-NH_4^+$ moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

Horan (1990) a signalé que les facteurs affectant la croissance des bactéries nitrifiantes sont la teneur en substrat, la température, l'oxygène dissous et le pH. Les résultats ont montré que l'augmentation de la température était corrélée avec une diminution de l'ammoniac et de l'alcalinité. Pendant ce temps, l'augmentation du pH et de l'oxygène dissous était corrélée à une diminution de l'ammoniac.

b. Variation d'azote nitreux ou azote des nitrites ($N-NO_2^-$)

D'après les résultats obtenus, au niveau de la STEP d'étude, on remarque que la teneur en azote nitreux 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 un minimum de l'ordre de 0,28 mg/L au mois d'août et un maximum de l'ordre de 0,39 mg/L au mois de novembre, avec une moyenne annuelle de l'ordre de 0,32 mg/L. Ceci est fonction de la qualité d'eau usée, ces résultats sont presque similaires à ceux trouvés dans une autre étude de la même région à Touggourt (Algérie) (0,31 mg/L) (**Labeled et al., 2014**).

Dans les eaux des sorties elles se situent entre 0,75 mg/L au mois de décembre et 1,74 mg/L au mois de juillet, avec une moyenne annuelle de l'ordre de 1,09 mg/L. D'après la figure **(IV.10)**, nous remarquons que les concentrations en nitrites rejetés sont supérieures aux concentrations entrantes, donc il y a une dégradation de nitrites c.-à-d. une nitrification.

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque où la nitrification n'était pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante à des températures élevées, cette dernière joue un rôle important pour le fonctionnement du système de traitement (**Choubert, 2002**).

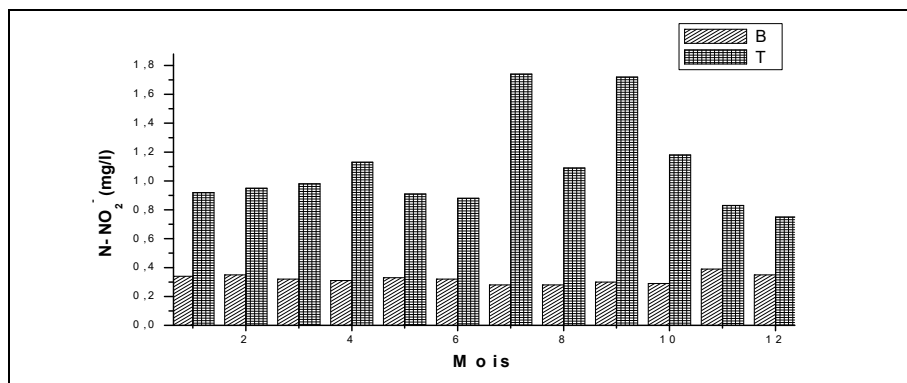


Figure IV.10. Variations mensuelles des valeurs moyennes de la $N-NO_2^-$ au niveau de la STEP 01 Kouinine.

Une valeur de 1,74 mg/L a été enregistrée pour le dernier prélèvement ceci est probablement liée à la température relativement élevée au mois de Juillet. Les travaux de **Sanz et al., (1996)** montrent qu'il existe des changements de l'activité de la biomasse autotrophe nitrifiante sous l'effet des variations de la température, ce qui influence le taux de nitrification. Ainsi, une eau refermant des nitrites est à considérer comme suspecte car ces substances sont souvent associées à une détérioration de la qualité microbiologique (**Rodier et al., 2009**)

Par ailleurs, la comparaison des teneurs en azote nitreux dans la station de Kouinine avec les normes internationales des eaux destinées à l'irrigation selon l'OMS (1989) (<1mg/L), montre que ces teneurs ne conviennent pas à l'irrigation agricole. D'autre part, ceci n'est toutefois pas un inconvénient si l'eau traitée est utilisée pour l'irrigation, puisque cet azote sert alors comme engrais.

c. Variation d'azote nitrique ou azote des nitrates ($N-NO_3^-$)

Les résultats des analyses de l'azote nitrique dans les eaux usées brutes montrent que leurs teneurs oscillent entre 0,38 mg/L au mois de Juin et 2,12 mg/L au mois d'Octobre, avec une moyenne annuelle de 0,70 mg/L. Pour les eaux usées traitées les teneurs oscillent entre 2,82 mg/L au mois d'Août et 6,39 mg/L au mois d'Octobre, avec une moyenne annuelle de 4,65 mg/L. On constate que les taux d'azote nitrique ont augmenté considérablement au niveau des eaux traitées par rapport aux eaux brutes (**figure IV.11**).

Les faibles teneurs en azote nitrique 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 13g/jour d'azote rejeté par un être humain adulte, sous forme essentiellement organique, présent dans l'urine (**Chocat, 1997**). C'est donc sous les formes organiques et

ammoniacales que l'azote est présent dans les eaux usées que devront traiter les stations d'épuration. On constate le plus souvent l'absence de nitrite et de nitrate (**Choubert, 2002**).

En effet, au stade final de traitement notamment dans les bassins de finition, c'est la concentration d'azote nitrique très faible dans les eaux de la sortie de la station d'épuration. Ceci s'interprète d'une part, les concentrations élevées en azote ammoniacal sont inhibitrices de la nitrification et plus particulièrement de la nitratisation. D'autre part, les toxiques inhibant l'activité des bactéries nitrifiantes, comme d'ailleurs celle de l'ensemble de la microflore épuratrice, seront d'autant plus gênants que d'autres conditions seront défavorables (température basse, pH acide, ...etc). Parmi les métaux, les ions Ni, Cu, Pb et Ag apparaissent comme les plus susceptibles de bloquer la nitrification à très faible concentration sans avoir d'effet notable sur le reste des micro-organismes. De plus, les composés organiques, de très nombreuses molécules contenant du soufre sont des inhibiteurs spécifiques de la nitrification (inhibiteur à 75 % avec 0,08 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**).

Dans certaines conditions de fonctionnement, il est possible de réaliser l'étape ultime de l'élimination de l'azote nitrique sous forme de diazote qui dégaze : dénitrification. Elle se pratique dans stations performantes qui se trouvent dans des zones sensibles à l'eutrophisation où les nitrates doivent être éliminés de l'eau traitée pour ne pas se retrouver dans le milieu naturel.

Par ailleurs, les teneurs en azote nitrique obtenues à la sortie, obéit aux valeurs limites spécifiques des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation algériennes (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**) et internationale (**FAO, 2003**) (**Voir annexe, tableau 6**) imposent que les teneurs en nitrates n'excédant pas 30 mg/L); de ce fait, les eaux épurées de la station 01 de Kouinine sont confortent à l'utilisation pour des fins d'irrigation.

Nous remarquons que le rendement durant toutes les années 2011 à 2014 sont négatif ce qui signifie que les concentrations dans les eaux sortantes est supérieur à celle des eaux entrantes, ce qui est très claire dans **la figure (IV.11)**, cette augmentation indique qu'il y a une nitrification de l' $N-NH_4^+$, et que la dénitrification est absente ou bien très faible par rapport la nitrification.

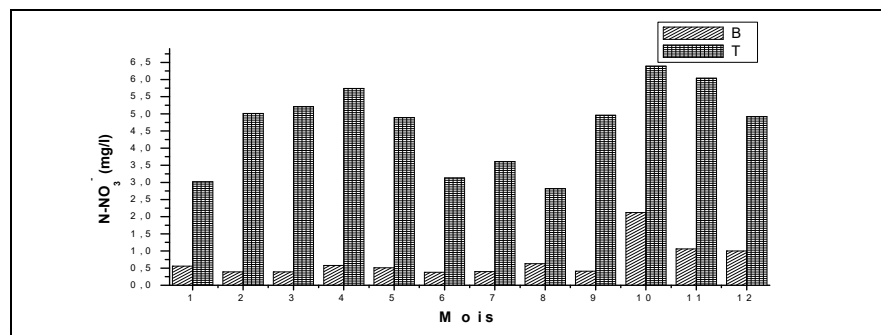


Figure IV.11 Variations mensuelles des valeurs moyennes de la $N-NO_3^-$ au niveau de la STEP 01 Kouinine.

d. Variation d'azote total (Nt)

Des valeurs très élevées de l'azote total (Nt) ont été enregistrés dans les eaux usées brutes de la station entre 55,77 mg/L au mois de Janvier et 96 mg/L au mois d'Octobre, avec une moyenne de 72,93 mg/L, ces résultats sont plus ou moins similaires à ceux trouvés dans une autre étude de la même région à Touggourt (Algérie) (0,31 mg/L) (**Labed et al., 2014**), et inférieurs à ceux trouvés à Emir Abdel Kader (Aïn Témouchent – Algérie) et Sidi Senoussi (Tlemcen - Algérie) (**Chachoua et Seddini, 2013**), dans une autre étude du processus de lagunage naturel. Concernant les eaux usées traitées, les valeurs enregistrées varient entre 43,10 mg/L au mois de Mai et 68,56 mg/L au mois de Janvier, avec une moyenne de 55,73 mg/L (**figure IV.12.a**).

Dans le but de comprendre le devenir de l'azote dans la STEP 01 Kouinine, nous avons dressé un bilan moyen entrée – sortie sur les années d'étude (**figure IV.12.a**). Les pourcentages des différentes formes azotées sont exprimés par rapport à l'azote total entant dans la STEP. Les formes oxydées azotées (N-NO₂⁻ et N-NO₃⁻), toujours inférieurs à 1 mg/L, n'ont pas été prises en compte car leurs teneurs ne rentrent pas de façon significative dans l'établissement du bilan ; plusieurs auteurs ont également noté l'absence de nitrates dans l'effluent traitée malgré les fortes teneurs en oxygène (**Koopman et al., 1980 ; Shelef et al., 1982 ; Nurdogan,1988**). Ce dernier invoque les fortes variations du pH, de la température et de l'oxygène comme inhibitrices de la croissance des bactéries nitrifiantes, le temps de séjours court pourrait également explique l'absence de nitrification (**El-halouani et al., 2012**). Ça confirme également l'avis d'**Oudra et al, (1998)**, qui signale que le suivi des concentrations en ammonium seul suffit pour tracer l'évolution de l'azote dans une station de lagunage.

Signalons par ailleurs, qu'une forte concentration en azote total et ammoniacal conduit à une inhibition de l'activité photosynthétique des algues ce qui pourrait s'ajouter au déséquilibre DBO₅-N-P qui, handicape la flore (**Nacir et al., 2010**)

L'évolution des formes azotées dépend particulièrement de la présence de l'oxygène dissous (**Himmi et al., 2005**). Cette évolution se fait dans le sens d'une nitrification, les bactéries assurant l'étape de nitrification étant les plus sensibles aux variations des conditions du milieu, les toxiques inhibant l'activité des bactéries nitrifiantes, comme d'ailleurs celle de l'ensemble de la microflore épuratrice, seront d'autant plus gênants que d'autres conditions seront défavorables (température basse, pH acide, ...etc). **Khatabi et al., (2002)** ont montré que les rendements épuratoires les plus élevés sont enregistrés en hiver. L'absorption par les algues et le recyclage par le zooplancton peuvent réduire considérablement les concentrations en N-NH₄⁺ dans le milieu. Cette nitrification semble être plus active durant les périodes de faibles charges organiques (**Himmi et al., 2005**).

Au cours cette période, toutes les valeurs du N_t enregistrées dépassent les valeurs limites spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur algérienne (JORA, 2006) (Voir Annexe, tableau) et les normes extrêmes, limitées aux eaux d'irrigations internationales (OMS, 1989) (15 mg/L), et de ce fait, elles ne conviennent pas à l'irrigation (Voir Annexe, tableau 3).

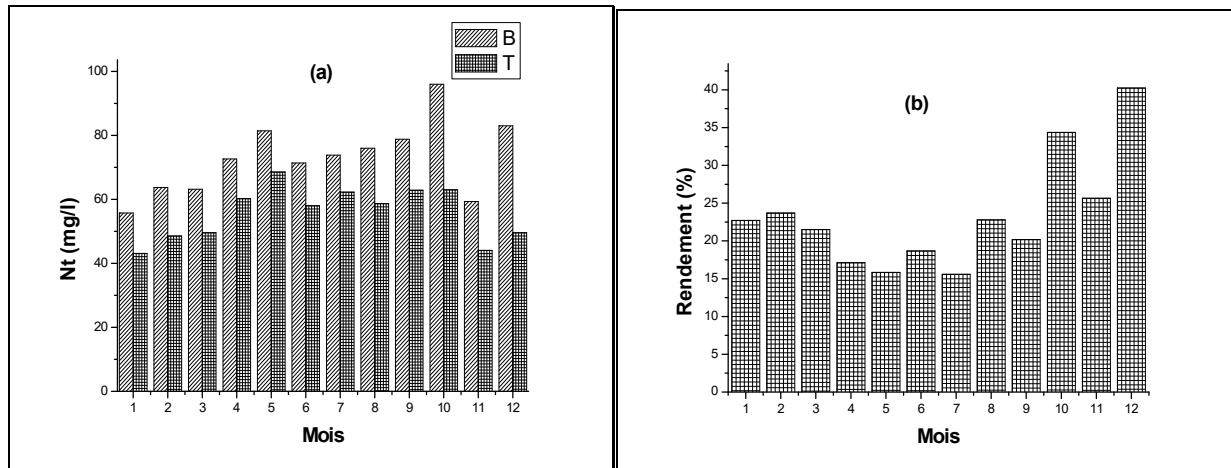


Figure IV.12 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la N_t au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la N_t moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

On a noté que les mesures de N_t ont abouti à des performances moyennes (**figure IV.12.b**) qui sont de 23,65 %, ces abattements sont presque similaires à ceux trouvés dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Oujda (Maroc) (Rassam *et al.*, 2012) (27,8 %) et à Ismaïlia (Égypte) (Abdel-Shafy *et Salem*, 2007) (30%). D'autre part, les performances de l'azote total de la station 01 Kouinine sont supérieures à celles obtenus dans l'ancienne station type lagunage naturel (Chachoua *et Seddini*, 2013). L'élimination plus élevée en période hivernale (automne et hiver) (28,80%) par rapport au période estivale (printemps et été) (18,49%). Le procédé par lagunage aéré ne peut pas à proprement parler d'éliminer l'azote : il peut tout au plus minéraliser l'azote organique en azote ammoniacal, et éventuellement oxyder une partie de ce dernier en nitrate. Ceci n'est toutefois pas un inconvénient si l'eau traitée est utilisée pour l'irrigation, puisque cet azote sert alors d'engrais. Dans le cas présent il y aurait intérêt à affiner la connaissance du bilan azoté, en déterminant systématiquement l'azote ammoniacal, nitreux et nitrique dans l'effluent (Rassam *et al.*, 2012).

IV.1.1.5. Détermination des pollutions phosphorées

Le phosphore des eaux usées, particulaire ou soluble, est essentiellement constitué : de phosphore minéral, dérivé de l'acide phosphorique comme les orthophosphates (PO_4^{3-} , $H_2PO_4^-$,

HPO₄²⁻) ou condensé comme polyphosphates; et de phosphore organique, élément constitutif de biomolécules comme phospholipides, polynucléotides, ATP, ADP, (**Deronzier et Choubert, 2004**).

a. Variation d'Orthophosphates (P-PO₄³⁻)

Les teneurs des eaux usées brutes en orthophosphates (P- PO₄³⁻) (**figure IV.14.a**) varient entre 5,64 mg/L au mois de Janvier et 7,90 mg/L au mois de Septembre. Elles sont inférieures à celles trouvées dans une autre étude de la même région à Haoud Berkaoui (Algérie) (3,14mg/L) (**Attab, 2011**), et dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Québec (Canada) (2,70mg/L) (**Narasiah et al., 1987**). En revanche, elles sont fortement supérieures à celles obtenues dans une autre étude de la même région à Touggourt (Algérie) (33,07 mg/L) (**Labeled et al., 2014**). Ces valeurs se situent dans la gamme des valeurs rapportées par la littérature : 10 à 20 mg P/L correspondant à l'absence d'importantes quantités d'eaux parasites. Les orthophosphates représentent 60 à 85 % du phosphore total avec une concentration d'autant plus élevée que le temps de séjour dans le réseau de collecte est important (**ONA, 2014 ; Rejesek, 2002**).

Nous avons enregistré une teneur maximale de 3,66 mg/L au mois de Décembre et une valeur minimale de 2,20 mg/L au mois de Juillet (**Figure IV.13.a**). La teneur moyenne en orthophosphates des eaux brutes (6,75 mg/L) semble supérieure à celle enregistrée dans les eaux traitées (2,97 mg/L), cela est due à l'activité des microorganismes qui participent à la transformation du phosphore organique en polyphosphates et orthophosphates.

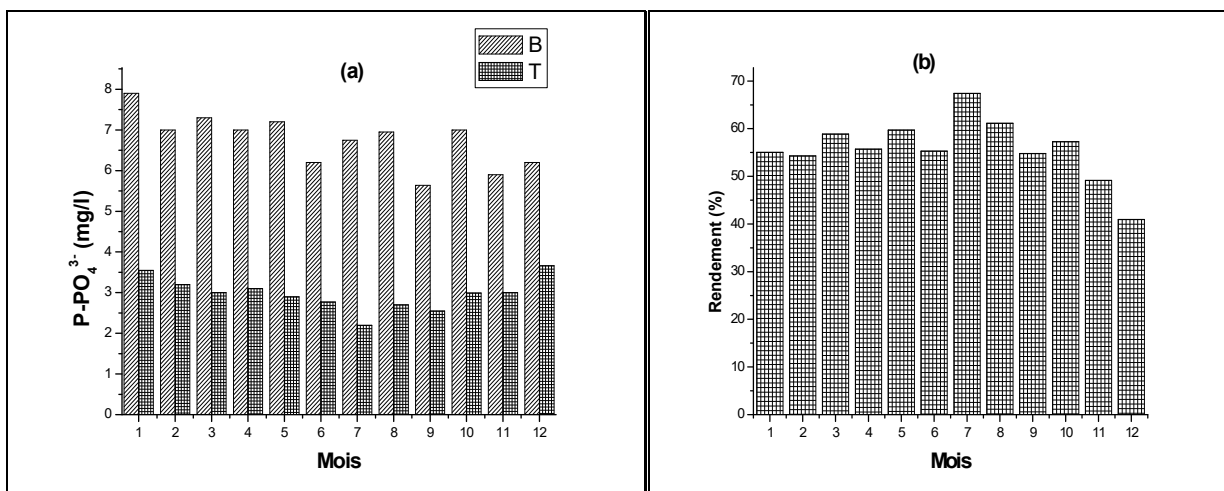


Figure IV.13 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la P-PO₄³⁻ au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la P-PO₄³⁻ moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

Le niveau d'élimination d'orthophosphate (**figure IV.13.b**) est instable avec un rendement d'élimination moyen de 56,05 %, l'abattement moyen sur la période hivernale (52,3 %) sont légèrement faibles par rapport à la période estivale (59,8 %). Les résultats enregistrés dans notre

étude sont toutefois concordant avec celui de **Horan (1990)** qui ont montré une légère augmentation de l'orthophosphate a été enregistrée en raison de l'accélération de la biodégradation du polyphosphate par les micro-organismes ainsi que de l'augmentation de la température sur une filière similaire en climat sahélien. Parallèlement le rendement d'abattement de l'orthophosphate de la station 01 Kouinine sont supérieures à celles obtenues dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Québec (Canada) (25,25 %) (**Narasiah et al., 1987**), renseigne parfaitement sur l'efficacité des bassins aérés de la STEP 01 de Kouinine dans le traitement de ce type de pollution.

b. Variation du phosphore total (Pt)

L'ensemble des formes de phosphores organiques et minérales constitue le phosphore total (Pt), le taux moyen de phosphore total émis par litre d'ERU est de l'ordre de 6 à 20 mg, avec moyenne de 10 mg/L (**Rejeseck, 2002**).

Les teneurs moyennes de l'effluent à l'entrée de la station oscillent entre 8,60 mg/L au mois de Juin et 11,90 mg/L au mois de Septembre, soit une moyenne annuelle de 10,43 mg/L (**figure IV.14.a**), ces valeurs sont supérieurs à celles trouvées Ismaïlia (Égypte) (6,1 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), et sont inférieures à celles obtenues à Québec (Canada) (4,23mg/L) (**Narasiah et al., 1987**), dans d'autres études du processus de lagunage aéré.

Les teneurs résiduelles moyennes en phosphore total de l'effluent à la sortie de la filière oscillent entre 5,40 mg/L au mois de Juin et 7,73 mg/L au mois de Septembre. Cependant, la moyenne de la concentration de phosphore total au cours du suivi (6,44 mg/L) est inférieure aux normes algériennes spécifiques de rejet direct dans le milieu récepteur (10 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Voir Annexe, tableau 4**), mais supérieure à celles du journal officiel de l'OMS (1989) (**Voir annexe, tableaux 3**) fixée à (2 mg/L).

L'établissement des bilans nous permet de constater une diminution du phosphore total au cours du passage de l'effluent dans le STEP 01 Kouinine, cette fraction disparue a été dénommée « perte » en phosphore, elle correspond à la différence entre le phosphore total à l'entrée et à la sortie du système. Dans des conditions alcalines de pH et en présence de calcium des pertes en phosphore peuvent être dues à la précipitation de phosphates de calcium (**Koopman et al., 1980 ; Shelef et al., 1982 ; Picot et al., 1991**). D'après (**El-Halouani ,1993**), ces pertes en phosphore sont d'une part corrélées positivement avec les variables de la photosynthèse (pH, l'oxygène dissous) et avec les facteurs climatiques et d'autre part corrélées négativement avec les formes minérales du phosphore ($P-PO_4^{3-}$) et avec le calcium.

Les bactéries déphosphatantes, rappelons-le, sont des bactéries aérobies strictes et aérobies facultatives dénitrifiantes. Elles sont sensibles à tout métal lourd toxique. Pour les processus biologiques spécifiques de la déphosphatation, il est à noter qu'une concentration supérieure à 1

mg/L de cuivre induit une inhibition certaine de l'absorption du phosphore en aération. D'autres limites connues de toxicité envers la biomasse déphosphatante sont 10 mg/L pour le cadmium et 5 mg/L pour le nickel et le zinc (Villebrun, 1989).

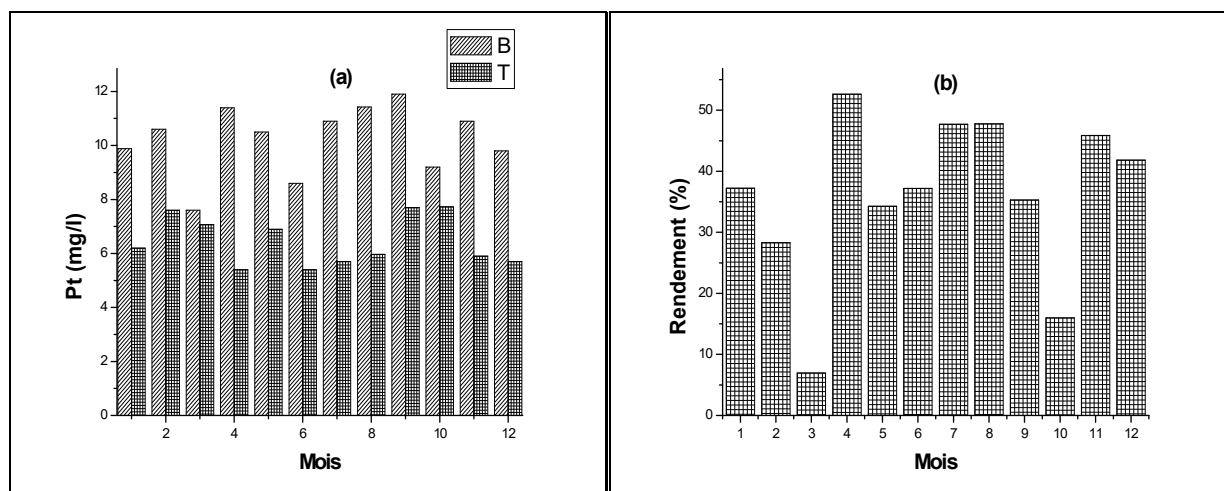


Figure IV.15 (a) Variations mensuelles des valeurs moyennes de la Pt au niveau de la STEP 01 Kouinine

(b) Rendements mensuelles de la Pt moyenne au niveau de la STEP 01 Kouinine.

Le niveau d'élimination du phosphore total est faible et presque stable (**figure IV.15. b**) qui est de 38,31%, soit un rendement d'élimination moyen de 42,14 % en période chaude (printemps et été) et 34,48 % en période fraîche (automne et hiver). Pareillement le rendement d'abattement du phosphore total de la station 01 Kouinine reste similaire à celles obtenues dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Québec (Canada) (39 %) (Narasiah *et al.*, 1987).

D'autre part, selon **Deronzier et Choubert (2002)** l'augmentation de la température favorise l'élimination biologique du phosphore par l'augmentation des vitesses de relargage / réabsorption de phosphore, où les mécanismes d'absorption et de relargage de phosphore pouvant être ralentis à faible température (8-10 °C). Outre, de plus, l'augmentation substantielle de la quantité de substrats rapidement biodégradables avec la température.

IV.1.1.6. Détermination des pollutions des métaux lourds

La présence des métaux lourds dans les eaux usées urbaines nombreux (de l'ordre de quelques µg/l), elles peuvent exister sous formes d'ions, de complexes organiques et minéraux en solution ou absorbés sur des colloïdes ou des aérosols (El- Morhit *et al.*, 2009).

L'apport régulier d'eau usée non décantée peut conduire à l'accumulation des éléments minéraux indispensables au développement des végétaux et des animaux comme le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre, le bore et le molybdène. Ces éléments sont appelés oligo-éléments ou éléments traces métalliques (ETM). Les eaux usées apportent aussi d'autres métaux toxiques à la plante, tel que le plomb, le mercure, le cadmium, l'aluminium et le chrome (Cadillon, 1989).

Dans le tableau (IV.1) sont consignées les concentrations moyennes en divers métaux lourds cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), plomb (Pb), fer (Fe) et nickel (Ni) contenus dans les eaux usées résiduaires et épurées de la station d'épuration 01 Kouinine dans le période entre l'année 2011 à 2014.

Tableau IV.1 Variation annuelle des métaux lourds dans les eaux usées brutes et l'effluent traité de la STEP 01 Kouinine aérées (Moyenne, Ecart type, Variation, Rendement)

Variables	Cd	Cu	Pb	Cr	Fe	Ni
Influent brute (mg/L)	0,52 (0,31-0,73)	1,75 (1,63-1,88)	0,55 (0,21-0,89)	0,45 (0,4-0,5)	3,86 (2,75-4,98)	4,89 (2,73-7,05)
Effluent traité (mg/L)	0,29 (0,18-0,41)	0,43 (0,06-0,8)	0,13 (0,09-0,17)	0,18 (0,06-0,3)	0,42 (0,22-0,62)	2,86 (1,47-4,25)
Rendement %	43,27	75,50	76,36	60,00	89,13	41,51

a. Variation du cadmium (Cd)

Les résultats indiquent des teneurs en Cd des eaux brutes variant entre 0,31 mg/L et 0,73 mg/L, avec une moyenne annuelle de 0,52 mg/L, ces valeurs sont supérieures à celles trouvées dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) (0,0003 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**).

Concernant l'effluent traité, les valeurs enregistrées de la Cd sont largement inférieures à celle de l'eau brute pour moyenne de 0,29 mg /L, elles varient entre 0,18 mg/L et 0,41 mg/L (**tableau IV.1**). Ces dernières sont légèrement supérieures aux normes des valeurs limites spécifiques des rejets directs dans les milieux récepteurs algériens (0,2 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 4**) et internationale aux recommandées pour à l'irrigation sur l'influence à long terme (0,01 mg/L) (**FAO, 2003**) (**Voir annexe, tableau 7**), ainsi qu'aux normes spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (0,05 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**); d'où un risque quant à l'utilisation dans le secteur agricole. Par ailleurs, le cadmium est le polluant non organique le plus préoccupant. Il est parfois présent à des concentrations importantes dans les eaux usées et il est très mobile dans le sol. Il s'accumule dans les plantes à de fortes concentrations engendrant la phytotoxicité (**Gupta et al., 2007**). Il peut s'accumuler dans l'organisme et provoquer de graves intoxications (**Yang et al., 2008**)

Donc un intérêt certain de limiter les rejets de cadmium dans le milieu aqueux et atmosphérique et de se préoccuper attentivement de l'épandage des boues de traitement des eaux usées. Les traitements habituels des eaux, notamment la précipitation et l'échange d'ions, permettent une élimination importante du cadmium. (**Rodier et al., 2009**).

L'abattement moyen de la Cd obtenu de ces années d'étude atteint de 43,27 % satisfait les normes européennes d'abattement de ces paramètres (**Goula et al., 2006**). Les résultats de la station

01 de Kouinine sont supérieurs à celles mesurées dans station type lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) (33,3%) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), renseigne parfaitement sur l'efficacité des bassins aérés de la STEP 01 de Kouinine dans le traitement de ce type de pollution.

b. Variation du Cuivre (Cu)

Les variations annuelles des concentrations en Cu des eaux brutes montrent le balancement de ce paramètre entre de 1,63 mg/L et de 1,88 mg/L, donnant une moyenne générale de 1,75 mg/L pour les années d'étude, ces concentrations ont été considérablement plus élevées que celles trouvées dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) (0,0003 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), et inférieure à celle trouvée dans d'une autre étude pour les eaux originaires des rejets domestiques et industriels de la ville de Batna d'Oued El Gourzi qui est 2,29 mg/L (**Tamrabet, 2011**). L'augmentation de la teneur en cuivre, dans le cas des eaux usées, est due aux rejets issus des activités industrielles de textile, de tannerie et de batteries. Il est l'un des ETM présent en quantité non négligeable dans les rejets urbains à des teneurs allant de 0.01 à 0.75 mg/L (**Chocat, 1997 ; Tamrabet, 2011**).

Concernant les eaux traitées, leur concentration en Cu oscille dans un intervalle borné par les extrêmes suivant : un minimum de 0,06 mg/L et un maximum de 0,8 mg/L, avec une moyenne de 0,43 mg/L pour toute la période d'étude (**tableau IV.1**). Ces valeurs à la sortie nous renseignent sur le bon abattement des bassins aérés vis-à-vis du traitement de ce type de pollution.

Les teneurs moyennes tendent à diminuer de l'amont à l'aval de l'écoulement résultant de leur précipitation et de leur adsorption au niveau des sédiments du cours d'eau. Ces valeurs de le cuivre à la sortie sont incluses dans la fourchette des valeurs limites spécifiques des rejets directs dans les milieux récepteurs algériennes (0,5 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 4**) ainsi qu'aux normes spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (5 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 4**); ce qui traduit qu'il n'y a pas de contamination de ce fait, les eaux épurées de la station 01 de Kouinine sont confortent à l'utilisation pour des fins d'irrigation.

La station d'épuration 01 de Kouinine assure une élimination satisfaisante pour cette pollution, atteignant une efficacité moyenne de plus de 75,50 %. Ces abattements corroborent celles apportées dans autres études du processus de lagunage aéré par Oujda et de Marrakech (Maroc) (79,7%) (**Tamrabet et al., 2007**) et supérieurs à celles rapportés à Ismaïlia (Égypte) qui est 31% (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**). Selon, **Rodie et al.,(2009)** ; l'élimination du cuivre à partir des eaux résiduaires ne présente pas de difficultés particulières, en utilisant des traitements de précipitation chimique. En outre, le cuivre est susceptible de perturber l'épuration des eaux résiduaires par les processus biologiques, cela à des teneurs faibles (1 mg/L). Selon **El Hayek (1989)**, la toxicité du

cuivre diminue dans les eaux dures et sa présence dans les eaux usées joue un rôle négatif dans leur autoépuration.

c. Variation du Plomb (Pb)

Les valeurs annuelles de la concentration du plomb varient entre 0,21 et 0,89 mg/L pour les eaux brutes ; la valeur moyenne est de 0,55 mg/L, ces valeurs sont supérieures à celles trouvées dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) (0,02 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), elles sont de 0,09 à 0,17 mg/L dans les eaux traitées ; la valeur moyenne est de 0,13 mg/L. Ces valeurs sont inférieures aux normes des rejets directs dans les milieux récepteurs algériens (0,5 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 5**) et internationale aux recommandées pour à l'irrigation sur l'influence à long terme (5 mg/L) (**FAO, 2003**) (**Voir annexe, tableau 7**), ainsi qu'aux normes spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (10 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**); de ce fait, les eaux épurées de la station 01 de Kouinine sont confortent à l'utilisation pour des fins d'irrigation.

Selon **Cadillon (1989)**, le plomb est présent naturellement en faible quantité, il contribue à la pollution de l'environnement, sa solubilité est plus importante à en pH inférieur à 7.5. Une augmentation de la température de l'eau multiplie la solubilité du plomb et le mauvais état des réseaux d'assainissement enrichi l'eau par cet élément

Par ailleurs, Le taux d'abattement moyen annuel en Pb enregistré dans notre étude, et qui est de 76,36%, ces résultats sont supérieurs à celles obtenu dans d'autres travaux similaires à Ismaïlia (Égypte) (26 %) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), renseigne parfaitement sur l'efficacité des bassins aérés de la STEP 01 de Kouinine dans le traitement de ce type de pollution. En effet, selon **Rusan et al.,(2007)**, il y a des métaux ne sont pas indispensables pour les végétaux, mais ils ne présentent pas de danger pour l'utilisation agricole. Le plomb (Pb) est fixé au sol et par conséquent ne pénètre pas dans les plantes.

d. Variation du Chrome (Cr)

Les résultats obtenus indiquent une concentration en chrome total des eaux brutes variant de 0,4 mg/L à 0,5 mg/l, soit une moyenne de 0,45 mg/L, ces valeurs sont supérieures à celles trouvées dans une autre étude du processus de lagunage aéré à Ismaïlia (Égypte) (0,005 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**). Ceci est dû probablement à l'importance des rejets des usines de la fabrication des farines, atelier de traitement de surface, les effluents domestiques, les eaux de ruissellement en milieu urbain, tanneries, textiles...etc.

Parallèlement, la concentration en Cr des eaux traitées varie entre 0,06 mg/L et 0,3 mg/L, soit une moyenne de 0,18 mg/L pour toute la période de l'expérimentation (**tableau IV.1**).D'après **Rodier et al (2009)**, L'élimination du chrome à partir des eaux résiduaires ne présente pas de difficultés

particulières, en utilisant des traitements de précipitation chimique. Ce qui traduit qu'il n'y a pas de contamination. Alors que les teneurs de notre étude sont inférieures aux normes spécifiques des rejets directs dans les milieux récepteurs algériens (0,5 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Voir annexe, tableau 4**) et internationale aux recommandées pour à l'irrigation sur l'influence à long terme (0,2 mg/L) (**FAO, 2003**) (**Voir annexe, tableau 7**), ainsi qu'aux normes extrêmes, limitées aux eaux d'irrigations (5 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**) ; de ce fait, les eaux épurées de la station 01 de Kouinine sont confortent à l'utilisation pour des fins d'irrigation.

Le rendement moyen de chrome dans la station est de 60% dans la présente étude restent inférieures à celles rapportées pour des études similaires des eaux usées Ismaïlia (Égypte) (100%) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**). Il renseigne parfaitement sur l'efficacité des bassins de la station 01 de Kouinine dans l'épuration de ce type de pollution.

e. Variation du Fer (Fe) :

Pour les valeurs obtenues du Fe montrent une fluctuation allant de 2,75 à 4,98 mg/L pour les eaux brutes, avec une moyenne de 3,86 mg/L, Ces résultats sont en accord avec ceux rapportées dans une autre étude pour les eaux originaires des rejets domestiques et industriels de la ville de Batna d'Oued El Gourzi qui est 2,28 mg/L (**Tamrabet, 2011**), et supérieurs que celles trouvées par Ismaïlia (Égypte) (1,05 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**), dans une autre étude du processus de lagunage aéré.

Concernant, les teneurs moyennes en fer, des effluents traités, dont la moyenne est de 0,42 mg/L, varient de 0,22 à 0,62 mg/L (**tableau IV.1**). Ces résultats sont en accord avec ceux rapportées dans d'autres études pour Ismaïlia (Égypte) (0,45 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**).

Selon la **Federal Water Pollution Control Administration**, la valeur limite en fer diffère selon le type d'utilisation des eaux usées (**Ratel et al., 1986**). Par ailleurs, les teneurs de notre étude sont inférieures aux normes spécifiques des rejets directs dans les milieux récepteurs algériens (3 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Annexe I**) et internationale aux recommandées pour à l'irrigation sur l'influence à long terme (5 mg/L) (**FAO, 2003**) (**Voir annexe, tableau 7**), ainsi qu'aux normes extrêmes, limitées aux eaux d'irrigations (20 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**) ; de ce fait, les eaux épurées de la station 01 de Kouinine sont confortent à l'utilisation pour des fins d'irrigation, ce qui traduit qu'il n'y a pas une contamination.

D'autre part, le fer est indispensable au bon développement des végétaux, et leur utilisation en agriculture ne pose pas de problèmes pour la santé humaine. Ils sont naturellement présents en forte proportion dans le sol. En agriculture, le fer est un élément qui intervient dans la synthèse des éléments organiques indispensables à la vie des plantes (**Tamrabet et al., 2002**).

L'élimination du fer peut se faire par oxydation-aération suivie d'une filtration ou par oxydation biologique. La toxicité pour la vie aquatique est difficile à préciser, car elle est fonction de l'état chimique du métal, le fer ferreux étant beaucoup plus toxique que le ferrique, et de la présence de précipité d'hydroxyde de fer qui tend à se déposer sur les branchies des poissons et à entraîner leur colmatage.

Le traitement par lagunage aéré en série de Kouinine pendant période d'étude assure des taux d'élimination du fer en général supérieurs à 89 %. **Abdel-Shafy et Salem (2007)** rapportent d'abattement moyen en fer dans les eaux usées d'Ismaïlia (Égypte) largement inférieur (57 %). Il renseigne parfaitement sur l'efficacité des bassins de la station 01 de Kouinine dans l'épuration de ce type de pollution.

f. Variation du Nickel (Ni) :

Les résultats indiquent des concentrations en nickel des eaux brutes à hauteur de 2,73 mg/L à 7,05 mg/L, dont une moyenne de 4,89 mg/L. Ces concentrations ont été considérablement plus élevées que celles obtenues par Ismaïlia (Égypte) (0,0057 mg/L) (**Abdel-Shafy et Salem, 2007**).

Les eaux traitées relèvent une concentration de 1,47 mg/L à 4,42 mg/L, soit une moyenne de 2,86 mg/L pour toute la période de l'expérimentation (**tableau IV.1**), ce qui traduit un gradient d'enrichissement en Nickel. Alors, les teneurs de station étudiée dépassent les valeurs limites spécifiques des rejets directs dans les milieux récepteurs algériens domestiques algériens (0,5 mg/L) (**JORA, 2006**) (**Annexe I**) et internationale aux recommandées pour à l'irrigation sur l'influence à long terme (0,2 mg/L) (**FAO, 2003**) (**Voir annexe, tableau 7**), ainsi qu'aux normes extrêmes, limitées aux eaux d'irrigations (2 mg/L) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**); de ce fait, les eaux épurées de la station 01 de Kouinine sont confortent à l'utilisation pour des fins d'irrigation.

D'après la littérature (**MacLatchy, 1992 ; Boyd, 1992**), le nickel (dissous et sous forme de particules) s'introduit dans le milieu aquatique par l'intermédiaire d'effluents et des lixiviats ainsi que par dépôt à partir de l'atmosphère après avoir été rejeté par des sources anthropiques. Il peut être présent dans les eaux usées en raison des activités humaines. Où, on peut le trouver dans des produits alimentaires naturellement des petites quantités de nickel, le chocolat et les graisses sont connus pour en contenir des quantités importantes. Aussi, on contient dans les détergents.

Dans des conditions aérobies et à un pH inférieur à 9, les composés que forme le nickel avec des hydroxydes, des carbonates, des sulfates et des ligands organiques naturels sont suffisamment solubles pour maintenir des concentrations de Ni^{2+} aqueux supérieures à 60 $\mu\text{g/L}$ (**Tamrabet et al., 2007**).

L'abattement moyen de nickel au niveau de la station 01 de Kouinine (41,51%) dans la présente étude restent supérieures à celles rapportées pour des études similaires des eaux usées Ismaïlia

(Eygpte) (-28 %) (Shalabuy, et al., 2003). Il renseigne parfaitement sur l'efficacité des bassins de la station 01 de Kouinine dans l'épuration de ce type de pollution. Selon Tamrabet (2007), la présence du nickel est liée aux activités humaines, les concentrations dans l'eau traitée peuvent être significatives du fait de l'utilisation d'accessoires de plomberie nickelés. Cet abaissement du rendement revient vraisemblablement à l'effet de la diminution des températures au cours de cette période. L'élimination de ce type de pollution par les bassins de la STEP 01 d'El-Oued n'est pas satisfaisant pour le moment. D'autre cas, le contrôle du nickel de l'eau est particulièrement important dans les centrales thermiques pour suivre la corrosion des installations.

IV.1.1.7. Détermination de la pollution bactériologique

La nature de la population microbienne est très variée dans les eaux usées (Rodier et al., 2009). L'étude des paramètres bactériologiques a porté sur la quantification des paramètres d'origine fécale : coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF). La présence de bactéries coliformes dans un milieu signifie forcément une contamination fécale (Gaujous, 1995). Concernant les germes pathogènes, seuls les salmonelles et les clostridium ont été déterminés, étant donné le risque épidémiologique associé à leur présence dans une eau qui peut être destinée à la réutilisation (Tamrabet et al., 2002).

L'évolution annuelle de l'abondance des Analyses bactériologiques au niveau de la STEP01 de Kouinine des eaux usées est représentée dans le tableau IV.2 ci-dessous.

Le choix des CF (ou coliformes fécaux) et streptocoques fécaux (SF) pour l'étude du suivi bactériologique dans notre étude repose sur plusieurs avantages : la vitesse de croissance (temps d'incubation de 24h) ; la sécurité de manipulation (non pathogènes) aussi l'importante corrélation entre l'évolution temporelle des CF et des autres paramètres des pollutions (Bahlaoui, 2000).

Tableau IV.2 Evolution de la pollution bactériologique dans les eaux usées brutes et l'effluent traité de la STEP 01 Kouinine aérées (Moyenne, Ecart type, Variation, Rendement)

Variables	Coliformes fécaux UFC /100 ml	Streptocoques fécaux UFC /100 ml	Clostridium (spores)/20ml	Salmonelles
Influent brute	12,2.10 ⁷ (14. 10 ² -14.10 ⁷)	11,2.10 ² (300 - 14.10 ²)	16,37 (6 - 25)	Absente
Effluent traité	500,62 (93 - 11.10 ²)	237,25 (200 - 300)	1,25 (0 - 2)	Absente
Rendement %	96,92	69,96	90,37	Absente

Les résultats des analyses bactériologiques à l'entrée de la station d'épuration révèlent la présence de germes indicateurs de contamination fécale ainsi que certains germes pathogènes. Nous remarquons que les coliformes fécaux à la sortie de la station varient entre 93 et 11×10² UFC/100

ml, avec une moyenne de 500,62 UFC/100 ml, alors qu'à l'entrée de la station, les coliformes fécaux sont la richesse des eaux de brutes par ces germes avec une moyenne de $12,2 \times 10^7$ UFC/100 ml. Les valeurs oscillant entre 14×10^2 et 14×10^7 UFC/100 ml (**tableau IV.2**). Ces valeurs sont plus au moins similaires dans une autres études du processus de lagunage aéré à ceux trouvées à Taourirt (Maroc) ($9,5 \times 10^7$ UFC/100 mL) (**Fagrouch et al., 2010**) et à Oujda (Maroc) (3×10^7 UFC/100 mL) (**Rassam et al., 2012**), mais sont supérieurs à ceux trouvés dans une autre étude de la même région à Touggourt (Algérie) ($1,88 \times 10^5$ UFC/100 mL) (**Labeled et al., 2014**).

Les résultats montrent une grande concentration de coliformes fécaux dans les eaux usées à l'entrée ce qui signifie une dense contamination des eaux. Cette concentration est remarquablement diminuée dans les eaux traitées. La présence des (CF) dans les eaux usées brutes ne présente pas de fluctuations significatives durant toute la période de notre étude. Où, la plupart de ces contaminations permanentes proviennent des rejets d'eaux usées urbaines dont la concentration en coliformes fécaux est relativement constante et de l'ordre de 10^6 à 10^7 par 100 ml (**Rodier et al., 2009**).

L'élimination des coliformes fécaux dans le lagunage dans la station de Kouinine est due à la combinaison de plusieurs conditions qui leur sont défavorables et qui sont plus accentuées en été. La température du milieu à une action directe sur la survie des microorganismes (**Mara, 1980**). Selon **Pearson et al, (1987)** et **Olukanni & Ducoste (2011)**, la vitesse d'élimination des bactéries augmenterait, avec la température par augmentation de leur activité métabolique. Le rayonnement UV peut avoir une action directe sur l'élimination des germes indicateurs par leur action photochimique, induisant des dommages dans le matériel génétique des cellules et empêchant ainsi leur reproduction (**El hachemi, 2012**). Le facteur oxygène dissous pourrait revêtir également une importance quant à l'effet sur la viabilité des bactéries dans l'eau (**Pearson et al, 1987; Olukanni & Ducoste, 2011**). La teneur en oxygène dissous dans une station de lagunage dépasse souvent la saturation et atteint ses valeurs maximales en été. De plus, l'importante prolifération algale en cette période de l'année (été) y contribue, et ce, par deux processus différents, à savoir : l'augmentation du pH par consommation du CO_2 dissous dans l'eau (**Pearson et al., 1987; Olukanni & Ducoste, 2011**) et la durée du rayonnement solaire (**Koné et al., 2002**). En effet, **James (1987), Koné et al., (2002)**, rapportent que des valeurs de pH à des valeurs supérieures à 8 favorisent la disparition des coliformes fécaux.

Concernant l'analyses des streptocoques fécaux (SF), on a obtenu des résultats qui varient entre 200 et 300 UFC/100 ml avec une moyenne de 237,25 UFC/100 ml pour la sortie, ces valeurs à l'entrée de la station varient entre 300 UFC/100 ml et 14×10^2 UFC/100 ml, dont une moyenne de $11,25 \times 10^2$ UFC/100 ml. Ces valeurs sont très inférieurs à ceux trouvées dans une autre étude du

processus de lagunage aéré à Taourirt (Maroc) ($4,26 \times 10^6$ UFC/100 mL) (**Fagrouch et al., 2010**) et dans une autre étude de la même région à Touggourt (Algérie) ($7,39 \times 10^4$ UFC/100 mL) (**Labeled et al., 2014**).

Le nombre des streptocoques est assez élevé dans les eaux brutes et cela est dû probablement à la température qui est le seul facteur influençant leur développement. Pour les eaux épurées, le nombre a diminué sous l'effet du traitement. Le nombre des streptocoques dans l'eau est lié à la concentration de la matière fécale dans cette eau. Ces bactéries sont très sensibles aux variations physicochimiques du milieu et indiquent, souvent une contamination récente de ce milieu (**Joffin, et Leyral, 1988**).

Quant aux germes pathogènes des salmonelles est absent à l'entrée et à la sortie de la station sauf les clostridium dont le nombre varie entre 6 et 25 g/20 ml spores à l'entrée de la station et 0 et 2 g/20 ml spore a la sortie de la station (**tableau IV.2**). La tendance des résultats des analyses bactériologiques est en accord avec les données de **Mara (1980)** et **Al- A'ama & Nakhla (1995)** indiquent que la présence des salmonelles dans les eaux usées est très faible. Cependant, **Alouini (1994)** mentionne que les risques pidémiologiques des agents pathogènes comme la salmonelle et le clostridium oscille sont nuls. Seuls les risques liés aux coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont latents.

L'examen des taux d'élimination des germes, montrent que la STEP 01 Kouinine donne résultats satisfaisants avec une réduction significative des coliformes fécaux de 97%, des streptocoques fécaux de 70% et 90 % des clostridium attestent d'un rôle très satisfaisant que joue cette station d'épuration dans la décontamination des eaux usées brutes.

Par comparaison entre la quantité des germes dans les eaux brutes et les eaux traitées, on a marqué que pour les coliformes fécaux le rendement atteint un maximum de 100 % durant la période estivale et un minimum de 92 % durant la période hivernale. Selon, **Mezrioui (1987)** et **Bahlaoui (2000)** sont démontrés sous climat hyper- aride que maximum l'abattement des coliformes fécaux dans les bassins de lagunage suit un cycle saisonnier avec des a en été de minimum en hiver. D'autre part les concentrations de la CF à la sortie de la station sont supérieures à celles mesurées dans l'ancienne station type lagunage naturel, le rendement d'abattement attient jusqu'au 94% (**Polprasert, 1983**).

Par contre, les streptocoques fécaux, l'abattement atteint un maximum de 82% durant la période hivernale et un minimum de 45 % durant la période estivale. Ceci la même, pour les clostridium oscille entre 82 % durant la période estivale et 92 % durant la période hivernale. Les résultats d'analyse des coliformes fécaux et des Streptocoques fécaux des eaux traitées, se situent au-dessous des normes algériennes ($<10^3$ UFC/100 ml) (**JORA, 2012**) (**Voir annexe, tableau 5**) .Vu les

teneurs résiduelles en coliformes fécaux, l'effluent en sortie de la filière de traitement peut être classé en **catégorie B** (recommandation de l'OMS pour la réutilisation agricole des eaux usées, 1989) (**Tableau I.3**); c'est-à-dire que cette réutilisation ne peut être envisagée que pour les céréales, les fourrages, les arbres fruitiers et les cultures industrielles. Il convient donc de mettre en place un système de traitement quaternaire comme la filtration sur gravier après de décanteur.

IV.1.1.8. Détermination des pollutions parasitologiques :

A l'entrée de la station, l'étude parasitologique a révélé l'existence d'œufs d'helminthes avec une concentration moyenne de 06 œufs/l. À la sortie, l'eau traitée ne contient plus d'œufs. La station de traitement des eaux usées de Kouinine assure donc une élimination totale des œufs d'helminthes. Ces résultats correspondent à ceux rencontrés dans la littérature (**El halouani et al., 1993**). En effet, les œufs d'helminthes, caractérisés par une importante densité, sont éliminés généralement au niveau du premier bassin de lagunage par simple décantation (**El hachemi, 2012**).

L'examen microscopique des échantillons des eaux usées brutes a permis de mettre en évidence des œufs appartenant à deux groupes d'helminthes parasites : les nématodes et les cestodes et à trois espèces (**tableau IV.3**) qui sont : *Taeniahumenolepis nana* (**photo 1**), *Ascaris l'ambriocoide trichocéphale* (**photo 2**), *Enterobiusvermicularis* (**photo 3**). Il est généralement admis que l'élimination des œufs d'helminthes dans les systèmes de lagunage se fait par décantation.

Tableau IV.3 Nombre d'espèces indicatrices de pollution parasitaire (œufs d'helminthes) dans les eaux usées brutes et traitées de la STEP 01 Kouinine

Agent pathogène	Groupe	Nombre d'œufs/l
<i>Taeniahumenolepisanana</i>	Cestode	02
<i>Ascaris l'ambriocoide trichocéphale</i>	Nématode	03
<i>EnterobiusVermicularis</i>	Nématode	01
Total		06



Photo 12. *Taeniahumenolepis nanatrachocéphale* sous microscope (G ×40)

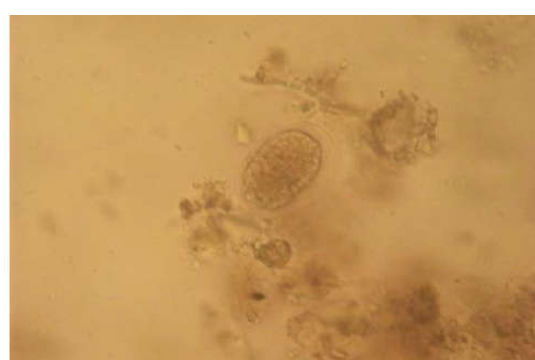


Photo 13. *Ascaris l'ambriocoide* sous microscope (G×40)



Photo 14. *Enterobiusvermicularis* sous microscope (G ×40)

Les résultats que nous avons obtenus pour les eaux usées traitées sont conformes aux normes algériennes de réutilisation agricole (<1 œufs/l) (OMS, 1989) (Tableau I.3). Par conséquent, en tenant compte de la concentration en coliformes fécaux trouvée (<501 UFC/100 ml) et de la concentration en œufs d'helminthes qui est < 1 œuf/l, on peut conclure que ces effluents pourraient être réutilisés pour une irrigation restrictive des arbustes fourragers et différentes cultures céréalières, industrielles et pour les arbres fruitiers, forestiers et aussi pour les plantes florales et ornementales.

Irrigation localisée de la catégorie B, sans exposition possible avec les travailleurs ou le public

IV.1.2 Caractérisation quantitative

D'après le tableau (IV.4), et le suivi durant toutes les années 2011 jusqu'au 2014 de volume annuel moyenne des eaux usées brutes, arrivant à la STEP 01 par réseau d'assainissement est de l'ordre de 5502300 m³, pour une moyenne de 458525m³/mois et augmentation annuelle environ 20%. Concernant les eaux usées traitées et rejetées au niveau du récepteur chott Halloufa, le volume annuel moyen est de 5286630 m³, pour une moyenne de 440553m³/mois. A partir d'une comparaison entre les volumes des eaux à l'entrée et ceux de la sortie de la station d'épuration, une différence de 17973 m³/mois ressort entre les débits moyens mensuels pour s'élever à 215670m³ comme volume annuel perdu au niveau de la STEP 01. Ces volumes sont essentiellement perdus sous l'effet de l'évaporation importante caractérisant le milieu saharien, étant donné que les pertes dans le sol peuvent être considérées comme nulles du fait de l'existence d'une géomembrane au fond de chaque bassin qui empêche toute infiltration des eaux en profondeur.

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

Tableau IV.4 Volume des eaux usées d'entrée et de sortie de la STEP 01Kouinine entre 2011 à 2014

Mois	Volume d'eau usée m ³ /mois	
	Eaux d'entrée (brutes)	Eaux de sortie (traitées)
Janvier	439290	435630
Février	447090	432720
Mars	452310	439380
Avril	456120	433830
Mai	446160	423780
Juin	458250	446790
Juillet	445890	431550
Août	451380	421230
Septembre	475500	447840
Octobre	495810	463710
Novembre	469260	449820
Décembre	465240	460350
Moyenne	458525	440553
Total	5502300 ±526,80	5286630 ±446,53

Les variations de débit indiquent donc deux points essentiels :

- i. La production d'eau usée par la population de la willaya d'El-Oued est faible, elle est en **moyenne de 63,68 L/hab.** j. Ceci est lié à la faible production de la pollution journalière en raison de la consommation plus ou moins limitée d'eau par habitant en comparaison avec les pays développés, qui est de 400 L/j par jours (**Rodier et al., 2009**)
- ii- La production d'eau usée est plus importante en période printanière et estivale, signe d'une grande consommation d'eau potable en cette période de l'année. En hiver, alors que la consommation en eau est faible, le débit de sortie de la station de traitement des eaux usées est à sa valeur minimale.

IV.2. Eaux de drainage

IV.2.1. Caractérisation qualitative

En se référant aux résultats (**tableau IV.5**) représentant la caractérisation qualitative des eaux de drainage, vertical réalisé en 2012 au niveau de la station de pompage ST10 dans le cadre du projet de lutte contre la remontée de la nappe phréatique (**photo.7**) nous avons évaluée :

a. Paramètres physico-chimiques

Nous avons enregistré une valeur moyenne de pH de 6,79 et de salinité de l'ordre de 3,08 mg/L ainsi qu'une conductivité électrique de 10,1 mS/cm.

Concernant la pollution globale d'eau, nous avons enregistré une valeur moyenne de DCO (<10mg/L), DBO₅ de l'ordre 4 mg/L et MES de 3,3 mg/L. D'une part, ces valeurs sont conformes aux valeurs limites spécifiques de rejet national (**JORA, 2012**) et international (**FAO, 2003**). D'autre part, ces teneurs n'ont aucun risque sur la qualité des eaux usées de la STEP 01 Kouinine avant de rejoindre de rejet finale de chott Halloufa.

b. Composition ionique :

Les différentes caractéristiques des eaux de drainage sont mentionnées dans le **tableau IV.5** ci-après. La composition chimique de l'eau de drainage indique une présence d'anions dans l'ordre suivant : $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$ avec un rapport $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ de **0,27**. Quant aux cations, ils se classent dans l'ordre suivant : $\text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$ avec un rapport $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ de **4,03** d'où des eaux de drainage dominées par un caractère sulfato- calcique.

En plus de sa dominance dans la composition anionique, le SO_4^{2-} enregistre une valeur de 135,17 méq/L, l'expression de ce dernier en pourcentage de la somme des anions donne la valeur de 76,77 %. Pour les ions Cl^- bien que leurs concentrations soient moins élevées par rapport à celles du SO_4^{2-} , on a enregistré une valeur de 36,60 méq/L. Les ions PO_4^{3-} présentent les teneurs les plus faibles dont la valeur est de 0,01 méq/L.

En plus de sa dominance dans la composition cationique, le Ca^{2+} enregistre une valeur de 40,08 méq/L. L'expression de ce dernier en pourcentage de la somme des anions donne relativement un accroissement de 43,68 %. Les teneurs des ions Mg^{2+} atteignent les teneurs les plus faibles dont une valeur de 119,28 méq/L, leur teneur relative par rapport aux autres cations est de 6,50 %. Les eaux de pluies successives peuvent solubiliser les ions Ca^{2+} à partir des roches carbonatées et Mg^{2+} à partir des roches dolomitiques (**Rodier et al., 1996**) et les faire parvenir jusqu'aux eaux de la nappe (**Hagedorn et al., 1999**). Les eaux de drainage se chargent en sodium et potassium dont les concentrations sont de 21,25 méq/L et 10,91 méq/L. Du point de vue des teneurs relatives par rapport aux autres cations, on note un enrichissement en potassium dans les eaux drainées respectivement de 25,85 % et 13,27 %.

Pour vérifier la balance ionique de l'analyse des eaux drainage, il faut comparer la somme des cations à celle des anions. On peut vérifier l'erreur ($E \% < 10\%$)

$$E\% = \frac{176,06 - 82,17}{176,06} \times 100 = 53,32\% > 10\%$$

Donc la balance ionique n'est vérifiée pas.

Tableau IV.5. Caractéristiques ioniques des eaux de drainage (Moyenne, Ecart type, Variation)

Paramètres (még/L)	Station de pompage (ST10)
Ca ⁺⁺	40,08 (36,47 - 43,69)
Mg ⁺⁺	9,94 (9,52 - 10,36)
Na ⁺	21,25 (18,28 - 24,21)
K ⁺	10,91 (10,72 - 11,10)
Fe ⁺⁺	0,00
Σ cation	82,17
Cl ⁻	36,60 (35,95 - 37,24)
SO ₄ ⁻	135,17(135,11 - 135,23)
CO ₃ ⁻	0,00
HCO ₃ ⁻	3,09 (2,94 - 3,24)
NO ₂ ⁻	0,04 (0,03 - 0,06)
NO ₃ ⁻	1,15 (0,98 - 1,31)
PO ₄ ⁻⁻⁻	0,01 (0,08 -0,012)
Σ anion	176,05

IV.3. Eau du rejet final

Le suivi des paramètres physico-chimiques des eaux exportées en dehors de la STEP 01 Kouinine par les eaux excédentaires vers chott Halloufa aux différents points de prélèvement ont été quantifiés le 17/12/2012 et le 24/07/2014 (**tableau IV.6**) les résultats sont présentés ci –après :

Tableau IV.6.Caractéristiques des eaux de rejet prélevées à chott Halloufa aux différents points des prélèvements.

Paramètre	Unité	Mélange	P1	P2	P3	P4	P5
pH	/	7,33	7,88	8,41	8,29	8,31	8,00
T	°C	14,1	10,6	10,1	11	13,5	11,7
CE	mS/cm	6,24	6,47	7,17	0,89	12,44	12,52
OD	mg/L	5,8	7,6	8,2	9	7,8	8,2
DBO ₅	mg/L	09	/	/	/	06	04
DCO	mg/L	40	13	17	<10	<10	<10
MES	mg/L	33	7	4	6	9	6
N-NO ₂	mg/L	0,861	0,057	0,328	0,18	0,055	0,041
N-NO ₃	mg/L	12,3	0,1	5,3	3,5	0,6	0,5
N-NH ₄ ⁺	mg/L	15,5	2,5	1,5	2	0,5	1
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	0,7	2,1	1,4	1,6	1,7	0,6

Où

Mélange : eau drainage + eau épurée; **P1** : + 2Km du rejet; **P2** : +2,2Km de P1;

P3 : + 2,5 Km de P2; **P4** : +3km de P3; **P5** : +3,5 km de P4.

Par ailleurs, évaluation des eaux au rejet final de chott Halloufa du degré de pollution physico-chimique, on conclut que l'ensemble des paramètres étudiés, en particulier les paramètres de pollution organique (DBO₅, DCO et MES) révèlent la conformité de ces dernières aux normes nationales (**JORA, 2012**) et international (**FAO, 2003**) de réutilisation pour l'irrigation.

En outre, Les quantités de sels dehors de la STEP 01 Kouinine et les eaux excédentaires par drainage mélange (eaux usées épurées et eaux de drainage) au niveau du chott, l'eau présentait une teneur en sels de l'ordre 3,3 mg/L. En multipliant cette dernière par le volume annuel des eaux excédentaires (**11227231,8m³**), la masse de sels qui est exportée annuellement par cet excédent hydrique agricole avoisine les **37,03 tonnes**. Cette énorme quantité de sels explique parfaitement la contribution du réseau d'assainissement agricole dans la lutte contre la salinisation des sols de la palmeraie. S'agissant de l'impact de ce système d'évacuation sur le lieu de rejet, on peut considérer que cet apport en sels sur les sols du chott n'est pas à craindre du fait que ce milieu récepteur constitue déjà un lieu d'accumulation de sels et une zone d'épandage naturelle. La précipitation des sels sous l'effet de l'évaporation, ainsi qu'avec d'autres sédiments, favorisera le colmatage qui contribuera à renforcer progressivement l'imperméabilité des sols du milieu récepteur.

IV.4. Analyse statistique

L'analyse en composantes principales (ACP) permet de classer et de traiter les informations relatives aux paramètres physico-chimiques et paramètres de polluants et bactériologiques effectués au cours de la période d'étude par l'établissement des corrélations entre l'ensemble des variables de la STEP 01 Kouinine.

IV.4.1. Analyse statistique du paramètre physico-chimique et polluant

Les caractéristiques des variables (moyenne et écart type) à l'entrée et à la sortie du STEP 01 durant la période d'étude sont mentionnées dans le **tableau 08 (Voir annexe)**.

La synthèse de la variation de l'ensemble des valeurs mesurées des paramètres physico-chimiques et des polluants de l'eau, est faite en utilisant l'analyse en composantes principales (ACP). Pour cela, nous avons une matrice de données, constituée des 14 paramètres des effluents bruts et influents traités représentant les principaux paramètres de pollution, et des 200 prélèvements (suivie de prélèvements en 4 ans) ont été soumise à une ACP. Les deux axes pris en considération pour décrire les corrélations entre les variables liées aux variations mensuelles, détiennent à eux seuls 56,74 % de l'information totale avec respectivement 41,99 % pour l'axe 1 et 14,48 % pour l'axe 2.

L'examen de la matrice de corrélation entre variables (**tableau 09 dans l'annexe**) révèle la présence:

- L'existence d'une très forte corrélation entre des eaux usées brutes et traitées des paramètres ; la CE ($r=0,922$), la T ($r=0,955$), l'OD ($r=0,909$) et le Nt ($r=0,737$).
- L'existence d'une faible corrélation entre des eaux usées brutes et traitées des paramètres suivants ; le pH ($r=0,472$), la DCO ($r=0,408$), la DBO₅ ($r=0,317$), la N-NO₃⁻ ($r=0,457$), le P-PO₄³⁻ ($r=0,302$) et le Pt des eaux usées brutes ($r=0,299$)
- Par ailleurs, la Turb, les MES, et le N-NO₂⁻ des eaux brutes et traitées sont inversement corrélée respectivement ($r= -0,873$) ($r= -0,09$) et ($r= -0,709$).
- L'existence de 384 autres corrélations dont 26 sont négatives.

La structure des variables définit sur le plan de l'ACP avec le cercle de corrélation des variables (**fig IV.16 –A-**), exprime l'augmentation de l'abondance des polluants (DCO, DBO₅, P-PO₄³⁻, Nt) en fonction des covariants du milieu (température, conductivité électrique, oxygène dissous, pH et matières en suspensions). Ainsi, les résultats de MES, de la Turb, de T et du pH montrent une corrélation positive le long de l'axe F1 (horizontal) d'une part, et la DCO, le Nt et le N-NO₂⁻ d'autre part. Par contre, l'DO et le P-PO₄³⁻ sont corrélés négativement par rapport à l'axe F1. Selon la figure (**fig IV.16 –a-**), il est montré une forte corrélation positive de la CE, de la DBO₅ et du N-NH₄⁺ par rapport à l'axe F2 (vertical). Nous pouvons admettre que l'augmentation de la teneur de ces paramètres est un facteur limitant pour la dissolution de l'oxygène dans l'eau, ceci, en particulier, lorsque la température de l'eau est élevée. Cette augmentation engendre une accélération du métabolisme des micro-organismes et des besoins croissants en oxygène (**Cornaz, 2004**).

La représentation des individus dans le plan factorielle (**fig. IV.16 –b-**) indique des groupements en fonction des facteurs climatiques et des facteurs de charge polluante ; nous distinguons 2 groupes :

- **Groupe I (GI):** correspond au mois de Mai à Août, caractérisé par une forte dominance des valeurs de la température et la CE des eaux usées à l'entrée et la sortie de la STEP. En revanche, nous trouvons une dominance à la sortie de la STEP 01 des paramètres pH, MES, Turb, DCO, DBO₅, Nt, N-NO₂⁻ et N-NH₄⁺.
- **Groupe II (GII):** correspond au mois Février à Avril, caractérisé par une forte dominance des teneurs en OD des eaux usées à l'entrée et la sortie de la STEP 01, la Turb à l'entrée seulement et des valeurs de P-PO₄³⁻ à la sortie de la STEP 01.

Cette analyse en composantes principales a permis de mettre en évidence :

- L'importance des facteurs climatiques dans le fonctionnement du lagunage aéré,
- L'impact des fortes charges polluantes sur l'efficacité épuratoire de l'écosystème.

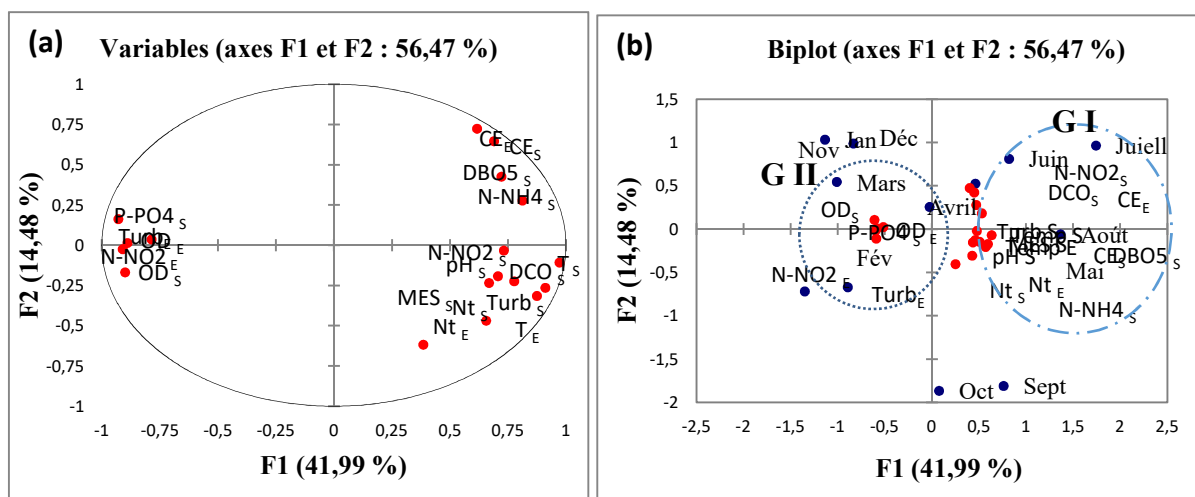


Figure IV.16. Approche graphique de l'ACP des paramètres physico-chimiques et des polluants dans l'eau : **(a)** : cycle de corrélation ; **(b)** : carte factorielle

IV. 1.2. Analyse statistique des métaux

Les caractéristiques des variables (moyenne et écart type) à l'entrée et à la sortie de la STEP 01 durant la période d'étude sont données dans le tableau 10 (**Voir annexe**). La contribution des individus (Janvier, Février, Mars, Juin, Juillet, Septembre, Octobre et Décembre) et des variables (métaux lourds) pour la construction des axes est égale 37,71% pour l'axe 1 et 27,40 % pour l'axe 2. Les deux premières composantes principales (axe 1 et axe 2) expliquent 65,10 % d'inertie lesquels sont retenus pour la suite de l'étude.

La matrice de corrélation (**tableau 11 dans l'annexe**) entre les paramètres montre:

- L'existence d'une très forte corrélation entre des eaux usées brutes et traitées des paramètres ; le Cr ($r=0,999$), le Ni ($r=0,995$), le Fe ($r=0,992$), le Pb ($r=0,977$), le Cd ($r=0,853$).
- L'existence d'une très forte corrélation négative entre le Cu des eaux usées brutes et traitées ($r= -0,636$).
- Ainsi, les résultats montrent l'existence d'une corrélation négative entre toutes les métaux lourds ; le Cd, le Cr, le Cu, le Ni ; en revanche la corrélation est positive avec le Pb et le Ni.
- L'existence de 08 autres corrélations dont 04 sont inversement corrélées.

Le cercle de corrélation des variables (**fig. IV.17 –a-**) indique que toutes les variables sont bien représentées dans le plan factoriel à l'exception de variable du Cu. L'axe F1 est fortement dominé liés positivement entre le Ni et le Cr et négativement au fer (Fe). L'axe F2 est inversement proportionné avec du Pb et de Cd.

En projetant les individus dans le plan factoriel F1×F1 (**fig. IV.17 –b-**), on dégage trois groupes distincts :

- **Groupe I (GI)**: correspond au mois de Février, Mai, Juillet, Novembre et Décembre, caractérisé par une forte concentration des teneurs de Ni, Pb et Fe dans les eaux usées brutes et traitées.
- **Groupe II (GII)** : coïncide au mois de Septembre et caractérisé par une forte concentration des teneurs de Cd dans les eaux traitées.
- **Groupe III (GIII)** : correspond au mois de Mars et Avril est caractérisé par une forte concentration des teneurs de Cr dans les eaux brutes et traitées.

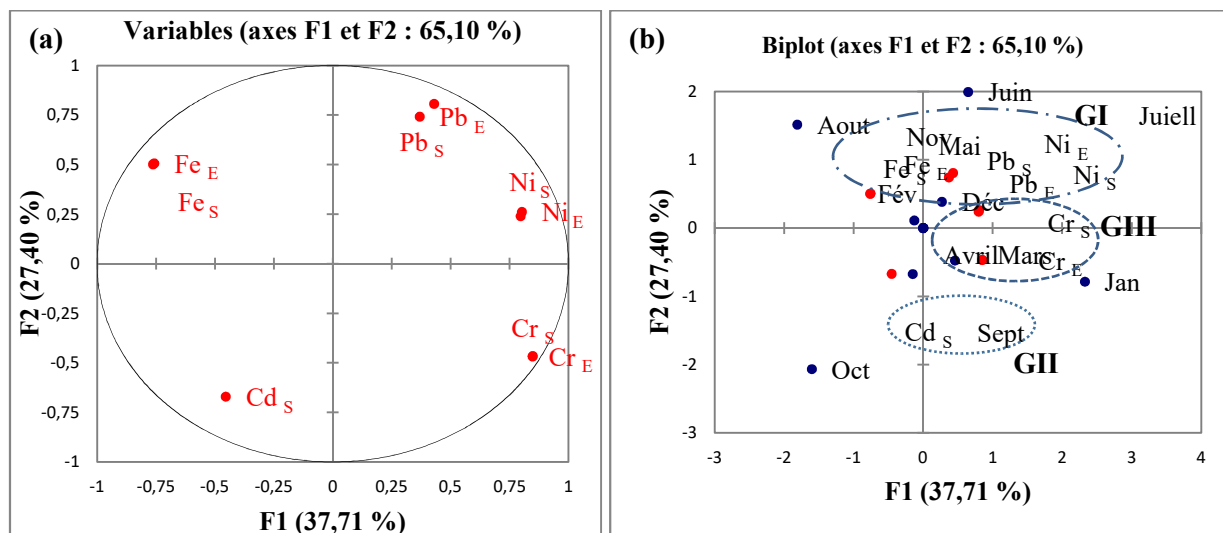


Fig. IV.17 Approche graphique de l'analyse en ACP des métaux lourds.

(a): Cercle de corrélation; (b) : Carte factorielle.

IV. 4.3. Analyse statistique du paramètre bactériologique

Les caractéristiques des variables (moyenne et écart type) à l'entrée et à la sortie de la STEP 01 durant la période d'étude sont données dans le tableau 12 (**Voir annexe**).

Par une ACP des individus (annuels) et des variables (CF, SF et CIO) nous avons obtenu les valeurs des axes F1, F2 et le total 36,10 %, 23,80 % et 59,90 % respectivement. Selon la matrice des paramètres bactériologiques (**tableau 13** dans **l'annexe**) ayant une corrélation positive significative a été observée entre le CF des eaux brutes et traitées ($r= 0,256$), ainsi entre le SF des eaux usées brutes et traitées ($r= 0,566$). Par contre, l'existence d'une corrélation négative ($r=-0,058$) entre les eaux usées brutes et traitées de CIO. En effet, nous notons une corrélation négative entre le CF et les autres variations bactériologiques des eaux usées brutes et traitées; le SF, le CIO.

Le cercle de corrélation des variables (**figure IV.18 –a-**) indique que toutes les variables sont bien représentées dans le plan factoriel. L'axe 1 est inversement corrélé au SF des eaux usées brutes et traitées. L'axe 2 est inversement dominé par le CIO et le SF séparément.

Dans le plan factoriel F1 x F2, l'axe 2 est déterminé par le CF en opposition avec le SF et le ClO. Il définit le gradient d'épuration bactériologique des eaux usées (**figure IV.18 -b-**). En projetant les individus dans le plan factoriel, on dégage trois groupes différents:

- **Groupe I (GI):** correspond aux mois Janvier et Février, caractérisé par l'importante concentration des teneurs en coliformes.
- **Groupe II(GII):** correspond au mois de Novembre qui est caractérisé par une concentration remarquable des streptocoques
- **Groupe III (GIII) :** correspond au mois de Mars et caractérisé par une concentration significative des Clostridium.

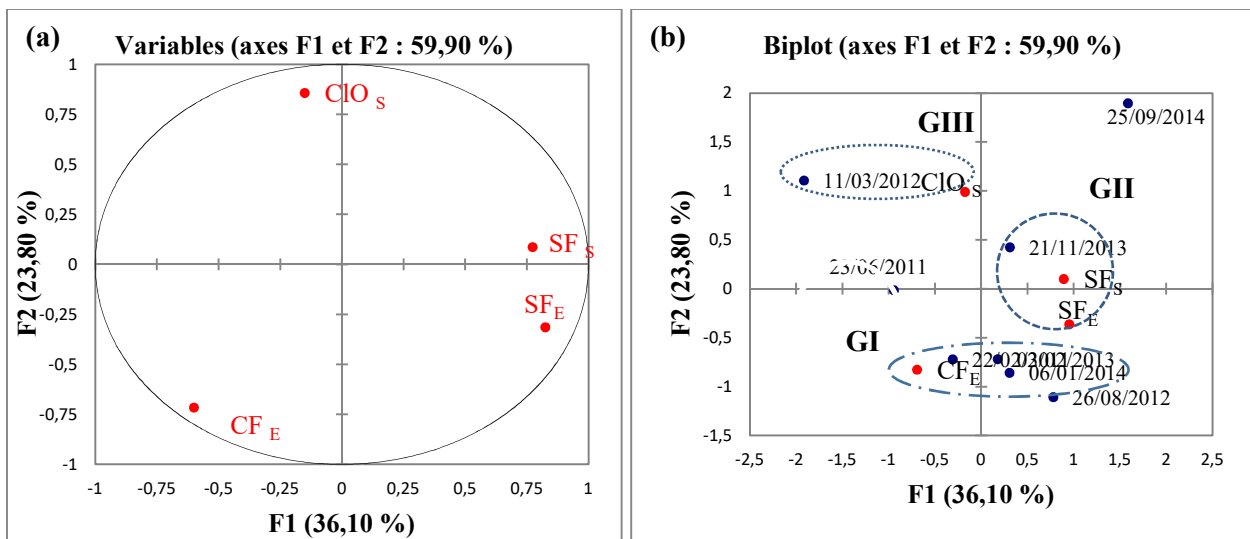


Figure IV.18. Approche graphique de l'ACP des paramètres bactériologiques dans l'eau selon le plan F1x F2. **(a) :** cycle de corrélation; **(b) :** carte factorielle.

IV.5. Analyse de l'influence des différents paramètres avec le temps de séjours

Les digues du réservoir ayant des pentes de 1/3, la hauteur des différentes couches est différente. Le volume du réservoir, est celui d'une pyramide tronquée et est calculée comme suit (ONA, 2009):

$$V = \frac{H}{6} [L(2a + a') + l(2a' + a)]$$

Où

V	=	Volume d'eau, m ³
L	=	Largeur au haut plan d'eau, m
l	=	Largeur au bas plan d'eau, m
H	=	Profondeur d'eau, m
a	=	Longueur au haut plan d'eau, m
a'	=	Longueur au bas plan d'eau, m

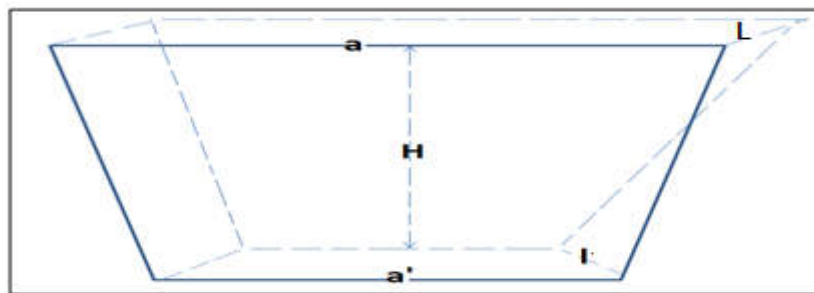


Figure IV. 19. Schéma synoptique de bassin d'épuration dans la STEP 01 Kouinine

Exemplaire des calculs, de volume, la profondeur d'eau et le temps de séjour des bassins d'épuration est reporté sur le **tableau 14 (Voir annexe)**.

Dans cette étude nous nous sommes intéressés à l'influence du temps de séjour :

- sur l'aspect et les caractéristiques de l'effluent traité;
- sur les rendements d'épuration;
- sur la validation le temps de séjour fixé par le concepteur pour les bassins, soit celui de 13 jours ;
- et enfin, fixer le temps de séjour d'eau optimal à partir de laquelle, la qualité de l'eau est conforme aux usages prévus et donc à partir aux normes adoptées par la réglementation algérienne (**JORA, 2012**).

Les prélèvements ont été effectués selon le mode opératoire décrit dans le chapitre III, page 54. Biaisés par le fait que les échantillons d'eau sortant dans l'étape d'aération sont prélevés uniquement en surface, ces données ne peuvent être considérées comme représentatives de l'ensemble du bassin d'aération.

L'évolution des résultats moyens des différents paramètres physico-chimique (T, pH, OD, CE et Turb) et de pollution (DCO, DBO₅ et MES) d'une étape à une autre le long de la filière dans les différents temps de séjour est donnée dans ce qui suit par paramètre (**Voir tableau 15, annexe**):

L'évolution de la température est similaire dans les deux stades. Ce paramètre semble plus impacté par le climat que par la qualité de l'eau. Il est presque stable de 16,5 °C, ce résultat est normal puisque l'eau contenue dans les bassins est au repos, elle ne subit pas de réactions fortement exo ou endothermiques, il s'établit donc un équilibre naturel entre l'eau la température de l'eau entrante et sortant des filières. Les variations qu'un long temps de rétention est de très faibles amplitudes (**El-Haite, 2010**).

Le pH initialement légèrement alcalin (7,81) atteint au cours de la maturation la valeur de 8,23. Ceci est dû à la forte corrélation entre l'activité bactérienne intense dans la lagune d'activation d'où une consommation importante d'oxygène et d'une libération importante de CO₂. Ces résultats sont accord avec ceux rapportés dans la littérature (**Eckenfelder, 1967 ; Benefield et al., 1980 et**

Boutayeb et al., 2013). Les variations de pH dans d'une étape à une autre le long de la filière d'épuration sont de très faibles amplitudes.

La concentration de l'oxygène dissous (OD) connaît une augmentation importante à partir d'une étape à une autre le long de la filière et évaluation du temps de rétention, les concentrations en oxygène les plus élevées (8,55 mg/L), ont été observées aux 20^{ème} jours. Ceci, indiquant le bon fonctionnement du système d'aération, et confirme ainsi leur rôle essentiel dans l'oxygénation de l'eau grâce au phénomène de photosynthèse.

Les variations de conductivité électrique présentent des valeurs presque stables par rapport d'une étape à une autre, elles sont comprises entre 5,79 mS/cm des eaux brutes, et tendent à augmenter lors de son passage dans les bassins de la station ; de 5,94 mS/cm aux bassins d'aérations et 6,03 mS/cm à la sortie de l'étage de finition. Les eaux usées du lagunage de la STEP 01 d'El-Oued sont fortement minéralisées. Selon les travaux de **Boutayeb et al (2012)**, la teneur de conductivité électrique est essentiellement contrôlée par l'évaporation de l'eau dans les bassins. En effet, l'augmentation de la conductivité des eaux à la sortie dans les étapes de la station est également liée à des processus comme le lessivage des minéraux du sol, la minéralisation de la matière organique ou le phénomène d'évapotranspiration des algues (**Abissy et Mandi 1999**). Par ailleurs, les suivis de la conductivité au cours le temps de rétention, semble être le facteur le plus faible dans les variations des ces concentrations dans les étangs.

A l'image de ce que nous avons rapporté, l'on a observé pour la turbidité et MES varient dans le même sens pour le deux d'étapes d'épuration d'une part, et les variations du temps de rétention d'autre part ;

Pour l'élimination des MES, le système montre de grandes fluctuations pour l'abattement dans deux étages des bassins aérobies que dans les bassins de finition, avec des performances intrinsèques respectivement de 65,73 % à 42,16 %. Signalons que le manque de traitement primaire dans la STEP 01, qu'a permis d'atteindre un niveau d'abattement satisfaisant de 38% comme dans les études antérieures (**Radin et al.,2014**). En effet, au cours de la rétention des eaux, la baisse sensible des tenures en MES le maximum est noté le 12^{ème} jour à la maturation avec un rendement épuratoire passe de 89,39 %.

La transparence de l'eau où la turbidité subit une diminution considérable au début le 16^{ème} jour de rétention. Le rendement épuratoire maximal (96,03 %) enregistré le 12^{ème} jour d'épuration coïncide avec une nette diminution des MES. Cependant, les concentrations en turbidité, leurs taux dans les bassins d'aération (83,83%) subissent une réduction considérable par rapport aux bassins de finition (20,56%). Par ailleurs, **Schneider et al.,(1983)**, **Marin (1987)** et **Hammou et al., (1995)** rapportent que l'élimination des matières en suspension (MES) s'opère principalement dans les

bassins de tête par le traitement primaire. La densité plus ou moins élevée d'algues a une répercussion directe sur la de la pollution particulaire (Fagrouch *et al.*, 2010).

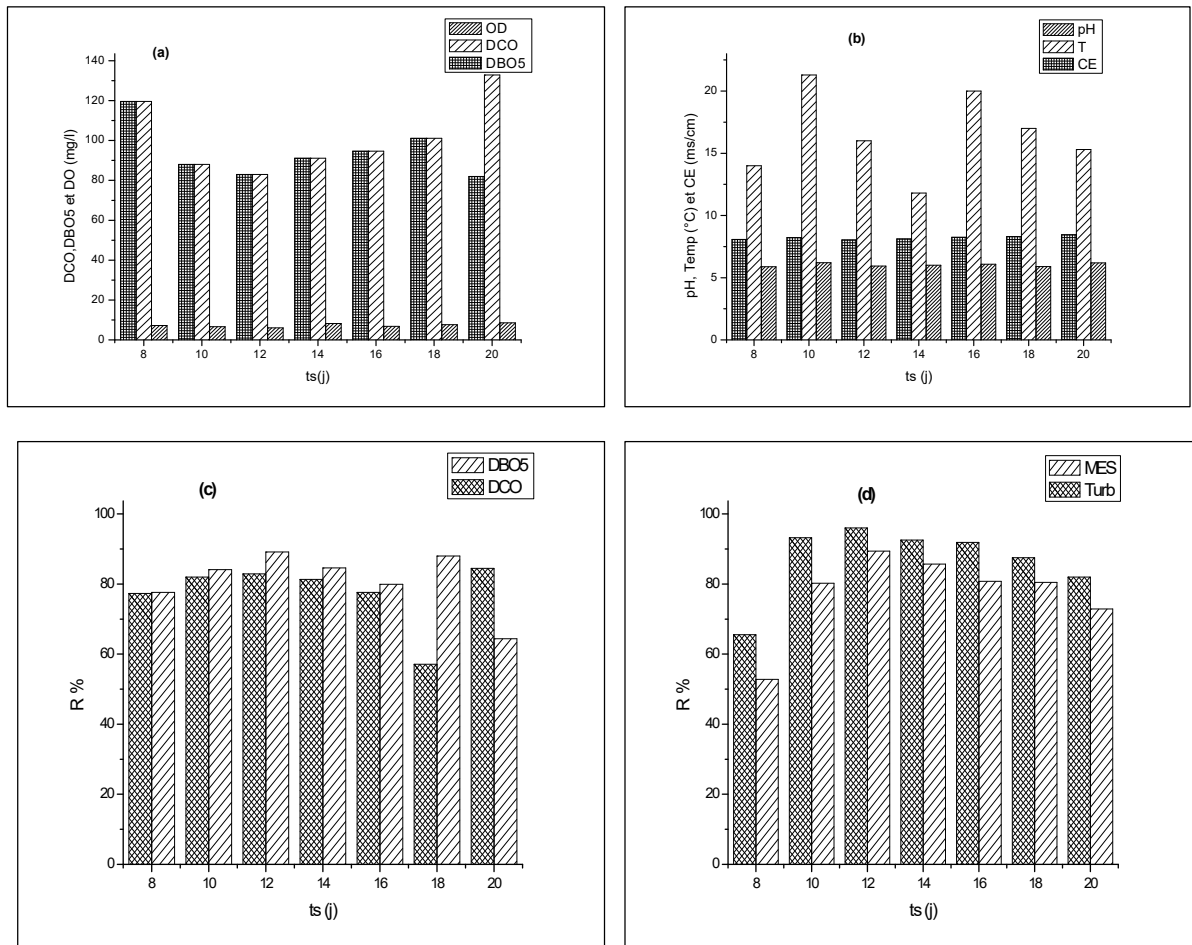


Figure IV.20 (a et b) Evaluation des variables physico-chimiques et des pollutions au cours des différents stades de temps de séjour.

(c et d) Rendements épuratoires des pollutions au cours des différents stades de temps de séjour.

La charge organique, évaluée par la DBO₅ et DCO, marque une nette diminution par d'une étape à une autre le long de la filière. Les valeurs de la DCO varient considérablement entre 83 et 132,9 mg/L. En effet, on passe d'un rendement épuratoire de 74,78 % après 8 jours à un rendement de 82,92 % après 12 jours.

De même pour le DBO₅, les résultats montrent qu'avec un temps de séjour de 20 jours, ils sont plus élevés (57,12 mg/L) et correspondent à 64,36% que les 12^{ème} jours (27,49 mg/L) et correspondent à 89,15%. En plus, les performances épuratoires s'avèrent très instables et dépendent du temps de rétention. On observe que le premier bassin joue un rôle prépondérant dans l'abattement de la DBO₅ environ 67,72 %, et dans les bassins suivants la DBO₅ n'est plus affectée que de 39,73 %. Ceci est

dû à l'influence du long temps de séjour qui favorise la prolifération algale dans le bassin, où peut faire remonter la pollution organique.

En définitive, les changements d'abattement de paramètre de pollution dans la filière de traitement en fonction du temps de séjour, se manifestent par deux pics remarquables le 20^{ème} jour et 8^{ème} jour, et le déclin de la pollution en accord avec les normes de rejet des effluents recommandées par arrêté interministériel en 2012, qui semble commencer entre le 12^{ème} au 14^{ème} jour de rétention. Ceci montre la grande affinité de cette pollution pour les eaux riches en la matière organique. Finalement, Il semblerait que la variation du temps de séjours semble avoir beaucoup d'incidence sur le fonctionnement du lagunage aéré.

IV.6. Analyse de l'évolution des différents paramètres avec la profondeur

En vue de mieux apprécier la qualité de l'eau le long de la profondeur d'eau à partir le temps de séjours entre 12 à 14 jours dans tous stades d'épurations, nous avons considéré un débit entre 18000 à 24000 m³/j pour le calcul des volumes des différents stades et du temps de séjour cumulé, aux différentes hauteurs pour les paramètres suivants : OD, la DCO, la DBO₅ et le MES. L'objectif étant de :

- Valider le temps de séjour fixé par d'étude préliminaire, soit celui d'environ entre 12 à 14 jours ;
- Mesurer la variation des paramètres de qualité sur toute la hauteur en fonction le temps de séjour d'eau aux différentes étage d'épuration ;
- Fixer la hauteur d'eau à partir de laquelle, la qualité de l'eau est conforme aux usages prévus (cette hauteur représente le point à partir duquel on évacuera les eaux usées épurées) ;

Rappelons que tous des bassins d'épuration sont occupé par lame de batardeau qui commende profondeurs. Où largeur de chaque lame est 0.16 cm. Par ailleurs, il faut noter que le premier étage d'aération (**A**), le deuxième étage d'aération (**B**) et l'étage de finition (**F**) ont des profondeurs respectivement comme suit de 3,5 m par 7 lames de batardeau, 2,7 m par 9 lames et 1,5 m par 7 lames. En plus que le concepteur a prévu une profondeur au fond du bassin qui a été dédiée à la réception des boues de la station sont respectivement ; 2,38 m, 1,26 m et 0,38 m, et qui ne sera presque jamais vidé.

Les résultats de ce suivi de la profondeur dans différents étages sont représentés sur le tableau

IV.7

Si l'on compare les résultats de la qualité de l'eau le long de la profondeur pour les influentes brutes et les effluents traités par rapport aux objectifs de qualité aux normes adoptées par la réglementation algérienne (**JORA, 2012**), on distingue deux grandes classes d'eau dans l'étage:

Tableau IV.7. Analyse de la qualité de l'eau en fonction de la profondeur proposée

Prof (m) étage	N ^{bre} lame	ts (j)	MES (mg/L)			DCO (mg/L)			DBO ₅ (mg/L)			OD (mg/)	
			E.B	E.T	R%	E.B	E.T	R%	E.B	E.T	R%	E.B	E.T
A= 3,5 B=1,9 F= 1,34	A=7 B= 4 F= 6	12	340	37,57	88,9	488	83	82,9	260	29,1	88,8	0,88	6,07
A= 3,5 B= 2,06 F= 1,34	A= 7 B= 6 F= 6	12	341,6	39,1	88,5	604,6	101,8	83,1	289,6	31,8	89	1,91	7,83
A= 3,5 B= 1,9 F= 1,02	A= 7 B= 4 F= 4	12	286,6	26,8	90,6	717	89,6	87,4	264	27,3	89,6	0,4	5,7
A= 3,18 B= 2,38 F= 1,18	A= 5 B= 7 F=5	12	259	27,4	89,3	486	83	82,9	274	28,7	89,5	0,74	6,96
A= 3,5 B= 2,38 F= 1,5	A= 7 B= 7 F=7	13	286,3	39,4	86,2	444	93,8	78,8	242	40	83,4	1,41	8,26
A= 3,5 B= 2,7 F= 1,5	A= 7 B= 9 F=7	14	280	40	85,6	199	30,6	84,6	488	91,1	81,3	1,48	8,21

Nb : E.B : eaux brutes, E.T : Eaux traitées

La première se situe à hauteur des couches d'eau ce qui donne le temps de séjours 12^{ème} jours, se situant dans l'étage A qui varie entre 3,18 à 3,5 m (5 à 7 lame), et hauteur entre 1,9 à 2,38 m (4 à 7 lame) à l'étage B, et dans l'étage de finition (F) se située de 1,02 à 1,34 m (4 à 6 lame). Se caractérise par une diminution nette des concentrations en DCO et DBO₅, ces dernières sont constituée d'une eau dont les teneurs en DBO₅ sont inférieures à 30 mg/L et celles les teneurs en DCO inférieures à 90 mg/L, soit une eau tout à fait conforme à la qualité requise pour l'irrigation. En plus, la concentration d'oxygène d'environ 6,64 mg/L, ceci est dû à suffisante l'aération des eaux au niveau du bassin d'aération (l'étage A et B), nécessaire pour le développement des microorganismes aérobies assurant l'oxydation des matières organiques, ce qui conduit à un bon taux de réduction de DCO 84,1 % et le DBO₅ 85,24%.

En ce qui concerne les MES, les résultats montrent que toutes les valeurs sont inférieure de 30 mg/L, sauf, qu'avec l'augmentation la profondeur dans l'étage F. Où; 1,34 m (6 lame), elles sont plus élevées (31,87 mg/L) que 1,02 m (4 lame) (27,36 mg/L). Cela permet l'apparition d'algues peut empêcher l'atteinte des objectifs de qualité en ce qui a trait à la concentration résiduelle en MES et qui gêne souvent l'abattement de la pollution particulaire environ de 89,38 %.

La seconde se situant en profondeur dans l'étage A de 3,5 m (7 lame), 2,7 m (9 lame) pour l'étage B et l'étage F de 1,5 m (7 lame). Pour ces raisons, on évalue la concentration en oxygène

dissous environ de 8,23 mg/L. Il peut être attribué au développement des bactéries aérobies. Ces dernières sont responsables de la dégradation au maximum de la matière organique.

Généralement, nous avons remarqué que tous les résultats obtenus des polluants ne correspondent pas généralement dans la norme requise, se caractérise par des concentrations moins grandes en DCO 92,46 mg/L, et en DBO₅ environ de 35,35 mg/L, ainsi que, les valeurs sont relativement augmentées pour la MES atteint de 39,75 mg/L. Ce que fait que le taux d'abattement est moins important par rapport à d'autres profondeurs, on montré que le MES 84,03 % de DBO₅ 84,03% et DCO 80,1%. Ceci pourrait être dû à l'augmentation du profondeur d'eau et du nombre de lames dans toutes l'étage A, B et F est à supérieur à 7, d'une part, a pour conséquence logique la diminution de l'oxygène dissous dans les bassins et la baisse des capacités à traiter des charges organiques surfaciques importantes. Et ceci est dû principalement à la forte prolifération algale observée dans ce dernier.

En définitive, cette étude peut, toutefois, être subdivisée en deux classes d'épuration selon le temps de séjour. La première au 12^{ème} jour de rétention et la seconde du 13^{ème} au 14^{ème} jour. Ces dernières, sont caractérisées par des faibles réductions de la majorité des polluants étudiés à la profondeur indique ci dessus. Par ailleurs, la première classe est située on profondeur dans l'étage A qui varie entre 3,18 à 3,5 m et entre 1,9 à 2,38 m à l'étage B, et dans l'étage de finition (F) de 1,02 à 1,34 m, elle est caractérisée que tous les résultats obtenus des polluants généralement dans la norme requise. On peut dire, d'après cette étude préliminaire que la profondeur et le temps de séjour optimal dans la première classe.

Dans le côté statistique, l'augmentation de l'oxygène dissous provoque une activité bactérienne qui s'y développe et assure la dégradation au maximum des matières organiques se traduisant par leur multiplication et expliquant la corrélation positive de celui-ci avec les DCO ($r=0.64$).

Les corrélations positives observées avec la MES pour ce qui est de la DBO₅ ($r= 0,35$), signifient qu'une grande partie de ces composants sont essentiellement biodégradables. L'augmentation des teneurs en DBO₅ qui est nécessaire au développement des algues. Au même celles des teneurs en MES, c'est-à-dire, les algues sont responsables de la DBO₅ et du MES élevés dans l'effluent. Des nombreuses données de terrain dont celles de **Juanico et al, (1999)**, ont conforté cette conclusion.

L'augmentation le temps de séjour suite à l'augmentation de l'oxygène dissous (OD) se traduit par une augmentation de la DBO₅ essentiellement due à la multiplication bactérienne et expliquent la forte corrélation fortement négative entre le temps de séjour et la DBO₅ ($r=0,626$). Toutefois, avec un temps de séjour plus long, les teneurs en DBO₅ et en MES augmente principalement en raison de la grande prolifération des algues. Selon **Fagrouch et al., (2010)**, la densité plus ou moins élevée d'algues a une répercussion directe sur la teneur en MES.

Les conditions et l'environnement des bassins d'épuration n'ayant pas subi de changement, le facteur éminent est celui de l'arrêt de l'alimentation des bassins par les eaux usées, soit l'arrêt de l'approvisionnement des bactéries en matière organique. Avec un temps de séjour plus long, le milieu nutritif devient un facteur limitant pour la prolifération bactérienne. Les bactéries ayant épuisé les matières organiques présentes dans l'eau meurent et entraînent de ce fait l'augmentation consécutive de la DBO₅ et les MES.

IV.7. Analyse des corrélations linéaires du temps de séjours

Les corrélations simples ont été utilisés pour déterminer si des relations significatives existaient entre le rendement des pollutions (variables dépendantes) et les concentrations de paramètres l'influent brute, l'effluent traité et le temps de rétention (variables indépendantes) régressions multiples Stepwise ont été utilisés pour déterminer les paramètres qui étaient significatifs dans la prévision des variables dépendantes (DBO_{5 (R)}, DCO_(R) et MES_(R)), les coefficients de détermination (R²) pour les modèles de régression ont été calculés).

Un modèle de régression multi-variable linéaire estime que le comportement d'une variable dépendante en fonction de plusieurs variables indépendantes, à condition qu'il existe une relation linéaire entre la variable dépendante et le reste des paramètres. Le résultat de cette analyse est une équation linéaire ($y = a \times x_1 + b \times x_2 + c \times x_3 + \dots + d$).

Tableau IV. 08, représentent des construits pour prédire l'efficacité traités de DBO₅, DCO et MES et les valeurs prévues contre ceux mesurés sont tracés

Tableau. IV. 8. Modèles prédictives et l'évaluation de l'ajustement sous l'influence du temps de séjours.

Variable dépendante	Equation du modèle (Variable indépendante)	Constante	R ²
DBO_{5 (R)}	$-1,87 \times ts + 0,046 \times DBO_{5 (B)} + 0,413 \times DBO_{5 (T)}$	60,99	0,7945
DCO (R)	$-0,59 \times ts + 0,061 \times DCO_{(B)} - 0,34 \times DCO_{(T)}$	89,45	0,9543
MES (R)	$0,19 \times ts + 0,148 \times MES_{(B)} - 0,46 \times MES_{(T)}$	61,23	0,9698

N.b : R : rendement; T : traitée ; B : brute; ts : temps de séjour ; R² : les coefficients de détermination

Nos résultats ont montré que 79,45% (R² = 0,794) de la variation totale de l'efficacité d'élimination de la demande biologique en oxygène après 5 jours (DBO_{5 (R)}) (variable dépendante), pourrait être expliqué des variables indépendantes par les concentrations de la DBO₅ des influents brutes (DBO_{5 (B)}), le temps de séjour, et des effluents traitées de la DBO₅ (DBO_{5 (T)}). Par conséquent, on a observé successivement que les teneurs en DBO_{5 (B)} étaient la variable indépendante la plus déterminante (par 25,26% de la variation totale du changement d'efficacité de

l'élimination de la DBO₅), suivie le temps de séjour (ts) (17,58%) et enfin les teneurs en DBO₅ (T) (14,70%)

Néanmoins, il est également important de connaître l'influence d'une variable indépendante particulière sur cette variation, qui ne s'explique pas par les autres variables indépendantes. La somme de tous ces pourcentages partiels (57,82%) est inférieure à la valeur obtenue lorsque toutes les variables indépendantes ont été considérées dans l'analyse (79,45%). Cela s'obtient lorsque des variables indépendantes sont corrélées et que leurs effets ne sont pas faciles à séparer. De ce fait, le reste de pourcentage (21,63%) ne peut pas être clairement attribué à une variable indépendante individuelle.

En ce qui concerne la prédiction de la DCO, le modèle explique 95,43% de la variation totale de l'efficacité d'élimination de la demande en oxygène (DCO_(R)) (variable dépendante). Ce qui nous donne des pourcentages d'influence par les concentrations de la DCO dans les eaux usées brutes (DCO_(B)), le temps de séjour (ts) et les concentrations de la DCO des effluents traités (DCO_(T)) ont été respectivement de 57,41 %, 7,59 % et 0,045 %. Par ailleurs, la somme de tous ces pourcentages partiels (65,41%) est inférieure à la valeur obtenue lorsque toutes les variables indépendantes (95,43%). On peut dire que, les produits des variables indépendantes sont corrélés et que leurs effets ne sont pas faciles à séparer. Toutefois, le pourcentage d'explication restant, ne peut pas être clairement attribué à une variable indépendante individuelle (30,02%).

La prédiction des MES, le modèle explique 96,98 % de variation totale de l'efficacité d'élimination des matières en suspension (MES_(R)) (variable dépendante) s'explique par leurs influents brutes (MES_(B)), effluents traités (MES_(T)) et le temps de séjour (ts) comme des variables indépendantes. Les pourcentages d'influence ont été respectivement de 43,08%, 39,56% et 11,52%. Le pourcentage d'explication restant (2,81%) est négligeable à la somme de tous ces pourcentages partiels obtenus (94,17%), lorsque toutes les variables indépendantes ont été considérées dans l'analyse (96,98%). Cela se produit lorsque des variables indépendantes sont fortement corrélées et que leurs effets ne sont pas faciles à séparer.

L'applicabilité des modèles, en tant qu'instruments de prédiction pratiques pour les changements de l'efficacité de réduction de la DBO₅, de la DCO et de la MES, a été testée en comparant les résidus (valeurs observées moins les valeurs moyennes de la série) des valeurs prédites par le modèle (**figure. IV 21**). Les valeurs prédites d'une influence du temps de séjours ont été obtenues en utilisant le modèle d'équation indiqué dans le tableau IV.08.

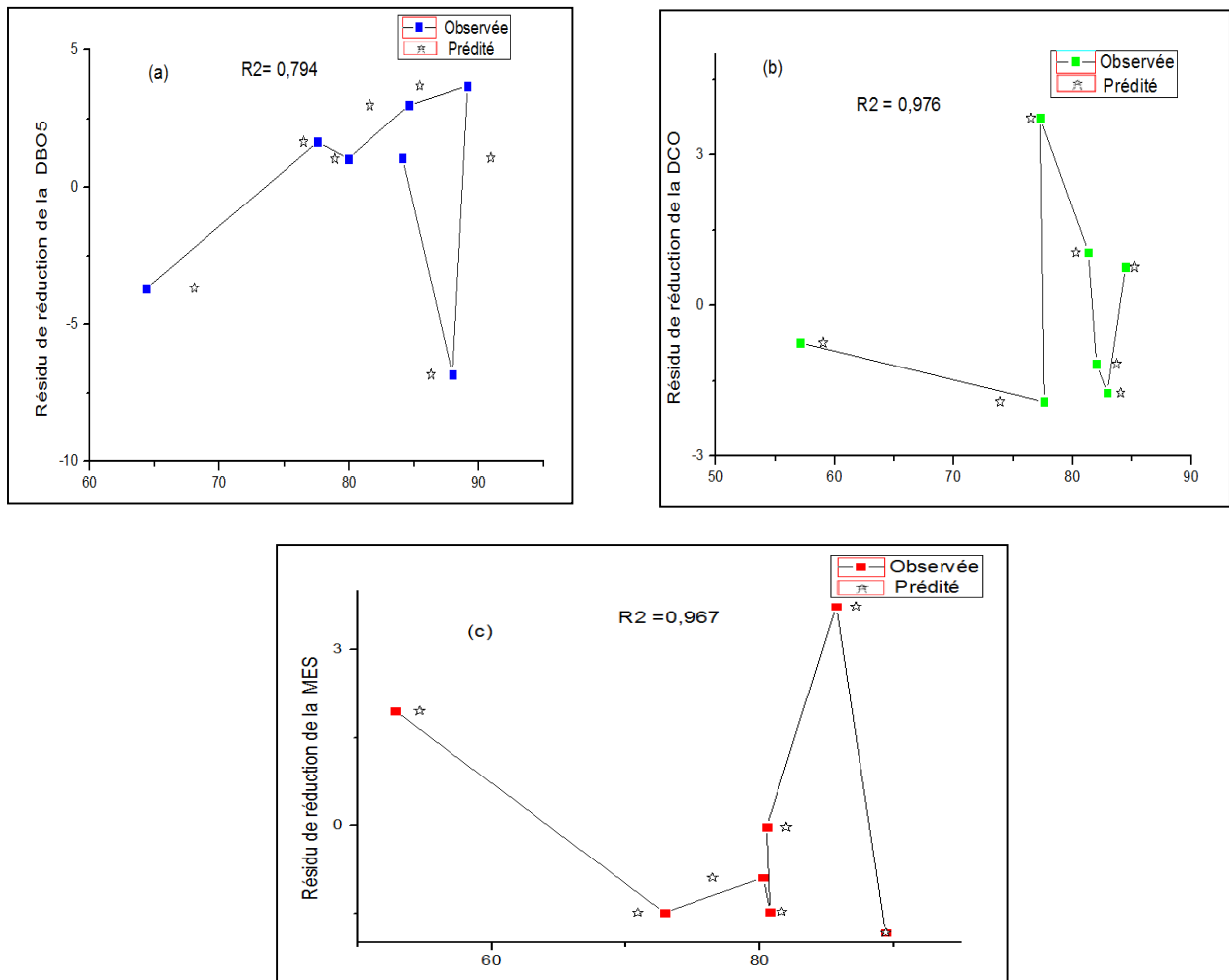


Figure. IV.21 Variation de résidus normalisés selon des valeurs des prédictions de l'efficacité de réduction de la DBO₅ **(a)**, de la DCO **(b)** et de la MES **(c)** sous l'influence du temps de séjours.

Les diagrammes de dispersion ont indiqué une forte relation linéaire positive entre les variables observées et prédites avec des valeurs de R^2 de 0,891, 0,976 et 0,984 pour DBO₅ (R), DCO (R) et MES (R), respectivement.

IV.8. Analyse de l'évolution des différents paramètres avec l'évaporation

La mesure des débits d'entrée et de sortie des installations doit être prévue quelle que soit la taille des installations peut être assurée par débit mètre. Dans le cas du lagunage les volumes sortant des lagunes peuvent être très sensiblement inférieurs aux volumes entrant en raison de l'évaporation ; de plus, dans les zones sahariennes présentent une forte évaporation puisque l'ensemble des facteurs se trouvent réunis ; une température souvent élevée pendant les saisons sèches, une forte insolation presque continue durant toute l'année et une présence considérable de vents secs (grande vitesse) surtout durant l'automne et le printemps (Remini, 2005).

Les caractéristiques des variables (moyenne et écart type) à l'entrée et à la sortie de la STEP 01 durant la période d'étude sont données dans le tableau 17 (**Voir annexe**).

Les volumes d'eau perdus par évaporation atteignent leur maximum au mois d'Août avec une avec 972,58 m³/j, contre un minimum de 118,06 m³/j au mois de Janvier totalisant ainsi une évaporation moyenne annuelle de 618,63 m³/j pour la période considérée.

L'évaluation mensuelle de la DBO₅ en fonction le volume d'eau évaporé montre que les réductions les plus basses sont enregistrées en période estivale et printanière, de l'ordre de 76,6 % et résulte d'une importante évaporation de l'eau due à la température élevée durant cette saison. Les réductions maximales sont enregistrées en automne et en hiver et sont de l'ordre de 85,9 %. Les rendements de la DBO₅ trouvées dans notre étude sont similaires à celles obtenues dans les études antérieures du processus de lagunage aéré et de la même région à Ouargla (Algérie), où elles varient de 87,40% en période hivernale à 63,63 % en période estivale et printanière (**Hammadi et al., 2016**).

Dans la même, la variation des valeurs de MES des eaux en fonction le volume d'eau évaporé nous remarquons que les fortes valeurs en MES des effluents traités ont été observées surtout en période de chaleur (Juin -Aout) 67 mg/L, correspondant à la période d'augmente d'évaporation, et avec de réduction 79,6%. Ces rendements sont très faibles par rapport à celles obtenues dans la période hivernale et automnale 86%. La même observation a été retenue chez la plus part des études (**Abdel-Shafy et Salem, 2007, Chachoua et Seddini, 2013 et Hammadi et al., 2016,**). Ceci pourrait être lié aux variations d'évaporation très importantes.

En effet, concernant l'influence le volume d'eau évaporé en la variation en DCO est clairement contrôlé le phénomène d'évaporation. Etant dans un climat saharien hyper - aride, les températures estivales sont très élevées, une importante évaporation en résulte, d'où l'augmentation la valeur moyenne de la DCO observée et qui est plus marquée en période estivale et printanière 119 mg/L en 60%. Par contre, elles sont relativement plus élevées par rapport à celles rencontrées en période hivernale 90,9%, ceci peut être expliqué que par l'absence le phénomène d'évaporation de l'eau dans les bassins.

L'examen de la matrice de corrélation entre variables (**Voir Tableau 17 dans l'annexe**) révèle la présence : D'un premier ensemble de variables, constitué de descripteurs bien corrélés entre eux, il s'agit du : $Q_{Evap}/DCO_{(R)}$, $MES_{(R)}$ et corrélations moyennement significatives par $Q_{Evap}/DBO_{5(B)}$, $DBO_{5(T)}$ et $Q_{Evap}/MES_{(B)}$, $MES_{(T)}$. Par contre les autres éléments ont des corrélations faiblement significatives à savoir : $Q_{Evap}/DCO_{(B)}$, $DCO_{(T)}$ et $Q_{Evap}/DBO_{5(R)}$

Les résultats de **la figure IV.22 -b-**. A nous permettent une première approche typologique des différentes variables selon leurs affinités et leurs regroupements sur les deux premières

composantes principales à partir de leur contribution. Les deux premiers axes déterminent 59,94 % de l'information totale (37,89 % pour l'axe 1 et 22,08 % pour l'axe 2). Les cartes factorielles et le cercle de la corrélation sont représentés dans **la figure IV.22**.

Du haut vers le bas, l'axe F1, traduit donc un gradient croissant quantité d'évaporation (Q_{Evap}) et par le $DCO_{(R)}$ ($r=0,829$), le $MES_{(R)}$ ($r=0,659$) opposé au $DBO_{5(R)}$ ($r=-0,023$). De la gauche vers la droite, l'axe F1 est représenté corrélation moyennement significative par le $MES_{(T)}$, $DBO_{5(T)}$ opposé au $DCO_{(T)}$ (respectivement $r=0,253$, $r=0,085$ et $r=-0,052$).

L'analyse globale permet de définir une typologie dominée par l'individualisation de 2 groupes GI, GII, (**figure IV.22 -b-**). Groupe I (GI) comprenant des polluants organiques et particulaires situées dans une zone à forte dominance en $DCO_{(R)}$ et $MES_{(R)}$ en période d'augmentation le phénomène d'évaporation (Juin – Juillet). Celui-ci est opposé au groupe II (GII) représenté à forte prédominance par $DBO_{5(R)}$ et quantité d'évaporation en période printanière (Mars et Avril). Ceci est en accord avec les études antérieures, étant dans un climat saharien aride, les températures estivales sont très élevées, une importante évaporation en résulte, d'où l'augmentation des valeurs de pollution organique et particulaire observée et qui est plus marquée en période estivale et printanière (**Boutayeb et al, 2012**).

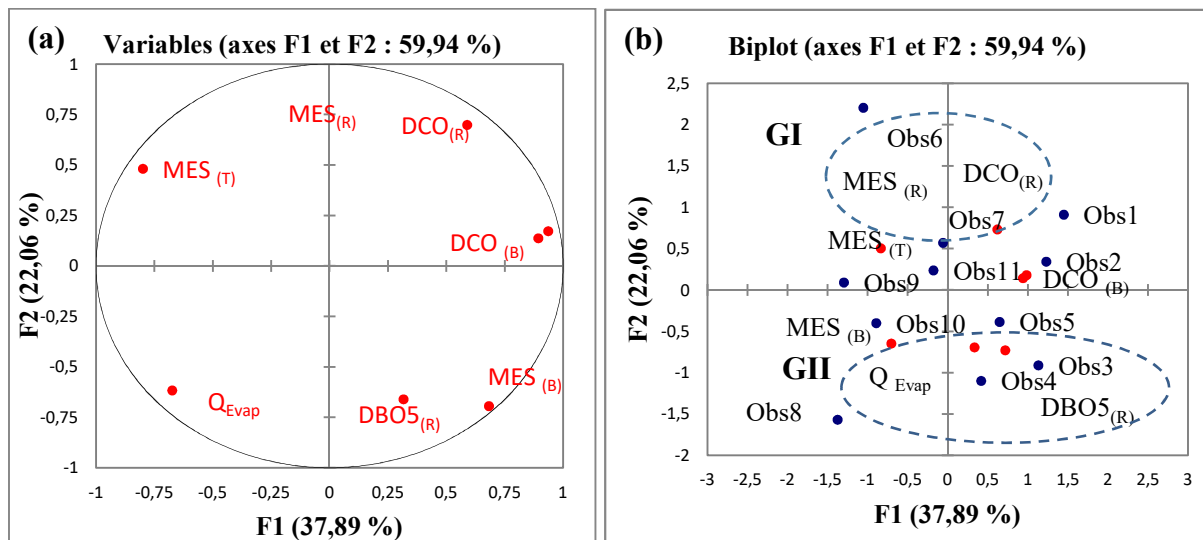


Figure IV.22. Approche graphique de l'ACP de quantité d'évaporation et des polluants dans l'eau de la STEP 01 selon le plan F1x F2. **(a)** : cycle de corrélation; **(b)** : carte factorielle.

IV.9. Analyse linéaires d'évaporation

Les corrélations simples ont été utilisés pour déterminer si des relations significatives existaient entre le rendement des pollutions (variables dépendantes) et les concentrations de paramètres l'influant brute, l'effluent traité et le quantité d'évaporation du bassin (variables indépendantes) régressions multiples Stepwise ont été utilisés pour déterminer les paramètres qui étaient

significatifs dans la prévision des variables dépendantes ($DBO_{5(R)}$, $DCO_{(R)}$ et $MES_{(R)}$), les coefficients de détermination (R^2) pour les modèles de régression ont été calculés).

Tableau IV. 09, représentent des construits pour prédire l'efficacité traités de DBO_5 , DCO et MES et les valeurs prévues contre ceux mesurés sont tracés

Tableau IV. 9. Modèles prédictives et l'évaluation de l'ajustement sous l'influence de l'évaporation

Variable dépendante	Equation du modèle (Variable indépendante)	Constante	R^2
$DBO_{5(R)}$	$-0,0012 \times Q_{Evap} + 0,058 \times DBO_{5(B)} - 0,36 \times DBO_{5(T)}$	84,64	0,9915
$DCO_{(R)}$	$-0,0017 \times Q_{Evap} + 0,023 \times DCO_{(B)} - 0,146 \times DCO_{(T)}$	83,95	0,9760
$MES_{(R)}$	$0,0013 \times Q_{Evap} + 0,061 \times MES_{(B)} - 0,41 \times MES_{(T)}$	83,68	0,9721

Nb : R : rendement; T : traitée ; B : brute; Q_{Evap} : quantité d'évaporation ; R^2 : le coefficient de détermination

La prédiction des MES , le modèle explique 97,21 % de variation totale de l'efficacité d'élimination des matières en suspension ($MES_{(R)}$) (variable dépendante) s'explique par leurs influents brutes ($MES_{(B)}$), effluents traités ($MES_{(T)}$) et la quantité d'évaporation (Q_{Evap}) comme des variables indépendantes. Les pourcentages d'influence ont été respectivement de 52,46%, 42,88 % et 1,64 %. Le pourcentage d'explication restant (0,21%) est négligeable à la somme de tous ces pourcentages partiels obtenus (96,99%), lorsque toutes les variables indépendantes ont été considérées dans l'analyse (97,21%). Cela se produit lorsque des variables indépendantes sont fortement corrélées et que leurs effets ne sont pas faciles à séparer.

En ce qui concerne la prédiction de la DCO , le modèle explique 97,6 % de la variation totale de l'efficacité d'élimination de la demande en oxygène ($DCO_{(R)}$) (variable dépendante). Ce qui nous donne des pourcentages d'influence par les concentrations de la DCO dans les eaux usées brutes ($DCO_{(B)}$), la quantité d'évaporation (Q_{Evap}) et les concentrations de la DCO des effluents traités ($DCO_{(T)}$) ont été respectivement de 41,02 %, 33,17 % et 21,85 %. Par ailleurs, la somme de tous ces pourcentages partiels (96,05%) est inférieure à la valeur obtenue lorsque toutes les variables indépendantes (97,6 %). On peut dire que, les produits des variables indépendantes sont corrélés et que leurs effets ne sont pas faciles à séparer. Toutefois, le pourcentage d'explication restant, peut être clairement attribué à une variable indépendante individuelle (1,45%).

Finalement, ceci la même la prédiction de la DBO_5 , le modèle explique 99,15 % de la variation totale de l'efficacité d'élimination de la demande biologique en oxygène après 5 jours ($DBO_{5(R)}$) (variable dépendante). Ce qui nous donne des pourcentages d'influence par les concentrations de la DBO_5 des effluents traités ($DBO_{5(T)}$), les influents brutes de la DBO_5 ($DBO_{5(B)}$) et la quantité d'évaporation (Q_{Evap}) et ont été respectivement de 72,75 %, 19,27 % et 6,71 %. Par ailleurs, la somme de tous ces pourcentages partiels (98,74%) est inférieure à la valeur obtenue lorsque toutes

les variables indépendantes (99,15 %). Ceci est dû à les produits des variables indépendantes sont corrélés et que leurs effets ne sont pas faciles à séparer.

L'applicabilité des modèles, en tant qu'instruments de prédiction pratiques pour les changements de l'efficacité de réduction de la DBO₅, de la DCO et de les MES, a été testée en comparant les résidus (valeurs observées moins les valeurs moyennes de la série) des valeurs prédites par le modèle (**figure. IV 23**). Les valeurs prédites d'une influence du temps de séjours ont été obtenues en utilisant le modèle d'équation indiqué dans le tableau IV.09.

Les diagrammes de dispersion ont indiqué une forte relation linéaire positive entre les variables observées et prédites avec des valeurs de R² de 0,940, 0,831 et 0,7507 pour BOD_{5(R)}, MES_(R) et DCO_(R) respectivement.

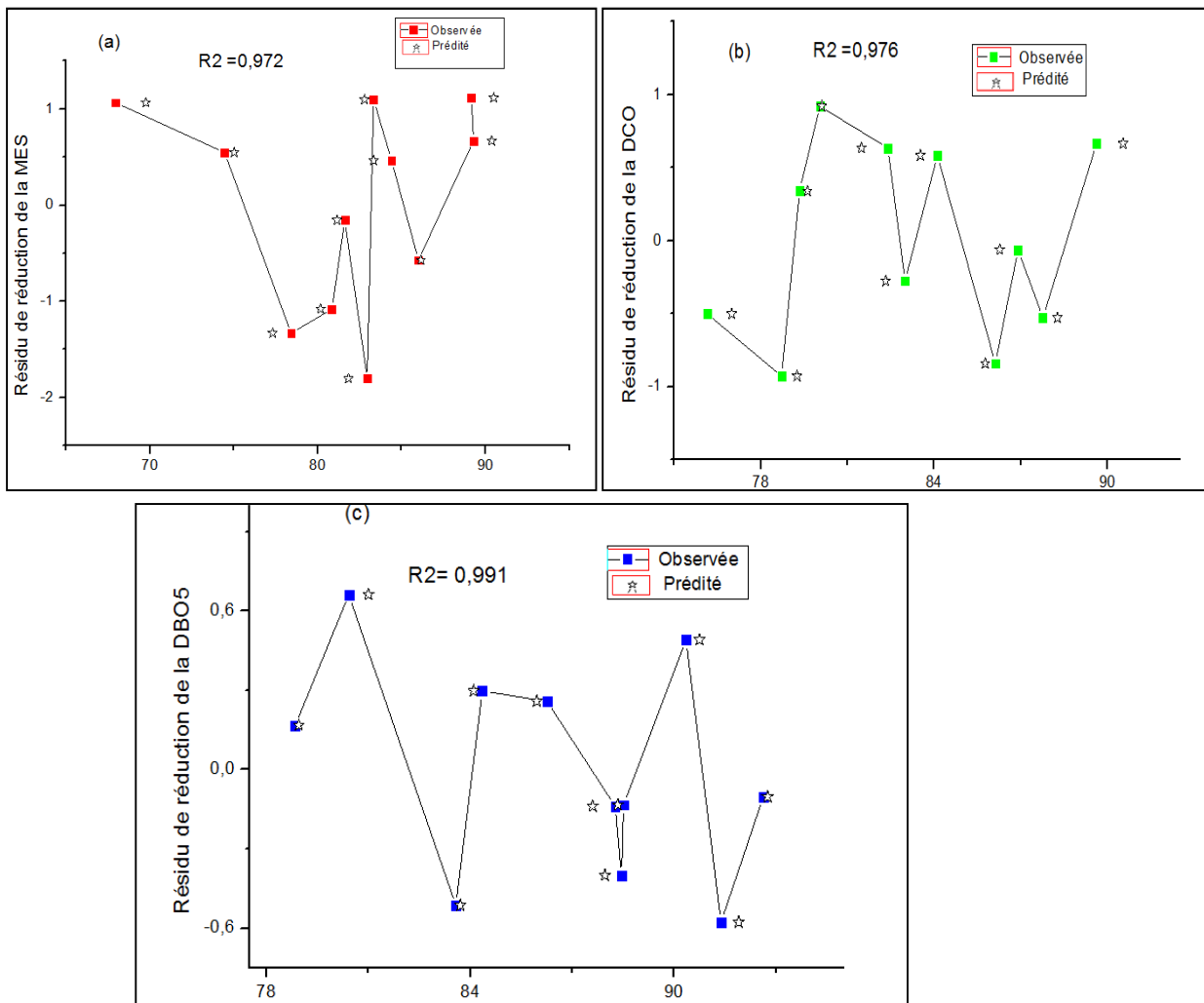


Figure. IV.23 Variation de résidus normalisés selon des valeurs de prédiction de l'efficacité de réduction de la DBO₅ (a), de la DCO (b) et de la MES (c) sous l'influence de l'évaporation dans le bassin d'épuration.

IV.10. Evaluation le besoin d'oxygène:

On évalue d'abord le besoin en oxygène, ensuite on fixe le taux de transfert en oxygène pour un aérateur donnée et enfin on calcule la puissance requise par les moteurs actionnant les aérateurs (aérateur de surface).

Selon les travaux de comité interafricain d'étude hydrauliques (CIEH), la DBO₅ des eaux usées représente environ 67% de la demande biologique totale en oxygène.

Alors, on peut être évalué le Nombre et temps de marche d'aérateurs en fonction de la charge d'entrée en DBO₅.

On suppose la concentration en DBO₅ dans l'eau usée S₀ =250 mg/L, le débit entrant 12564 m³/j et la concentration de DBO₅ à rejet est 40 mg/L, selon norme (JORA, 2012). Donc pour satisfaire la besoin total en oxygène, on devra fournir 1,5 Kg de O₂ par Kg de DBO₅ d'effluent.

En jours cette valeur devient :

$$1,5 \times (200 - 40) \times 12564 \times (10^{-3}) = \mathbf{3\ 0153\ 6Kg\ O_2/j}$$

Puissance requise à la surface aérée :

$$\mathbf{Puissance\ (P)} = \frac{\mathbf{Besoin\ en\ oxygène\ total}}{\mathbf{Taux\ de\ transfert\ en\ oxygène}}$$

Prenons un aérateur mécanique de surface qui procure 0,95 kgO₂/ KW.h, la puissance requise pour l'aération est : $\frac{301\ 536}{0,95} = \mathbf{3\ 17406\ KW.h/j}$. La puissance nominale des aérateurs dans notre

STEP 15 KW, Le nombre total d'aérateurs en service exigés est : $\frac{3\ 17406}{15} \simeq \mathbf{211,60\ pcs\ h/j}$

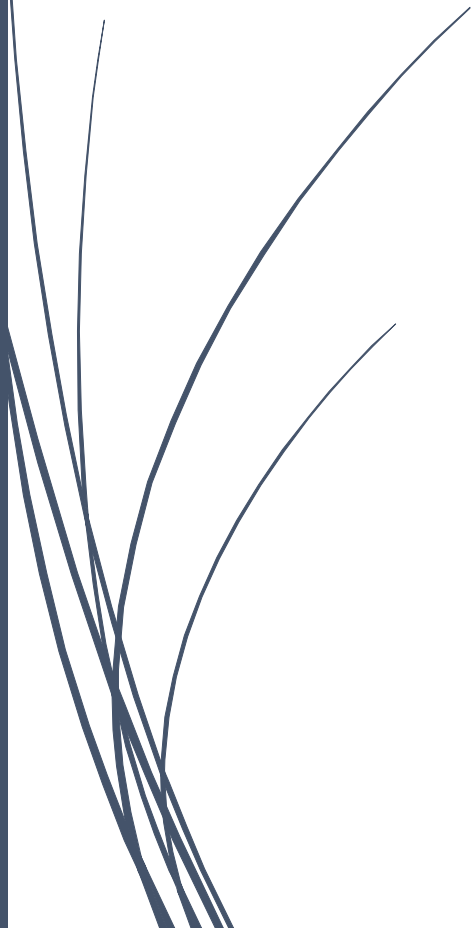
D'après les données de concepteur le taux d'élimination dans l'étage d'aération (A) est 75%, et le reste dans l'étage (B), L'heure et les nombres de marche dans l'étage A est:

$$211,60 \times 0,75 = \mathbf{15\ 870\ pcs\ h/j}, \text{ et dans l'étage B : } 211,60 \times 0,25 = \mathbf{5\ 29\ 0pcs\ h/j}.$$

Selon la charge et le débit entrant, on choisira le nombre d'aérateur actionné, deux lagunes dans chaque étage (A₁, A₂) et (B₁, B₂), alors le temps de marche d'un aérateur dans l'étage A est : 6 heures et 5 minute par jour, et 4 heures et 25 minute dans l'étage B, (Voir le Tableau 18, Annexe).



Conclusion Générale et Perspectives



L'étude a permis en premier lieu de caractériser les effluents bruts et traités par lagunage aéré au niveau de la station d'épuration STEP 01 de Kouinine. Le suivi a concerné les paramètres physicochimiques, les paramètres de pollution particulaire, organique et bactériologique.

Les résultats d'analyse des eaux usées urbaines montrent l'existence d'une pollution caractérisée par une forte charge organique et bactérienne. La station 01 de Kouinine a considérablement réduit les différents types de pollution grâce à ses performances épuratoires. Les rendements épuratoires satisfaisants pour l'élimination de MES sont en moyen de 87,14 %. Les réductions de la DCO et la DBO₅ sont respectivement satisfaisantes (83,29 % et 87,14 %) renseigne l'efficacité des bassins aérés de la STEP. En effet, l'élimination des nutriments sont très faible en N-NH₄⁺ 28,89% et Pt 38,31%. Les concentrations résiduelles restent très élevées dans l'effluent traité. Cependant, ils constitueront un apport intéressant de fertilisation en nutriments azotés et phosphorés dans le cas d'une réutilisation en agriculture. Ces rendements varient selon la saison ; en période hivernale, l'élimination de la charge organique et particulaire est maximale, par contre en période estivale, une importante poussée des algues intervient, se traduit par de fortes teneurs en MES et de DBO₅. Les normes de rejets ne sont donc pas toujours respectées vis-à-vis de ces paramètres.

Toutefois, quant aux bactéries, les eaux usées urbaines sont très chargées. Les effluents traités issues de la STEP 01 répondaient aux recommandations algériennes. Les rendements respectifs obtenus pour les CF, les SF et CIO ont été de 96,93%, 69,96% et 90,37% respectivement, quant à leur réutilisation pour l'arrosage d'espaces verts. En plus, il est nécessaire, dans ce cas, pour évaluer la conformité des eaux épurées aux normes de réutilisation. Les résultats des abattements des autres paramètres ayant fait l'objet de notre étude : pollution parasitologique (d'œufs d'helminthes), les métaux lourds (nickel, cadmium, chrome, etc), sont de l'ordre de 100 % en d'œufs d'helminthes et plus de 64 % pour les éléments toxiques.

Sur le plan quantitatif, le rôle de la station de traitement est aussi très intéressant : la réception en moyenne de 5502300 m³/an d'eaux usées brutes et rejet à la sortie de 5286630 m³/an d'eaux usées traitées, montre que 215670 m³/an peuvent être évaporés au sein de la station.

La seconde partie de notre travail concerne l'étude de l'influence des quelques conditions climatologiques et hydrauliques.

Les performances épuratoires de polluants sur le long de la filière de traitement ont été appréciées en prenant en considération le temps de séjour, se manifestent par deux pics remarquables, le 8^{ème} et le 20^{ème} jour et le déclin de la pollution est en accord avec les normes de rejet des effluents recommandées par un arrêté interministériel en 2012, qui semble commencer entre le 12^{ème} au 14^{ème} jour de séjour.

La variation du temps de séjour semble avoir beaucoup d'incidence sur le fonctionnement du lagunage aéré. Le suivi de la qualité de l'eau à différentes profondeurs avait donc pour objectif de vérifier et de valider le temps de séjour fixé entre 12 à 14 jours dans tous les stades de traitement. L'examen des paramètres analysés a montré que la qualité de l'eau était conforme aux normes adoptées par la réglementation algérienne, de fixer la hauteur d'évacuation de l'eau au niveau de toutes les stades et de valider le choix du temps de séjour optimal. Concernant l'influence du volume d'eau évaporée en charge polluante (DBO₅, DCO, MES) sont clairement contrôlé le phénomène d'évaporation atteint en moyenne annuelle de 618,63 m³/j pour la période considérée. Etant dans un climat saharien hyper- aride, les températures estivales et printanières sont très élevées, une importante évaporation en résulte. Dans ces périodes le rendement montre des valeurs plus basses par rapport à celles rencontrées en période hivernale. Ceci pourrait être lié aux variations d'évaporation.

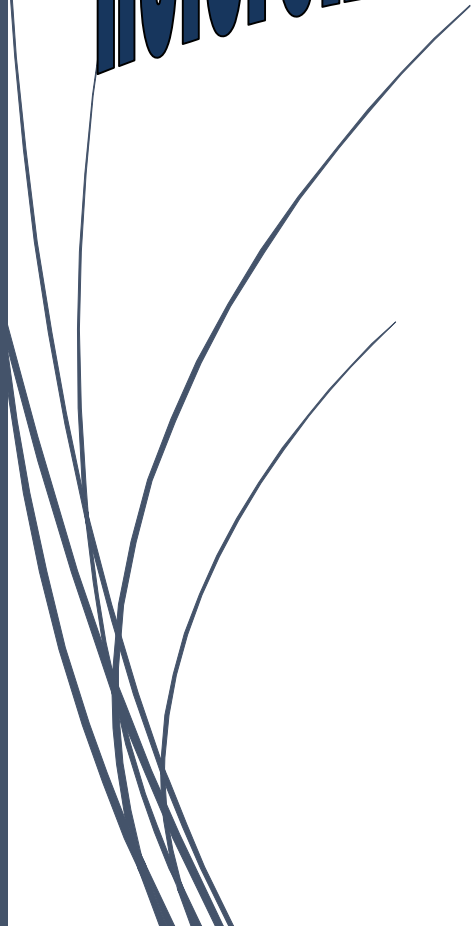
Les diagrammes de régression multi-variante linéaire a entouré les impacts individuels des facteurs susmentionnés sur les caractéristiques de la STEP et a prouvé leurs effets simultanés. Le modèle développé pour prédire l'efficacité d'élimination de la DCO, la DBO₅ et les MES, se sont révélées fortes qui couvre une gamme de données pour la formation, la validation et les tests. L'avantage de ce modèle assure un meilleur contrôle des processus.

L'autre maillon essentiel du nouveau système d'évacuation des eaux excédentaires de la ville d'El-Oued est le réseau de drainage et de rejet final de chott Halloufa. Du point de vue qualitatif, ces dernières, obtenues des valeurs révèlent la conformité des normes admises et de ce fait ne présentent aucun risque quant peut être destinées à l'irrigation de tous type des cultures, maraichage compris.

Enfin, les futurs travaux de recherches devront s'orienter vers l'amélioration des performances épuratoires des stations de traitement, en fonction de la qualité des eaux épurées, en introduisant tous les paramètres pour avoir une bonne conception des bassins et la détermination des risques à moyen et long terme comme la possibilité d'infiltration vers le sol et les nappes, le suivi permanent des parasites (helminthes et protozoaires...) peut conformer sur la possibilité d'utilisation des eaux épurées en irrigation. L'équipement d'un poste de prétraitement par un système de déshuilage-dégraissage pour assurer un bon fonctionnement des bassins d'aération, l'ajout d'un traitement primaire pour assurer une bonne élimination des matières colloïdales et en suspension facilite les traitements ultérieurs. En plus, la résolution du problème de prolifération intensive des algues pour augmenter les rendements d'abattement des MES et DBO₅, il convient de mettre en place un système de traitement quaternaire comme la filtration sur gravier après le bassin de maturation.



Références bibliographiques



- Abdel-Shafy H.I and Salem M.A. M.** Efficiency of oxidation ponds for wastewater treatment in Egypt. *Wastewater Reuse –Risk Assessment, Decision-Making and Environmental Security.* 2007: 175–184.
- Abissy M. et Mandi L.** Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas de roseau. *Rev. Sci. Eau.* 1999; 12 (2): 285-315.
- Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM).** Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse : Éléments de comparaison techniques et économiques : 2007; Fiche 8.
- Air Force Manual (AFM).** Domestic wastewater treatment ", Department of the army and air force, TM 5-814-3/AFM 88-11, Vol. III, Washington, USA. 1988.
- Al-A'ama M.S & Nakhla G.F.** Wastewater reuse in Jubail, Saudi Arabia. *Water Res.*1995; 29(6):1579-1584.
- Alexandre O et Grand E.** Le coût des services d'assainissement ruraux. Evaluation des coûts d'investissement et d'exploitation -TSM (93) n°7/8; Juillet-Août 1998. p.19-31.
- Al- Jasser A. O.** Effects of power level, organic loading and temperature on the performance of facultative aerated lagoons. Doctoral thesis, B. Sc. Civil Eng., M. Sc. Env. Eng. Newcastle Univ; 1995 .p. 4-54.
- Alouini Z.** Flux de la charge parasitologique dans les stations d'épuration en Tunisie. *Rev. Sci. Eau .*1994; 6: 453-462.
- Altmeyer N, Abadia G, Schmitt S et Leprince A.** Risques microbiologiques et travail dans les stations d'épuration des eaux usées. Institut national de recherche et de sécurité. Paris Document pour le médecin du travail. 1990; 374- 387. Report N°. 44 TC 34.
- Amy G. L., Bryant C. W., Alleman B. C. and Barkley W. A.** Biosorption of Organic Halide in a Kraft Mill Generated Lagoon. *Water Pollut.*1988; 60(8): 1445-1453.
- Asano T.** Wastewater reclamation and reuse. *Water quality management library.*Vol (10). Boca Raton. New York. 1998. p.1475
- Association Française de Normalisation (AFNOR).** Recueil des normes françaises : qualité de l'eau, Environnement, Paris, 2003.
- Attab S.** Amélioration de qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration Haoud Berkaoui par l'utilisation d'un filtre à sable local. Thèse magister: Univ. Ouargla; 2011. p. 6, 40, 53-55.
- Arceivala S. J.** Wastewater treatment and disposal. *International Review of Hydrobiology.* 1983; 68 (6): 895–896

- Aulicino E.A, Mastrantoni A, Orsini E, Bellucci C, Muscillo M. and Larosa G.** Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome. *Water, Air, & Soil Pollut.* 1996; 91(2-3):327-334.
- Azov Y.** Effect of pH on inorganic carbon uptake in algal cultures. *Appl. Envir. Micob.* 1982; 43(6) : 1300-1306.
- Bahlaoui A.** Dynamique des écosystèmes d'épuration des eaux usées par lagunage : Analyse spatio-temporelle des effets des facteurs environnementaux. Thèse de doctorat. Rabat : Univ. Mohammed V ; 2000. 218p.
- Bailenger J et Souby J.** Importance de l'heure du prélèvement pour suivre les variations de la corticostéronémie au cours du parasitisme du Rat par *Strongyloïdes ratti*. *Ann Parasitol Hum Comp.* 1979 ; 54 : 227-235.
- Baroin G.** Le traitement des sédiments en limnologie opérationnelle. *Rev. Sci. Eau.* 1984; 3: 295-308.
- Bartsch E. H and Randall C. W.** Aerated lagoons : a report on the state of the art. *Water. Pollu. Control. Fed.* 1971 ; 43(4) : 699-708.
- Bassompierre C.** Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers : de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse de doctorat. Grenoble : Institut National Polytechnique ; 2007. p. 25-42.
- Baumont S, Camard J. P, Lefranc A et Franconi A.** Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France ; 2005.p. 15-62.
- Belaid N.** Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax : salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de doctorat. Univ. Sfax ; 2010. p.1-39.
- Belghyti B, El Guamri Y, Ztit G, Mouahidi L, Joti M, Harchrass A, Amghar H, Bouchouata O, El Kharrim K et Bounouira H.** Caractérisation physico- chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en œuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc. *Afrique science.* 2009; 05(2): 199-216.
- Benfield L. D and Randall C. W.** *Biological Process Design for Wastewater Treatment.* New Jersey : Englewood Cliffs ; 1980. 523p.
- Berland J. M, Boutin C, Molle P et Cooper P.** Guide des procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 Éq/hab): mise en œuvre de la directive du Conseil européen n°91-271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. Luxembourg: Office International de l'eau; 2001. 41p.

- Bishop N. E.** Studies on mixing and heat exchange in aerated lagoons. Doctoral thesis. Austin : Univ. Texas ; 1975.p.111-114.
- Blais J.F, Meunier N, Mercier G, Drogui P and Tyagi R. D.** Pilot plant study of simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching. J Environ. Eng. Div. ASCE, (2004) 130(5): 516-525.
- Bliefert C et Perraud R.** Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. Bruxelles : de Boeck ; 2001. p. 317-477.
- Blumenthal U.J, Mara D.D, Peasey A, Ruiz-Palacios G and Stott R.** Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Bull. World Health Organ. 2000, 78(9): 1104-16.
- Boeglin J. C.** Traitements biologiques des eaux résiduaires, technique de l'ingénieur J3940. France ; 2001.
- Boisserie H.** Etude des pertes d'azote par volatilisation dans les rizières de Camargue. Thèse de doctorat. Univ. Montpellier II ; 1990. 178p.
- Bontoux J.** Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Paris : Technique et Documentation Lavoisier ; 1993. p.166.
- Boutayeb M, Bouzidi A et Fekhaoui M.** Bulletin de l'Institut Scientifique. Rabat. 2012 ; 34(2) : 145-150.
- Boutayeb M et Bouzidi A.** Epuration des eaux usées domestiques par lagunage naturel dans cinq stations d'épuration de la région de la Chaouia Ouardigha-Maroc. Nature & Technol. 2013 ; 08 : 49-52.
- Boutin C, Duchène P et Liénard A (a).** Filières adaptées aux petites collectivités, Document technique de FNDAE. 1997 ; 22 : 28p.
- Boutin C, Duchène P et Liénard A (b).** Filières adaptées aux petites collectivités. Document technique de FNDAE. 1997 ; 25 : 11p.
- Bourrier R, Satin M et Selmi B.** Guide technique de l'assainissement. Collecte - Épuration - Conception – Exploitation. 5e édition. Le Moniteur. Antony : 2017.p. 116, 863.
- Boyd D.** Données inédites de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID). Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto ; 1992.
- Bonnard et Gardel (BG).** Vallée du Souf : Étude d'assainissement des eaux résiduaires, pluviales et d'irrigation Mesures complémentaires de lutte contre la remontée de la nappe phréatique. Mission I B. Algérie ; 2003. 265p.

- Bonnard et Gardel (BG).** Vallée du Souf : Étude d'assainissement des eaux résiduaires, pluviales et d'irrigation Mesures complémentaires de lutte contre la remontée de la nappe phréatique. Mission II. Algérie ; 2004. 168p.
- Cadillon M.** Réutilisation des eaux usées : Contraintes et enjeux. Actes des journées techniques d'assainissement. Agadir, Maroc ; 6-8 Septembre 1989. p. 2-26.
- Campos C.** New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. Desalination. 2008 ; 218 : 34-42.
- Cardot C.** Les traitements de l'eau : Procédés physico-chimiques et biologiques. Paris: Ellipses; 1999. 247p.
- Cauchi A, Hyvrard R, Nakache S, Schwartzbrod Z, Zagury C et Seguret M.** Dossier : la réutilisation des eaux usées après épuration, Techniques, Sciences et Méthodes ; 1996. p.81-118.
- Chachoua M et Seddini A.** Étude de la qualité des eaux épurées par le lagunage naturel en Algérie. Afrique science. 2013 ; 9(3) : 173-183.
- Chaouki H, El Watik L, Ramchoun Y, Fath-allah R, Ayyach A, Fathallah Z, El Midaoui A et Hbaiz E.** Étude des performances épuratoires de la technique du lagunage aéré appliquée à la station d'épuration de la ville d'Errachidia – Maroc. Afrique science. 2014; 10(2): 176-181.
- Chen P, Zhou Q, Paing J and Picot B.** Nutrient removal by the integrated use of high rate algal ponds land macrophyte systems in China. Water Sci. Technol. 2003 ; 48 : 251-257.
- Chocat. B.** Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et assainissement. Paris : Techniques & Documentation ; 1997. 1124p.
- Choubert J. M.** Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues activées a basse température. Thèse de doctorat. Strasbourg : Univ. Louis Pasteur ; 2002. p.29-32.
- Conseil National de recherche du Canada (CNRC).** Optimisation du lagunage. Une règle de l'art du guide national pour des infrastructures municipales durables. Québec ; 2004. p.67.Report N°: ISBN 1-897094-67-1.
- Consultants BPR.** Étangs aérés non conventionnels, SQAE, MENV. Décembre 1992.
- Cornaz S.** Evaluation du statut trophique d'un canal de drainage sous l'impact des pollutions d'origines diffuses et ponctuelles : cas du Grand canal de la basse plaine du Rhône. Thèse de doctorat. Univ. Lausanne ; 2004. 180p.
- Corsin P et Le Strat P.** Réutilisation des eaux usées, Les effluents des stations d'épuration : comment les rendre aptes à une seconde vie. L'eau, l'industrie, les nuisances. 2007; 299: 38-39

- Davis J.C.** Statistics and data analysis in geology. 2nd Ed. New York : Wiley ; 1984. 550p.
- Degremont I.** Mémento technique de l'eau. Tome 1, 2^{ème} Ed. Paris : Degremont Suez ; 2005.
- De Martonne E.** L'indice d'aridité. In: Bulletin de l'Association de géographes français, N°9, 3^e année, mai 1926. pp. 3-5.
- Dernat M, Elmerich P et Pouillot M.** Vers une optimisation de la déphosphatation physicochimique. L'Eau, l'Industrie, les Nuisances ; 1994. 182p.
- Deronzier G et Choubert J. M.** Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées, Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physico-chimique. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales FNDAE n° 29. Paris : Cemagref ; 2004. p.24-35.
- Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement (DAPE).** Étude de réutilisation des eaux épurées à des fins agricoles ou autres sur tout le territoire national, Mission 1 : Reconnaissance et collecte des données de base. 2006. 120p.
- Djermakoye H.** Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries. Caractérisation physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surfaces et les souterraines. Thèse de doctorat. Univ. Bamako ; 2005. p. 29.
- Doemel W. N and Brooks A. E.** Detergent phosphorus and algal growth. Water Res. 1975; 9: 713-717.
- Dussart B.** Limnologie : L'étude des eaux continentales. Paris : Boubée; 1992. 681p.
- Eckenfelder W.W and Adams C.E.** Design and Economics of Joint Wastewater Treatment. J. Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Eng. 1972; 98: 153-167.
- Eckenfelder W.W.** Water quality engineering for practicing engineers. Professional Eng. Career development series. New York: Barnes and Nobel; 1970.
- Eckenfelder W.W.** Wastewater treatment by lagooning in temperate climates. 35th International Conference. Liege, Belgique: Cebedoc; 1982 ; p.313-323.
- Eckenfelder W.W and O'connor D.J.** Biological Wastewater Treatment. New York: Pergamon Press; 1961.
- Eckenfelder W.W.** industrial water pollution control. 2nd Ed. New York: McGraw-Hill; 1967. 400p.
- Eddabra O.** Evaluation de la contamination bactériologique des eaux usée des stations d'épuration du grand Agadir : isolement, caractérisation moléculaires et antibiorésistance des espèces du genre *vibrio*, Thèse de doctorat. Univ. Strasbourg; 2012. p. 14, 34-37.

- Edeline F.** L'épuration biologique des eaux théorie & technologie des réacteurs. Liège Belgique : Cebedoc; 1993. 303p.
- Effebi K. R.** Lagunage anaérobie : modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse de doctorat. Univ. Liège ; 2009. p.7-9.
- El Hachemi O, El Halouani H, Meziane M, Torrens A, Salgot M et Sbaa M.** Etude des performances épuratrices dans une station de traitement des eaux usées par lagunage en climat désertique (Oasis de Figuig-Maroc) : Aspect bactérien et organique. Rev. Microbiol. Ind. San. Environn. 2012 ; 6(1) : 84-97.
- El-Haite H,** Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation. Thèse de doctorat. Univ. Ecole nationale supérieure des mines de Saint-Etienne. ; 2010.p. 26-29, 39-55,65.
- El Halouani H.** Lagunage à haut rendement : caractérisation physicochimique de l'écosystème. Etude de son aptitude à l'élimination de l'azote et du phosphore dans l'épuration des eaux usées. Thèse de doctorat. Univ. Montpellier ; 1990. 154p.
- El Halouani H, Picot B, Casellas C, Pena G et Bontoux J.** Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. Rev. Sci. Eau. 1993; 6 : 47-61.
- El Hayek N.** Méthodes d'analyse de l'eau. Alger : OPU Algérie; 1989. 179p.
- El- Morhit, FEkhaoui M, ÉliE P, Girard P, Yahyaoui A, El Abidi A et Jbilou M.** Heavy metals in sediment, water and the European glass eel, *Anguilla anguilla* (Osteichthyes: Anguillidae) from Loukkos river estuary (Morocco, eastern Atlantic). Rev. Cybium. 2009;33(3) : 219-228
- École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES).** Traitement des eaux usées urbaines- chapitre 12 : le lagunage.237-254.
- Faby J. A et Brissaud F.** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau (OI Eau). 1997. p.76.
- Fagrouch A, Amyay S, Berrahou A, El Halouani H et Abdelmoumen H.** Performances d'abattement des germes pathogènes en lagunage naturel sous climat aride : cas de la filière de traitement des eaux usées de la ville de Taourirt. Afrique Science. 2010 ; 06(3) : 87-102.
- Food and Agriculture Organisation (FAO).** L'irrigation avec les eaux usées traitées. Manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le proche orient et l'Afrique du Nord. Le Caire Egypte; 2003. p. 68-73.
- Forum Interrégional des Lagunes Méditerranéennes (FILMED).** Boite à outils, interprétations des données; 4 Avril 2010. p. 7-8.

- Fletcher J.C.** The performance of aerated lagoons treating domestic wastewater. Water and wastewater treatment operators' newsletter, New Zealand ministry of works and development; 1980. p. 1-9.
- Florentz M. Gilles P et Hartemann P.** Elimination biologique du phosphore. TSM-Eau. 1983. p.25-32.
- Fontevieille D.** La circulation du carbone organique dans les écosystèmes lotiques : cas du phénomène d'autoépuration. Thèse de doctorat. Univ. Lyon I ; 1987. 135p.
- Gaujous D.** La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Paris : Technique et Documentation Lavoisier ; 1995. p. 220.
- Germain E, Bancroft L, Dawson A, Hinrichs C, Fricker L and Perce P.** Evaluation of hybrid processes for nitrification by comparing MBBR/AS and IFAS configurations. Water Sci. Technol. 2007 ; 55 : 8-9.
- GLS.** La biodégradabilité des effluents urbains. Memotec ; 2006. Rapport n°19.
- GLS.** Le traitement des boues urbaines dans les stations d'épuration de taille inférieure à 5000 EH. Memotec ; 2007. Rapport n°22.
- Goula B.T, Kouame I. K, Gone D. L, Savane I, Kouassi E. A, Koffi K and Diallo M.** Mobilité relative des ETM issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan-Côte d'Ivoire). Afrique Science. 2006; 02(1): 39-56.
- Gray N.F.** Biology of Wastewater Treatment. 2th ed: Univ. Michigan. Oxford Univ. Press, 1989. 795p.
- Griffith C. C.** Poultry Processing Wastes Treatment Experience in Aerated Ponds. Proceedings of the 23th Industrial Waste Conference. Purdue Univ, 1968: p.537-539.
- Gunning L. V.** IP Uses Deep Basin, Subsurface Aerated Lagoon to Save Space and Energy. Tappi Jour, 1979; 62: 91-92.
- Gupta N, Khan D. K and Snatra S. C.** An assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Titagarh, West Bengal. India Bull Environ Contam Toxicol. 2007; 80: 115-118.
- Hadj-Sadok Z. M.** Modélisation et estimation dans les bioréacteurs, prise en compte des incertitudes : application au traitement de l'eau. Thèse de doctorat. Nice : Univ. Sophia Antipolis ; 1999. 267p.
- Hall E. R and Randle W. G.** Chlorinated phenolics removal from bleached kraft mill wastewater in three secondary treatment processes. Water Science and Technologie. 1994; 29 (5-6) 177-187.

- Hamid C, El watik L, Ramchoun Y, Fath-Allah R, Ayyach A, Fathallah Z, El Midaoui A and Hbaiz E.** Étude des performances épuratoires de la technique du lagunage aéré appliquée à la station d'épuration de la ville d'Errachidia-Maroc. *Afrique science*. 2014 ; 10(2) :173-183.
- Hammadi B, Bebba A. A and Gherraf N.** Degradation of organic pollution aerated lagoons. In an arid climate: the case the treatment plant Ouargla (Algeria). *Ecological Society of China*. 2016; 36 : 277-279.
- Hammadi B, Bebba A. A, Hacini Z and Zeghdi S.** Gardens Planted with Macrophytes Filters, Purification Performance in an Arid Climate – Pilot Station of Témacine, Ouargla (Algeria). *International Letters of Chemistry, Physics and Astronomy*. 2013; 13: 259-268.
- Hammou N, Picot B et Bontoux J.** Les dépôts sédimentaires en lagunages à microphytes : évolution des quantités, des caractéristiques physico-chimiques et des charges en métaux lourds. *Environmental Technology*. 1995; 13: 647-655.
- Hamoda M.F.** Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. *Desalination*. 2004; 165: 31-41.
- Harmsen J.** Identification of organic compounds in leach ate from a waste tip. *Env. Sci. and Tecb*. 1983; 17 (6): 699.
- Hazourli S, Boudiba L et Ziati M.** Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'El-Hadjar, Annaba. *Larhyss Journal*. 2007; 06: 45-55.
- Himmi H, Hasnaoui M, Fekhaoui M, Foutlane H, Bouchich H, El Maroufy M et Bennazou T.** Variabilités des descripteurs physiques, chimiques et biologiques d'un réservoir de stockage (lagunage mixte, Ben Slimane - Maroc). *Rev Sci Eau*. 2005; 18: 91-107.
- Horan N.Y.** Biological wastewater treatment systems. New York : Wiley ; 1990. 267p.
- Hufty A.** Introduction à la climatologie. Le rayonnement et la température, L'atmosphère, L'eau, Le climat et l'activité humaine. Editions De Boeck Université, Canada. 2001. 574 pages.
- Idder T.** La dégradation de l'environnement urbain liée aux excédents hydriques au Sahara algérien. Impact des rejets d'origine agricole et urbaine et technique de remédiassions proposées (l'exemple d'Ouargla). Thèse de doctorat. Univ. Angers ; 1998. 284p.
- Jadal M.** Pollution chimique et microbiologique de l'estuaire de l'oued Oum-Er-Rbia : suivi de la macropollution et ses incidences sur les différentes composantes de cet écosystème. Thèse de doctorat. Univ. Ibn Tofail, Fac. Sci. Kenitra : 2002. 7, 8-9, 172 p.
- Jalbert J. M.** Les étangs facultatifs aérés : Théorie et pratique, Proceedings 6th Symposium on Wastewater Treatment. Montréal, Canada ; 16-17 Novembre 1983.

- James A.** An alternative approach to the design of waste stabilisation ponds. *Wat. Sci. Tech.* 1987 ; 19(12) : 213-218.
- Joffin J. N et Leyral G.** Microbiologie technique. Tome 1, 4e édition. Canopé - CRDP de Bordeaux. 1988. 278p.
- Jones P. H and Tasfi L.** The effects of applied direct current on biological phosphorus uptake. *Water. Res.* 1987 ; 21(6) : 723-724.
- Journal officiel de la république algérienne (JORA).** Annexe des valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles. 1993; 46 : p.7.
- Journal officiel de la république algérienne (JORA).** Normes des rejets d'effluents liquides industriels : Décret exécutif n° 06-141 du 19 Avril 2006. JORA n° 23 du Avril 2006. p.5-9.
- Journal officiel de la république algérienne (JORA).** Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation et la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées: Arrêté interministériel du 2 Janvier 2012, JORA n° 41 du 15 Juillet 2012.p. 19-21
- Juanico M and Friedler E.** Wastewater reuse for river recovery in semi-arid Israel. *Water Sci. Technol.* 1999; 40(4): 43–50.
- Kalogo Y and Verstraete W.** Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic waste water treatment : motives and perspectives. *World. J. Microb & Biot.* 1999; 15: 523-534.
- Khattabi H, Aleyal L et Mania J.** Lagunage naturel de lixiviat de décharge. *Rev. Sci. Eau.* 2002; 15(1): 411-419.
- Kone D.** Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse de doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne ; 2002. p.83.
- Kone M, Bonou L, Koulidiati J, Joly P, Sodre S et Bouvet Y.** Traitement d'eaux usées urbaines par infiltration-percolation sur sable et sur substrat de coco après un bassin anaérobie de lagune sous climat tropical. *Rev. Sci. Eau.* 2012; 25 (2) : 139-151.
- Labed B, Bebbia A. A and Gherraf N.** Phytoremediation performance of urban wastewater by the plant *juncus effusus* in an arid climate. *Res. J. Pharm. Biol. Chem. Sci.* . 2014; 5(6): 95-103.
- Labres. E et Mouffok F.** Le cours national d'hygiène et de microbiologie des eaux de boisson. Manuel des travaux pratique des eaux. Institut Pasteur d'Algérie. 2008. 53p.

- Lal G et Verma R. D.** Dairy Waste Treatment Methods. *Indian Dairyman*. 1989; 41(9): 469-474.
- Loehr R. C and McKinney R. E.** Aerated Lagoon System Treats Roofing-Felt Mill Waste. *Water. Wast. Eng.* 1966; 3(8): 91-93.
- Loehr R. C and Schulte D. D.** Aerated Lagoon Treatment of Long Island Duck Wastes. 2nd Int Symposium for Waste Treatment. 1970 ; Univ. Kansas. p. 249-258.
- MacLachy J.** Données inédites sur les quantités estimées de nickel rejetées par les mines et les fonderies de métaux au Canada, Environnement Canada, Direction des programmes industriels, Hull (Québec). 1992.
- Madigan M et Martinko J.** Biologie des microorganismes. 11^{ème} ed. Paris : Pearson ; 2007. p.918-932.
- Malina J. F, Kayser R, Eckenfelder W. W, Gloyna E. F and Drynan W. R.** Design guides for biological wastewater treatment processes. Center for research in water resources. Austin : Univ. Texas ; 1971. 126p.
- Mann G. W.** Aerated Lagoon Treatment of Wastes from the Dow Chemical Company. Proceedings of the 25th Industrial Waste Conference. 1970 ; Purdue Univ, p.543-550.
- Mara D. D.** Sewage treatment in hot climates. New York: John Wiley; 1980. 168p.
- Marin M.** Accumulation de boues dans les étangs aérés facultatifs au Québec. *Sci. Tech. Eau*. 1987; 20(4): 303-308.
- McNeill K. P and Bradley J. W.** Alternative Waste Treatment Systems in Southern New Zealand, in *Alternative Wast Treatment Systems*. London : Elsevier ; 1988.
- Mehaignerie P et Ornano M.** Lagunage naturel et lagunage aéré procédés d'épuration des petites collectivités. Ministère de l'environnement et du cadre de vie, Agence de bassin Loire-Bretagne;1979. 19p.
- Metahri M. S.** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphorée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes .Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de doctorat. Tizi-Ouzou : Univ. Mouloud Mammeri ; 2012. p.12.
- Metcalf A & Eddy I.** Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, Reuse. 3rd Ed. Singapore : McGraw-Hill ; 1991.194.p.
- Metcalf A & Eddy I.** Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. 4th ed. New York : Mc Graw-Hill ; 2003.p. 425-463.
- Mezrioui N. E.** Etude expérimentale des effets du pH, du rayonnement et de la température sur la disparition des bactéries d'intérêt sanitaire et évaluation de la résistance aux

antibiotiques d'E. Coli lors de l'épuration des eaux usées. Thèse de doctorat. Univ. Montpellier ; 1987. 150p.

Miller J. P and Vamvakias J. G. Temperature response of aerated stabilization basins with and without Nutrients. Technical Paper (T87) presented at Canadian Pulp and Paper Association (CPPA) 5th Air and Stream Improvement Conference. October 21-23 1969 ; Toronto, Canada.

Moersidik S. Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement : gestion de l'écosystème et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage traditionnel. Thèse de doctorat, Univ. Montpellier, France ; 1992. p. 29-204.

Morel M. L'utilité des végétaux aquatiques pour le traitement des eaux usées sous climat tropical. Thèse de doctorat, INPL de Lorraine ; 1996.

Moumouni M and Djermakoye H. Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries. Caractérisation physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux de surfaces et les souterraines. Thèse de doctorat. Univ. Bamako ; 2005. p.29.

Murphy K. L and Wilson A. W. Characterization of mixing in aerated lagoons. J. Env. Eng. 1974 : 1105-1117.

Nacir S, Ouazzani N, Vasel J. L, Jupsin H et Mandi L. Traitement des eaux usées domestiques par un chenal algal à haut rendement (CAHR) agité par air lift sous climat semi-aride. Rev. Sci. Eau. 2010 ; 23(1) : 57–72

Nameche T et Vasel J.L. Elimination des germes pathogènes en lagunage aéré et en lagunage naturel sous climat tempéré, Rapport dans le cadre d'une bourse de (FRIA) Fonds pour la formation à la Recherche dans l'Industrie et dans l'Agriculture, Fondation Univ. Luxembourgeoise-Belgique. 1996. p. 20.

Narasiah KS, Morasse C and Larue M. Performance of aerated lagoons in treating wastewater from small communities. Water. Sci. Tech. 1987; 19: 65-76.

Nasasiah S, Shoiry J et Moresse C. Effets des variations des températures saisonnières sur les modifications des phosphates dans des eaux usées. Rev. Sci. Eau. 1988 ; 1(4) : 305-320.

Nurdogan Y. Microalgal séparation from high rate ponds. Thèse de doctorat. Berkeley : Univ. Calrformie ; 1988. 262p.

Office National de la Métrologie (ONM). Bulletins mensuels de relevés des paramètres climatologiques en willaya d'El-Oued de 2000 à 2015. 2015.

Office National de l'Assainissement (ONA). Situation actuelle des stations de traitement d'eaux usées en Algérie. MRE. Alger, Algérie ; 2009, 2014.

- Office National de l'Assainissement (ONA).** Tableau de bord exploitation du mois de juillet 2017. Direction de l'exploitation et de la maintenance. Alger, Algérie ; 2017.
- Office International de l'Eau (O. I. Eau).** Centre National de Formation aux Métiers de l'Eau. 2005.
- Oleszkiewicz J. A and Sparling A. B.** Wastewater lagoons in a cold climate. *Water. Sci. Tech.* 1987; 19(12): 47-53.
- Olukanni D. O and Ducoste J. J.** Optimization of waste stabilization ponds for developing nations using computation fluid dynamics. *Ecological Engineering.* 2011 ; 37 : 1878-1888.
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS).** L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : Recommandation avisées sanitaires. Genève: 1989. p. 17-60. Rapport n°:778.
- Oudra B, Oufdou K, Mezroui N, Barakat M and Loudiki M.** Effect of extracellular and endocellular products from cyanobacterium, *Synechocystis sp*, on the growth of sanitation system bacteria. *Algological Studies/ Archive für Hydrobiologie.* 1998 ; 90(125) : 139-148.
- Oueslati M. A, Waddad M et Charbonnei Y.** Etude physico-chimique des eaux usées domestiques traitées par des végétaux aquatiques : première expérience tunisienne. *Sud. Sci. Tech.* 2000; 6: 35-43.
- Pearson H. W, Mara D. D, Mills S. W and Smallman D. L.** Factors determining algal population in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance. *Wat Sci Tech.* 1987; 19(12): 131-140.
- Peirce J. J, Vesilind P. A and Weiner R. F.** *Environmental Pollution and Control*, 4th ed. Elsevier Science & Technology Books; 1997. 379p.
- Picot B, Canovas S et Casellas C.** Evolution annuelle du peuplement zooplanctonique dans un lagunage à haut rendement et incidence du temps de séjour. *Rev. Sci. Eau.* 1991 ; 4 : 269-289.
- Picot B, El Halouani H, Casellas C, Pena G et Bontoux J.** Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Rev. Sci. Eau.* 1993 ; 6 : 47-61.
- Polprasert C, Dissanayake M. G and Thanhn C.** Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. *J. WPCF.* 1983 ; 55(3) : 285-296.
- Prescott L. M, Harley J et Klein P.** *Microbiologie.* 2^{ème} Ed. Paris : De Boeck ; 2007. p.837.
- Rassam A, Chaouch A, Bourkhiss B et Bourkhiss M.** 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.* 2012 ; 81 : 121-125.

- Ratel C, Nejjar A et Bentaleb M.** La réutilisation des eaux usées pour l'irrigation au Maroc : Cas de la ville de Marrakech. Séminaire sur les technologies appropriées pour l'eau et l'assainissement en zones arides. Rabat, Maroc; 24-28 Novembre 1986. p. 31-44.
- Reddy K. R.** Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes. *J Environ Qual.* 1983; 12(1) : 137-141.
- Rejeseck F.** Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Bordeaux : CRDP Aquitaine ; 2002. p.165-192.
- Remini B.** L'évaporation des lacs de barrages dans les régions arides et semi arides, exemple Algérien. *Larhyss Journal.* 2005; 04: 81-89.
- Rich L.G.** A low-cost secondary treatment alternative. *Water Engineering Management.* 1982. p. 129.
- Rich L. G.** High Performance aerated lagoon systems. *American academy of environmental engineers.* 1999. 216p.
- Robinson D. H and Grantham G.** The Treatment of Landfill Leachates in On-Site Aerated Lagoon Plants: Experience in Britain and Ireland. *Water. Res.* 1988; 22(6): 733-747.
- Roche.** Aspirateur de surface aire-O₂ – Aide à la conception, Société québécoise d'assainissement des eaux, Ministère de l'Environnement. Roche. 1992.
- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J.P., Chambon, P., Champsaur, H. et Rodi, L.** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, 8^{ème} éd. Paris ; 1996.p. 1096-1384.
- Rodier J, Bazin O, Broutin J. P, Chambon P, Champsaur H et Rodi L.** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, 8^{ème} éd. Paris; 2005.p. 42, 1383.
- Rodier J, Legube B, Merlet N, Brunet R et coll,** Analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, 9^{ème} éd. Paris ; 2009. p.945-1020, 1113, 1411, 1579.
- Rusan M. J. M, Munir J, Hinnawi M and Rousan L.** Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination.* 2007; 215:143-152.
- Rusten B, Lundar A, Paulsrud B and Thune L.** Treatment of Potato Processing Wastewater in Cold Climate Using Aerated Lagoons with Combined Precipitation. *European Water. Poll. Control.* 1991 : 1-12.
- Sackellares R. W and Barkley W. A.** Selection and verification of hydraulic flow models for lagoon. *Advances in process analysis and development in the forest products industry.* 1985 ; 81 : 117-129.

- Sanz J. P, Freund M and Hother S.** Nitrification and denitrification in continuous up flow filters process modelling and optimization. *Water. Sci. Tech.* 1996; 34: 441-448.
- Schneiter R. W, Middlebrooks E. J and Sletten R. S.** Cold region wastewater lagoon sludge accumulation. *Wat Res.* 1983; 17(9): 1201-1206.
- Schulz T. J and Barnes D.** The Stratified Facultative Lagoon for the Treatment and Storage of High Strength Agricultural Wastewaters. *Water. Sci.Tech.* 1990; 22: 43-50.
- Sevrin J, Noue J et Proulx D.** Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Paris. Tec & Doc. Lavoisier. 1995.p.118.
- Shelef G, Azov Y and Moraine R.** Nutrients removal and recovery in a twostage high rate algal wastewater treatment System. *Water. Sci. Tech.* 1982; 14: 87-100.
- Shelef G.** High-Rate Algal Ponds for wastewater treatment and protein production. *Water. Sci. Tech.* 1982; 10(14): 439-452.
- Shilton A.** Ammonia volatilization from a piggery pond. *Water. Sci. Tech.* 1996; 33(7): 183-189.
- Shilton A, Walmsley N, Pearson H, Paterson C, Curtis T, Craggs R, Davies-Colley R and Mara D.;** Pond Treatment Technology. Edition by Andy Shilton. London: IWA Publishing; 2005. 479p.
- Shpirt E.** Rôle of hydrodynamic factors in ammonia desorption by diffused aération. *Water. Res.* 1981; 15: 739-743.
- Shuval H. I, Avner A, Fattal B, Elyahu R and Yakupiel P.** Wastewater characteristics and treatment for irrigation in wastewater irrigation in developing countries : health effects and technological solution, U.N.P.P. Project Management Report. 1986; 6: p.136.
- Shuval H. I, Yekutiél P and Fattal B.** An epidemiological model of the potential health risk associated with various pathogens in wastewater irrigation. *Water. Sci. Tech.* 1986; 18(10): 191-198.
- Snodgrass W. J.** Distribution and behaviour of nickel in the aquatic environment, nickel in the environment. Ed .J.O. Nriagu. John and Wiley. New York; 1980. p. 203-274.
- Stewart BA.** Limited-Irrigation/Dryland Farming System for Efficient water Management in Semi-Arid Environments. In: Proceedings of an IBSRAM Inaugural Workshop on Management of Vertisols for improved agricultural production. ICRISAT, India 1989; p: 101-112.
- Stuthridge T. R, Campin D. N, Langdon A. G, Mackie K. L, McFarlane P. N and Wilkins A. L.** Treatability of Bleached Kraft Pulp and Paper Mill Wastewaters in a New Zealand Aerated Lagoon Treatment System. *Water. Sci. Tech.* 1991; 24(3): 309-317.

- Tamrabet L.** Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraîchage. Thèse de Doctorat. Univ. Batna; 2011. p.46-74.
- Tamrabet L.** Traitement et réutilisation des eaux usées dans les pays du MENA : Cas de l'Algérie. Rapport réalisé pour le compte de la FAO (Office Régional du FAO au Proche Orient, Caire, Egypte). 2007.
- Tamrabet L, Goléa D et Bouzerzour H.** La réutilisation des eaux usées en agriculture: insuffisances et solutions des méthodes de traitement des effluents en Algérie. Watmed. Monastir, Tunisie ; 2002. p. 295-302.
- Tamrabet L, Kribaa M, Hamidi B, Alalata S, Berkani W et Hamdoudi A.** Evaluation de l'aptitude des effluents d'Oued El Gourzi (Batna, Nord Est d'Algérie) à l'irrigation et leur impact sur le sol et la qualité des cultures maraîchères et fourragères. Actes du congrès international Eau et Déchets. 2007 ; Oujda, Maroc.
- Tizghadam G. M.** Etude des performances et optimisation d'un réacteur Cascade à biomasse hybride pour le traitement des eaux usées urbaines. Thèse de doctorat. Univ. Limoges; 2007. p.15-16.
- Toze S.** PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewaters. Water Res. 1999 ; 33 : 3545–3556.
- Trad-Rais M.** Surveillance bactériologique et parasitologique des eaux usées brutes et traitées de la ville de Tunis. Arch. Inst. Pasteur. 1989; 65(3): 293-305.
- United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO).** Traitement des eaux usées par lagunage fiche technique. Bureau de l'UNESCO à Rabat, Bureau Multi-pays pour le Maghreb ; 2008. 8p.
- Vilagines R.** Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie. 2^{ème} Ed. Paris : Tec & Doc. 2004. 198p.
- Villebrun J. F.** La déphosphatation biologique appliquée à la station d'épuration de Craon. Rapport de la DDAF de la Mayenne : Critères d'hygiène et documentation à l'appui. Genève. 1989. p.330.
- Walker J, Carbonnelle B and Leclerc H.** Autoépuration microbienne par lagunage. Water. Res. 1977 ; 11(1) : 17-29.
- Water Resources Sustainability (WRS) Project** guide méthodologique pour la réalisation de projets pilotes de traitement et de réutilisation de eaux usées domestiques. Maroc; 2002. p.5.
- White S. C, Rich L. G.** How to design aerated lagoon systems to meet 1977 effluent standards: experimental studies. Water. Sew. Works. 1976; 123(3): 85-87.

Zobeidi A and Bebba A. A. Seasonal variations of physical, chemical parameters in a wastewater treatment plant by aerated lagoons at southern-east of Algeria. Res. J. Pharm. Bio. Chem. Sci. 2015; 6(3): 1097-1101.

Zobeidi A et Messiatfa. A. Situation des taux fluorures dans les eaux et les principaux aliments consommés dans la wilaya d'El-Oued. Rev. Sci. Fond. App. 2010; 2(2) : 97-106.



Annexe

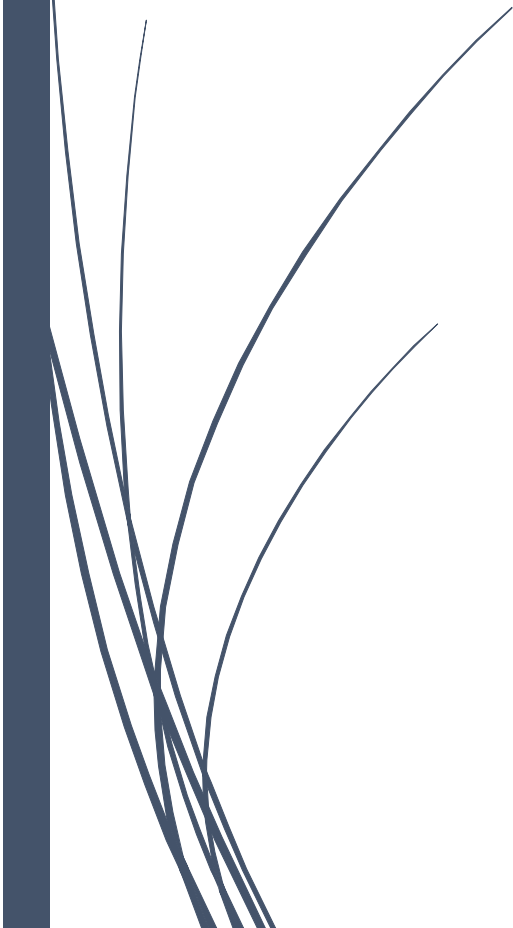


Tableau 1. Valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles.

Décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993

PARAMETRES	I	UNITES	I	VALEURS MAXIMALES
Températures	I	°C	I	30
pH	I	"	I	5,5 à 8,5
Mes	I	mg/l	I	30
DBO ₅	I	"	I	40
DCO	I	"	I	120
Azote Kjeldahl	I	"	I	40
Phosphates	I	"	I	02
Cyanures	I	"	I	0,1
Aluminium	I	"	I	5
Cadmium	I	"	I	0,2
Chrome 3+	I	"	I	3,0
Chrome 6+	I	"	I	0,1
Fer	I	"	I	5
Manganèse	I	"	I	1
Mercure	I	"	I	0,01
Nickel	I	"	I	5
Plomb	I	"	I	1
Cuivre	I	"	I	3
Zinc	I	"	I	5
Huiles et Graisses	I	"	I	20
Hydrocarbures	I	"	I	20
Phénols	I	"	I	0,5
Solvants organiques	I	"	I	20
Chlore actif	I	"	I	1,0
PCB	I	mg/l	I	0,001
Détergents	I	"	I	2
Tensio-actifs anioniques	I	"	I	10

Tableau 2. Normes de rejet d'une station d'épuration : concentrations maximales autorisées en DBO₅, DCO et MES (OMS, 1989).

Paramètre	Concentration maximale autorisée
DBO ₅	25 mg/l
DCO	125 mg/l
MES	35 mg/l*

* Pour les rejets dans le milieu naturel de bassins de lagunage, cette valeur est fixée à 150 mg/l

Tableau 3. Normes de rejet d'une station d'épuration : concentrations maximales autorisées en azote et phosphore (OMS, 1989).

	Paramètre	Charge brute de pollution organique reçue en kg par jour	Concentration maximale autorisée
Zone sensible à l'azote	NGL*	600 à 6000	15 mg/l
		> 6000	10 mg/l
Zone sensible au phosphore	PT	600 à 6000	2 mg/l
		> 6000	1 mg/l

* Ces exigences se réfèrent à une température de l'eau du réacteur biologique aérobie de la station d'épuration d'au moins 12° C. Cette condition de température peut être remplacée par la fixation de périodes d'exigibilité déterminées en fonction des conditions climatiques régionales.

Tableau 4. Normes des rejets d'effluents liquides industriels : Décret exécutif n° 06-141 du 19 Avril 2006

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

Tableau 5. Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation et la liste des cultures pouvant être irriguées avec des eaux usées épurées:

Arrêté interministériel du 2 Janvier 2012.

1. Paramètres physico-chimiques

	PARAMETRES	UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE
Physiques	pH	—	$6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$
	MES	mg/l	30
	CE	dS/m	3
	Infiltration le SAR = 0 - 3 CE		0.2
	3 - 6	dS/m	0.3
	6 - 12	ou mS/cm	0.5
	12 - 20		1.3
	20 - 40		3
Chimiques	DBO5	mg/l	30
	DCO	mg/l	90
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10
	AZOTE (NO ₃ - N)	mg/l	30
	Bicarbonate (HCO ₃)	meq/l	8.5
Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20.0
	Arsenic	mg/l	2.0
	Béryllium	mg/l	0.5
	Bore	mg/l	2.0
	Cadmium	mg/l	0.05
	Chrome	mg/l	1.0
	Cobalt	mg/l	5.0
	Cuivre	mg/l	5.0
	Cyanures	mg/l	0.5
	Fluor	mg/l	15.0
	Fer	mg/l	20.0
	Phénols	mg/l	0.002
	Plomb	mg/l	10.0
	Lithium	mg/l	2.5
	Manganèse	mg/l	10.0
	Mercure	mg/l	0.01
	Molybdène	mg/l	0.05
	Nickel	mg/l	2.0
	Sélénium	mg/l	0.02
	Vanadium	mg/l	1.0
Zinc	mg/l	10.0	

(*) : Pour type de sols ‡ texture fine, neutre ou alcalin.

2. Paramètres biologiques

GROUPES DE CULTURES	PARAMETRES MICROBIOLOGIQUES	
	Coliformes fécaux (CFU/100ml) (moyenne géométrique)	Nématodes intestinaux (œufs/1) (moyenne arithmétique)
Irrigation non restrictive. Culture de produits pouvant être consommés crus.	<100	Absence
Légumes qui ne sont consommés que cuits. Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire.	<250	<0,1
Arbres fruitiers (1). Cultures et arbustes fourragers (2). Cultures céréalières. Cultures industrielles (3). Arbres forestiers. Plantes florales et ornementales (4).	Seuil recommandé <1000	<1
Cultures du groupe précédent (CFU/100ml) utilisant l'irrigation localisée (5) (6).	pas de norme recommandée	pas de norme recommandée

(1) L'irrigation doit s'arrêter deux semaines avant la cueillette. Aucun fruit tombé ne doit être ramassé sur le sol. L'irrigation par aspersion est à éviter.

(2) Le pâturage direct est interdit et il est recommandé de cesser l'irrigation au moins une semaine avant la coupe.

(3) Pour les cultures industrielles et arbres forestiers, des paramètres plus permissifs peuvent être adoptés.

(4) Une directive plus stricte (<200 coliformes fécaux par 100 ml) est justifiée pour l'irrigation des parcs et des espaces verts avec lesquels le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels.

(5) Exige une technique d'irrigation limitant le mouillage des fruits et légumes.

(6) A condition que les ouvriers agricoles et la population alentour maîtrisent la gestion de l'irrigation localisée et respectent les règles d'hygiène exigées. Aucune population alentour.

Tableau 6. Normes de qualité physico-chimique d'eau usée pour l'irrigation (FAO 2003).

Problèmes Potentiels en Irrigation	Unités	Degré de restriction à l'usage		
		Aucun	Léger à modéré	Sévère
Salinité				
EC _w ¹	dS/m	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
ou TDS	mg/l	< 450	450 - 2000	> 2000
Infiltration				
SAR ² =0 - 3 et EC _w =	dS/m	> 0.7	0.7 - 0.2	< 0.2
=3 - 6 =		> 1.2	1.2 - 0.3	< 0.3
=6 - 12 =		> 1.9	1.9 - 0.5	< 0.5
=12 - 20 =		> 2.9	2.9 - 1.3	< 1.3
=20 - 40 =		> 5.0	5.0 - 2.9	< 2.9
Toxicité Spécifique des ions				
Sodium (Na)				
Irrigation de surface	SAR	< 3	3 - 9	> 9
Irrigation par aspersion	még/l	< 3	> 3	
Chlorure (Cl)				
Irrigation de surface	még/l	< 4	4 - 10	> 10
Irrigation par aspersion	még/l	< 3	> 3	
Bore (B)	mg/l	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
effets divers				
Azote (NO ₃ -N) ³	mg/l	< 5	5 - 30	> 30
Bicarbonate (HCO ₃)	még/l	< 1.5	1.5 - 8.5	> 8.5
pH		Gamme normale 6.5 - 8.4		

¹	EC _w signifie la conductivité électrique en deciSiemens par mètre à 25°C.
²	SAR signifie le taux d'adsorption de sodium (sodium adsorption ratio).
³	NO ₃ -N signifie l'azote sous forme de nitrate rapporté en terme d'azote élémentaire. NH ₄ -N et N-organique devraient être également examinés dans les eaux usées.

Tableau 7. Valeurs recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO 2003).

Constituant	Utilisation à long terme ^b (mg/l)	Court terme ^c (mg/l)
Aluminium	5.0	20.0
Arsenic	0.10	2.0
Béryllium	0.10	0.5
Bore	0.75	2.0
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1.0
Cobalt	0.05	5.0
Cuivre	0.2	5.0
Fluor	1.0	15.0
Fer	5.0	20.0
Plomb	5.0	10.0
Lithium	2.5	2.5
Manganèse	0.2	10.0
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2.0
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1.0
Zinc	2.0	10.0

^a Adapté de: Académie nationale des sciences - National Academy of Engineering (1973)^b Pour l'eau utilisée sans interruption sur tous les sols^c Pour l'eau utilisée pendant une période d'au plus 20 ans sur des sols de texture fine, neutres ou alcalins

Tableau 8. Minimum, maximum, moyennes, et écart types des variables (paramètres de polluants)
dans la STEP 01 Kouinine El-Oued.

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
pH _E	7,07	8,26	7,89	0,33
pH _S	7,83	8,36	8,08	0,17
T _E	13,00	25,00	19,31	3,99
T _S	10,00	24,50	16,89	5,41
OD _E	0,32	1,91	1,05	0,55
OD _S	6,65	8,81	7,50	0,73
Turb _E	205,00	375,00	306,08	57,77
Turb _S	13,00	69,00	33,73	17,33
CE _E	5,13	6,12	5,59	0,27
CE _S	5,35	6,49	5,86	0,31
MES _E	209,00	303,00	256,17	28,25
MES _S	13,00	60,00	36,25	15,17
DCO _E	230,33	603,67	489,39	95,17
DCO _S	30,00	111,00	80,86	20,63
DBO _{5E}	222,90	274,31	245,45	18,32
DBO _{5S}	20,00	42,50	32,00	6,50
N-NH _{4E}	55,40	78,33	68,13	6,45
N-NH _{4S}	38,18	59,20	48,56	7,07
N-NO _{2E}	0,28	0,39	0,32	0,03
N-NO _{2S}	0,75	1,74	1,09	0,32
N-NO _{3E}	0,38	2,12	0,70	0,50
N-NO _{3S}	2,82	6,39	4,65	1,21
Nt _E	55,77	96,00	72,93	11,33
Nt _S	43,10	68,56	55,73	8,35
P-PO _{4E}	5,64	7,90	6,75	0,65
P-PO _{4S}	2,20	3,66	2,97	0,40
Pt _E	8,60	11,90	10,43	0,97
Pt _S	5,40	7,73	6,44	0,91

Tableau 9. Matrice de corrélation entre les variables (paramètres physico-chimiques) dans la STEP 01 Kouinine El-Oued.

Vari	pH _E	pH _S	T _E	T _S	OD _E	OD _S	Turb _E	Turb _S	CE _E	CE _S	MES _E	MES _S	DCO _E	DCO _S	DBO5 _E	DBO5 _S	N-NH4 _E	N-NH4 _S	N-NO2 _E	N-NO2 _S	N-NO3 _E	N-NO3 _S	Nt _E	Nt _S	P-PO4 _E	P-PO4 _S	Pt _E	Pt _S
pH _E	1,00	0,47	0,48	0,45	-0,34	-0,39	-0,53	0,43	0,14	-0,06	-0,15	0,41	0,48	0,81	0,12	0,05	-0,04	0,15	-0,31	0,28	0,37	-0,14	0,45	0,40	-0,20	-0,15	0,13	0,20
pH _S	0,47	1,00	0,66	0,67	-0,44	-0,51	-0,72	0,59	0,20	0,14	-0,09	0,78	-0,29	0,51	-0,30	0,17	-0,15	0,25	-0,72	0,64	0,22	-0,10	0,36	0,45	-0,18	-0,63	0,27	0,27
T _E	0,48	0,66	1,00	0,96	-0,83	-0,71	-0,93	0,70	0,25	0,33	-0,24	0,90	-0,16	0,61	0,10	0,49	0,18	0,68	-0,53	0,53	-0,01	-0,21	0,45	0,69	-0,49	-0,83	0,27	0,06
T _S	0,45	0,67	0,96	1,00	-0,91	-0,87	-0,95	0,72	0,49	0,56	-0,08	0,91	-0,22	0,66	0,17	0,63	0,22	0,79	-0,69	0,61	-0,15	-0,33	0,38	0,76	-0,30	-0,89	0,24	0,12
OD _E	-0,34	0,44	-0,83	-0,91	1,00	0,91	0,76	-0,47	0,50	-0,66	-0,09	-0,80	0,09	-0,59	-0,38	-0,76	-0,17	-0,91	0,60	-0,47	0,21	0,22	-0,43	0,87	0,22	0,81	0,06	0,11
OD _S	-0,39	0,51	-0,71	-0,87	0,91	1,00	0,73	-0,45	0,65	-0,77	-0,16	-0,71	0,12	-0,63	-0,31	-0,74	-0,08	-0,81	0,70	-0,55	0,34	0,42	-0,23	0,77	0,02	0,76	0,04	0,16
Turb _E	-0,53	0,72	-0,93	-0,95	0,76	0,73	1,00	-0,87	0,46	-0,47	0,22	-0,91	0,15	-0,73	-0,05	-0,53	-0,29	-0,64	0,67	-0,64	0,08	0,44	-0,33	0,59	0,33	0,84	0,28	0,17
Turb _S	0,43	0,59	0,70	0,72	-0,47	-0,45	-0,87	1,00	0,49	0,44	-0,17	0,73	-0,07	0,61	-0,15	0,40	0,52	0,47	-0,50	0,51	0,04	-0,50	0,15	0,27	-0,14	-0,69	0,22	0,20
CE _E	-0,14	0,20	0,25	0,49	-0,50	-0,65	-0,46	0,49	1,00	0,92	0,30	0,38	-0,28	0,30	0,07	0,69	0,48	0,63	-0,55	0,37	-0,59	-0,63	-0,27	0,27	0,42	-0,58	0,17	0,25
CE _S	-0,06	0,14	0,33	0,56	-0,66	-0,77	-0,47	0,44	0,92	1,00	0,34	0,44	-0,16	0,34	0,28	0,80	0,35	0,75	-0,55	0,41	-0,51	-0,56	-0,10	0,45	0,30	-0,64	0,05	0,22
MES _E	-0,15	0,09	-0,24	-0,08	-0,09	-0,16	0,22	-0,17	0,30	0,34	1,00	-0,09	-0,14	-0,28	-0,10	0,38	-0,16	0,20	-0,30	-0,10	0,15	0,02	0,24	0,33	0,84	0,11	0,23	0,33
MES _S	0,41	0,78	0,90	0,91	-0,80	-0,71	-0,91	0,73	0,38	0,44	-0,09	1,00	-0,22	0,63	0,07	0,63	0,07	0,64	-0,75	0,60	0,03	-0,30	0,54	0,71	-0,34	-0,82	0,13	0,05
DCO _E	0,48	0,29	-0,16	-0,22	0,09	0,12	0,15	-0,07	0,28	-0,16	-0,14	-0,22	1,00	0,41	0,08	-0,10	-0,01	-0,20	0,44	-0,27	0,12	-0,05	0,01	0,11	-0,10	0,36	0,33	0,08
DCO _S	0,81	0,51	0,61	0,66	-0,59	-0,63	-0,73	0,61	0,30	0,34	-0,28	0,63	0,41	1,00	0,26	0,37	0,18	0,41	-0,49	0,49	-0,08	-0,41	0,29	0,48	-0,27	-0,47	0,02	0,33
DBO5 _E	0,12	0,30	0,10	0,17	-0,38	-0,31	-0,05	-0,15	0,07	0,28	-0,10	0,07	0,08	0,26	1,00	0,32	0,07	0,43	-0,15	0,09	-0,15	0,02	0,30	0,40	-0,27	-0,09	0,44	0,56
DBO5 _S	0,05	0,17	0,49	0,63	-0,76	-0,74	-0,53	0,40	0,69	0,80	0,38	0,63	-0,10	0,37	0,32	1,00	0,16	0,75	-0,58	0,18	-0,34	-0,60	0,30	0,63	0,18	-0,51	0,21	0,16
N-NH4 _E	-0,04	0,15	0,18	0,22	-0,17	-0,08	-0,29	0,52	0,48	0,35	-0,16	0,07	-0,01	0,18	0,07	0,16	1,00	0,46	0,11	-0,12	-0,15	-0,26	-0,35	0,17	0,06	-0,26	0,10	0,64
N-NH4 _S	0,15	0,25	0,68	0,79	-0,91	-0,81	-0,64	0,47	0,63	0,75	0,20	0,64	-0,20	0,41	0,43	0,75	0,46	1,00	-0,50	0,30	-0,18	-0,21	0,27	0,72	-0,04	-0,75	0,06	0,30
N-NO2 _E	-0,31	0,72	-0,53	-0,69	0,60	0,70	0,67	-0,50	0,55	-0,55	-0,30	-0,75	0,44	-0,49	-0,15	-0,58	0,11	-0,50	1,00	-0,71	0,04	0,32	-0,48	0,70	-0,16	0,63	0,11	0,05

N-NO₂_s	0,28	0,64	0,53	0,61	-0,47	-0,55	-0,64	0,51	0,37	0,41	-0,10	0,60	-0,27	0,49	0,09	0,18	-0,12	0,30	-0,71	1,00	-0,15	-0,07	0,26	0,53	-0,22	-0,76	0,45	0,22
N-NO₃_E	0,37	0,22	-0,01	-0,15	0,21	0,34	0,08	0,04	0,59	-0,51	0,15	0,03	0,12	-0,08	-0,15	-0,34	-0,15	-0,18	0,04	-0,15	1,00	0,55	0,57	0,05	-0,04	0,24	0,39	0,23
N-NO₃_S	-0,14	0,10	-0,21	-0,33	0,22	0,42	0,44	-0,50	0,63	-0,56	0,02	-0,30	-0,05	-0,41	0,02	-0,60	-0,26	-0,21	0,32	-0,07	0,55	1,00	0,28	0,03	-0,22	0,19	0,03	0,42
Nt_E	0,45	0,36	0,45	0,38	-0,43	-0,23	-0,33	0,15	0,27	-0,10	0,24	0,54	0,01	0,29	0,30	0,30	-0,35	0,27	-0,48	0,26	0,57	0,28	1,00	0,74	-0,21	-0,19	0,22	0,25
Nt_S	0,40	0,45	0,69	0,76	-0,87	-0,77	-0,59	0,27	0,27	0,45	0,33	0,71	-0,11	0,48	0,40	0,63	-0,17	0,72	-0,70	0,53	0,05	0,03	0,74	1,00	-0,11	-0,63	0,01	0,15
P-PO₄_E	-0,20	0,18	-0,49	-0,30	0,22	0,02	0,33	-0,14	0,42	0,30	0,84	-0,34	-0,10	-0,27	-0,27	0,18	0,06	-0,04	-0,16	-0,22	-0,04	-0,22	-0,21	0,11	1,00	0,30	0,13	0,09
P-PO₄_S	-0,15	0,63	-0,83	-0,89	0,81	0,76	0,84	-0,69	0,58	-0,64	0,11	-0,82	0,36	-0,47	-0,09	-0,51	-0,26	-0,75	0,63	-0,76	0,24	0,19	-0,19	0,63	0,30	1,00	0,38	0,04
Pt_E	-0,13	0,27	0,27	0,24	-0,06	-0,04	-0,28	0,22	0,17	-0,05	-0,23	0,13	-0,33	0,02	-0,44	-0,21	0,10	-0,06	-0,11	0,45	-0,39	0,03	-0,22	0,01	-0,13	-0,38	1,00	0,30
Pt_S	-0,20	0,27	-0,06	-0,12	0,11	0,16	0,17	-0,20	0,25	-0,22	0,33	0,05	-0,08	-0,33	-0,56	-0,16	-0,64	-0,30	-0,05	0,22	0,23	0,42	0,25	0,15	0,09	-0,04	0,30	1,00

NB/ les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05

Tableau 10. Minimum, maximum, moyennes, et écart types des variables (Métaux lourds)
dans la STEP 01 Kouinine El-Oued.

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Cd _E	0,308	0,728	0,550	0,093
Cd _S	0,178	0,410	0,274	0,052
Cu _E	1,630	1,770	1,713	0,031
Cu _S	0,410	0,640	0,560	0,055
Pb _E	0,210	0,890	0,477	0,155
Pb _S	0,090	0,170	0,127	0,017
Cr _E	0,400	0,484	0,441	0,018
Cr _S	0,060	0,300	0,177	0,051
Fe _E	2,750	4,980	3,508	0,549
Fe _S	0,220	0,620	0,368	0,100
Ni _E	2,730	7,050	4,890	0,921
Ni _S	1,470	4,420	2,867	0,632

Tableau 11. Matrice de corrélation entre les variables (Métaux lourds) dans la STEP 01 Kouinine El-Oued.

Variabes	Cd _E	Cd _S	Cu _E	Cu _S	Pb _E	Pb _S	Cr _E	Cr _S	Fe _E	Fe _S	Ni _E	Ni _S
Cd _E	1,00	0,85	-0,37	-0,26	0,09	-0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,41	-0,39
Cd _S	0,85	1,00	0,04	-0,33	-0,44	-0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,56	-0,53
Cu _E	-0,37	0,04	1,00	-0,64	-0,72	-0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cu _S	-0,26	-0,33	-0,64	1,00	0,18	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pb _E	0,09	-0,44	-0,72	0,18	1,00	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,35
Pb _S	-0,12	-0,62	-0,64	0,24	0,98	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	0,43
Cr _E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	-0,86	-0,86	0,51	0,53
Cr _S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	-0,86	-0,85	0,51	0,54
Fe _E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,86	-0,86	1,00	0,99	-0,29	-0,28
Fe _S	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,86	-0,85	0,99	1,00	-0,32	-0,30
Ni _E	-0,41	-0,56	0,00	0,00	0,37	0,45	0,51	0,51	-0,29	-0,32	1,00	1,00
Ni _S	-0,39	-0,53	0,00	0,00	0,35	0,43	0,53	0,54	-0,28	-0,30	1,00	1,00

Nb/ - Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification $\alpha=0,05$

Tableau 12. . Minimum, maximum, moyennes, et écart types des paramètres bactériologiques dans la STEP 01 Kouinine (El-Oued).

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
CF_E	1400,00	14×10^7	12×10^7	4×10^7
CF_S	93,00	1100,00	500,63	497,39
SF_E	300,00	1400,00	1125,00	509,20
SF_S	200,00	300,00	237,25	40,59
Clo_E	6,00	25,00	16,38	6,09
CIO_S	0,00	2,00	1,25	0,71

Tableau 13. Matrice de corrélation entre les paramètres bactériologiques dans la STEP 01 Kouinine (El-Oued).

Variables	CF_E	CF_S	SF_E	SF_S	Clo_E	CIO_S
CF_E	1	0,2564	-0,2182	-0,4753	-0,1741	-0,4286
CF_S	0,2564	1	-0,1215	-0,3316	-0,1071	0,1425
SF_E	-0,2182	-0,1215	1	0,5664	0,5951	-0,2182
SF_S	-0,4753	-0,3316	0,5664	1	-0,0934	-0,1966
Clo_E	-0,1741	-0,1071	0,5951	-0,0934	1	-0,0580
CIO_S	-0,4286	0,1425	-0,2182	-0,1966	-0,0580	1

Tableau 14. Exemple des calculs du volume, la profondeur d'eau et le temps de séjour des bassins d'épuration dans la STEP 01 Kouinine (El-Oued).

Étage	Vol mort	N ^{bre} lame filière 1	N ^{bre} lame filière 2	N ^{bre} lame filière 3	N ^{bre} lame total	N ^{bre} lagune ouvert	Vol mort total	L haut	L' base	a haut	a' base	H	Vol calculer d'étage	Débit (m ³ /j)	temps séjour (j)	
A	2,38	5	5	0	10	2	4,76	91	77,1	232,6	218,6	6,36	120706,5	21000	5,74	8,73
B	1,26	6	0	0	6	1	1,26	92,1	81,3	194,8	184	2,22	36480,3		1,73	
F	0,38	5	0	0	5	1	0,38	91,6	85,6	253,3	247,3	1,18	26171,9		1,24	

Tableau 15. Tableaux des résultats d'analyse de la qualité de l'eau en fonction du temps de séjours dans la STEP 01 Kouinine

Débit moy	Paramètres	Prétraitement	sortie de l'étage aérobie	Sortie de l'étage finition	R%
18000	pH	7,48	7,56	8,45	/
	T (°C)	9,6	15,3	15,3	/
	OD (mg/L)	0,5	3,8	8,55	/
	Turb (NTU)	193	55,2	34,8	81,97
	CE (ms/cm)	5,93	6,08	6,19	/
	MES (mg/L)	240	66,23	65,13	72,86
	DBO5 (mg/L)	230	89,16	81,97	64,36
	DCO (mg/L)	857	141,32	132,9	84,49
	ts (J)	20			

Débit moy	Paramètres	Prétraitement	sortie de l'étage aérobie	Sortie de l'étage finition	R%
18000	pH	8,18	8,26	8,31	/
	T (°C)	20,00	17,00	17,00	/
	OD (mg/L)	1,08	6,89	7,68	/
	Turb (NTU)	304,00	73,19	38,00	87,50
	CE (ms/cm)	5,31	5,66	5,89	/
	MES (mg/L)	292,0	60,01	57,00	80,48
	DBO5 (mg/L)	374,13	76,60	45,00	87,97
	DCO (mg/L)	235,73	135,22	101,15	57,09
	ts (J)	18			

Débit moy	Paramètres	Prétraitement	sortie de l'étage aérobie	Sortie de l'étage finition	R%
19000	pH	7,93	8,05	8,25	/
	T (°C)	21,5	20,5	20	/
	OD (mg/L)	0,32	5,99	6,81	/
	Turb (NTU)	308	48,5	25	91,88
	CE (ms/cm)	5,65	5,95	6,08	/
	MES (mg/L)	287	115,98	55,25	80,75
	DBO5 (mg/L)	189	95,67	37,94	79,93
	DCO (mg/L)	423	185,91	94,68	77,62
	ts (J)	16			

Débit moy	Paramètres	Prétraitement	sortie de l'étage aérobie	Sortie de l'étage finition	R%
20000	pH	7,75	8,09	8,11	/
	T (°C)	10,8	11,9	11,8	/
	OD (mg/L)	1,48	5,6	8,21	/
	Turb (NTU)	252	22,2	18,7	92,58
	CE (ms/cm)	6,05	6,17	6,01	/
	MES (mg/L)	280	93,87	40,07	85,69
	DBO5 (mg/L)	199	45,66	30,64	84,60
	DCO (mg/L)	488	185,22	91,11	81,33
	ts (J)	14			

Débit moy	Paramètres	Prétraitement	sortie de l'étage aérobie	Sortie de l'étage finition	R%
21000	pH	7,71	7,88	8,03	/
	T (°C)	17	12,6	16	/
	OD (mg/L)	0,88	5,3	6,07	/
	Turb (NTU)	363	22,3	14,4	96,03
	CE (ms/cm)	5,66	5,9	5,93	/
	MES (mg/L)	259	87,5	27,49	89,39
	DBO5 (mg/L)	274	45,85	29,74	89,15
	DCO (mg/L)	486	121,37	83	82,92
	ts (J)	12			

Débit moy	Paramètres	Prétraitement	sortie de l'étage aérobie	Sortie de l'étage finition	R%
210000	pH	7,82	8,09	8,23	/
	T (°C)	22	21,6	21,3	/
	OD (mg/L)	0,45	5,6	6,65	/
	Turb (NTU)	276	24,9	18,7	93,22
	CE (ms/cm)	5,74	6,05	6,2	/
	MES (mg/L)	230	115,64	45,5	80,22
	DBO5 (mg/L)	267,5	95,85	42,5	84,11
	DCO (mg/L)	488,82	151,63	87,98	82,00
	ts (J)	10			

Débit moy	Paramètres	Prétraitement	sortie de l'étage aérobie	Sortie de l'étage finition	R%
210000	pH	7,03	7,78	8,08	/
	T (°C)	17,7	14,8	14	/
	OD (mg/L)	0,7	5,1	7,2	/
	Turb (NTU)	140	29,1	48,2	65,57
	CE (ms/cm)	6,2	5,76	5,88	/
	MES (mg/L)	186	83	57,12	0,69
	DBO5 (mg/L)	220	89,3	49,3	77,59
	DCO (mg/L)	527	163	119,61	77,30
	ts (J)	8			

Tableau 16. Minimum, maximum, moyennes, et écart types des paramètres bactériologiques dans STEP 01 Kouinine (El-Oued).

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Qunt_{Evap}	3660,0	32100,0	19161,8	8747,8
DBO5_(B)	189,0	298,0	265,0	33,7
MES_(B)	209,0	360,0	284,0	49,9
DCO_(B)	421,0	857,0	611,9	149,2
DBO5_(T)	22,0	55,0	34,8	10,5
MES_(T)	34,2	67,0	49,8	10,6
DCO_(T)	83,0	119,0	98,2	12,0

Tableau 17. Matrice de corrélation entre les paramètres des polluants et la quantité d'évaporation dans STEP 01 Kouinine (El-Oued).

Variabes	Qunt _{Evap}	DBO5 _(B)	MES _(B)	DCO _(B)	DBO5 _(T)	MES _(T)	DCO _(T)
Qunt_{Evap}	1	-0,0780	0,1937	-0,6877	0,0749	0,2557	-0,0637
DBO5_(B)	-0,0780	1	0,1616	0,0112	-0,0424	0,1392	0,5380
MES_(B)	0,1937	0,1616	1	0,0754	0,1889	-0,4084	-0,0829
DCO_(B)	-0,6877	0,0112	0,0754	1	-0,2438	-0,6619	0,0451
DBO5_(T)	0,0749	-0,0424	0,1889	-0,2438	1	0,4264	-0,0766
MES_(T)	0,2557	0,1392	-0,4084	-0,6619	0,4264	1	0,0331
DCO_(T)	-0,0637	0,5380	-0,0829	0,0451	-0,0766	0,0331	1

Tableau. 18. Exemple de tableau des horaires et temps de marche des aérateurs dans la STEP 01 Kouinine (El-Oued)

République Algérienne, Démocratie et Justice
 وزارة الموارد المائية
 MINISTÈRE DES RESSOURCES EN EAU
 الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
 OFFICE NATIONAL DE L'AMÉNAGEMENT
 مديرية التعمير والتهيئة
 Direction de projet - El-Oued
 ETATUM D'OPERATION ET SUIVIE


STEP 01 Kouinine			Date : 05/08/2011
Débit d'eau bruto (m ³ /j)	DBO ₅ (kg/m ³)	charge organique (Kg/j)	charge éliminer (Kg/j)
12564	0,200	2513	2010
Heures de marche dans l'étage A (N°h)		Heures de marche dans l'étage B (N°h)	
158,70		52,90	
Total (N°h)		211,60	

Vanne Ouvert étage A			Vanne Ouvert étage B		
Lagune A1	Lagune A2	Lagune A3	Lagune B1	Lagune B2	Lagune B3
0	1	1	1	0	1

	Heure	Minute
Temp de marche d'un aérateur dans étage A	6	5
Temp de marche d'un aérateur dans étage B	4	25

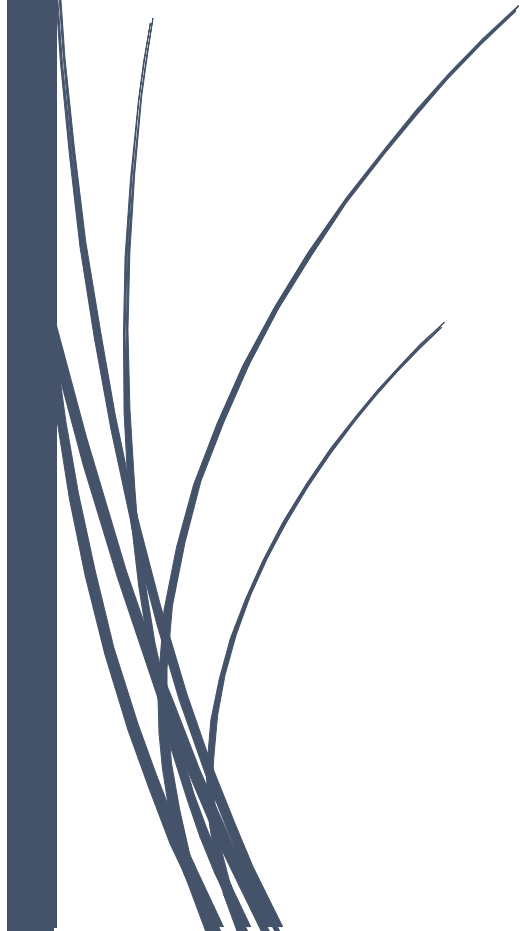
Etage A	cycle I		cycle II	
	Marche AR	Arrêt AR	Marche AR	Arrêt AR
A1	0 00 00	0 00 00	0 00 00	0 00 00
A2	21 00 00	3 05 00	10 25 00	16 30 00
A3	21 00 00	3 05 00	10 25 00	16 30 00
Nbr AR	7		6	
N° AR	1-3-5-7-9-11-13		2-4-6-8-10-12	

Etage B	cycle I		cycle II		cycle III	
	Marche AR	Arrêt AR	Marche AR	Arrêt AR	Marche AR	Arrêt AR
B1	21 00 00	1 25 00	4 00 00	8 25 00	12 05 00	16 30 00
B2	0 00 00	0 00 00	0 00 00	0 00 00	0 00 00	0 00 00
B3	21 00 00	1 25 00	4 00 00	8 25 00	12 05 00	16 30 00
Nbr AR	2		2		2	
N° AR	1-5		2-4		3-6	

Cellule de laboratoire
 ZOSTER A.




PUBLICATION





The Effects of Hydraulic Retention Time on Organic Loading Rate in Efficiency of Aerated Lagoons in Treating Rural Domestic Wastewater at El-Oued (South-East Algeria)

ZOBEIDI AMMAR*, BEBBA AHMED ABDELHAFID and DOUADI ALI

Laboratory of Valorization and Promotion of Sahara Resources (VPRS), University of Kasdi Merbah Ouargla 30000, Algeria.

*Corresponding author E-mail: zobeidi.aa@gmail.com

<http://dx.doi.org/10.13005/ojc/330434>

(Received: May 11, 2017; Accepted: June 09, 2017)

ABSTRACT

This study detailed the effect hydraulic retention time on characteristics of the El-Oued aerated lagoons wastewater treatment plants (WWTPs), located in Southern East Algeria. The plant performance was evaluated through descriptive and statistical analysis of quantity and quality data of both raw wastewaters and treated effluent over a period of three years (2013 – 2015). Therefore, the downstream values of BOD₅, COD and TSS, are enough to achieve a final effluent that would meet the Algerian standards limit. The retention time is a function of the percent removal of organic load. The retention time may vary from 12 to 20 days as the optimum operating conditions the removal efficiencies 86.5% of BOD₅, 78% of COD and TSS 85%. Goodness of the model fit to the data was also evaluated through the relationship between the residuals and the model predicted values of BOD_{5r}, COD_r and TSS_r. The advantage of this model is that it would allow a better process control.

Keywords: Aerated lagoon, El-Oued, Organic load, Retention time, Wastewater treatment plant.

INTRODUCTION

The region of El-Oued (south-east Algeria) had various water-related issues, discharging their highly-contaminated wastewater in the receiving environment without any treatment. This is an issue of growing concern because of side effects that pollutants can cause environmental and health problems. The choice of a wastewater treatment system in developing countries is subject to several

criteria, the most important is the treatment efficiency of the system.

The wastewater treatment plant in aerated lagoons in the city of El-Oued she meets this criterion?

The purification of domestic wastewater system aerated lagoon remains among the most used in countries with hot climates arid to semi-arid

processes. Since the late 2000, Algeria adopted for wastewater treatment in rural and urban centres aerated lagoon as the most suitable technical solution to the economic and climatic context¹. Aerobic bacteria found in the aeration lagoon aerated lagoons consume oxygen dissolved in the medium for the oxidation of organic matter in the wastewater²⁻³. Oxygenation was, in the case of the aerated lagoon, provided mechanically by a surface aerator or air insufflations. This principle differs from activated sludge only by the absence of a recycling system for sludge or sludge extraction continuously. The energy consumption of the two streams is at equivalent capacity, comparable (1.8 to 2 kW / kg BOD5 eliminated)⁴.

In our work, it is the characterization and quantification of some physicochemical parameters have provided a preliminary assessment of the degree of water pollution. Moreover, achieving optimal time stays through the Influence of hydraulic retention time (HRT) on the organic load of the effluent as a measure of the overall performance of a conventional WWTP under arid climatic conditions.

MATERIALS AND METHODS

Treatment System Description

The plant located 7 km to the South-East of El- Oued city. It is in operation since July

2009 to serve 246.000 populations. The capacity of the plant is to treat 33.000 m³/day wastewater horizons for 2015, but the average current rate is 18.000 –24.000 m³/day. Each the first two is aerated lagoon; the 3rd is a polishing lagoon (Figure 1). Earthen berms form the wells of lagoons and a synthetic liner prevents sewage from entering groundwater. Details of the plant are shown in Table 1.

Water Quality Analysis

Study was carried for a period of three years (2013 - 2015) and samples were collected on weekly basis from raw wastewater and treated effluent. Physico-chemical characterization of wastewater was made according to French standard (AFNOR, 1997)⁵. Temperature and pH were analyzed with EUTECH Instruments 510 pH/mV/°C. Dissolved oxygen (DO) was determined by an oximeter (model WTW inoLab Oxi 730). Turbidity was measured by Turb 550 IR. The chemical oxygen demand (COD) was determined with the reactor digestion using a Spectrophotometer type WTW Photolab spectral analyzer (AFNOR T90-101). The 5-day biological oxygen demand (BOD5) was determined by the manometric method with a respirometer (BSB-controlled Model OxiTop WTW) (AFNOR T90 105). The suspended solids (TSS) were determined by filtration and drying at 110 °C (AFNOR T90-105)⁶.

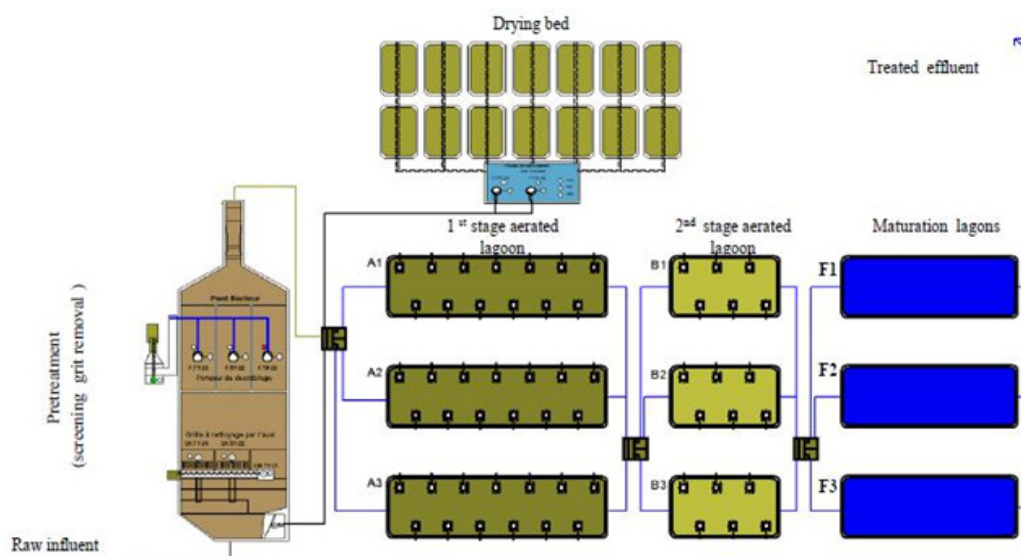


Fig.1: Localization and schematic representation of El-Oued wastewater treatment plant.

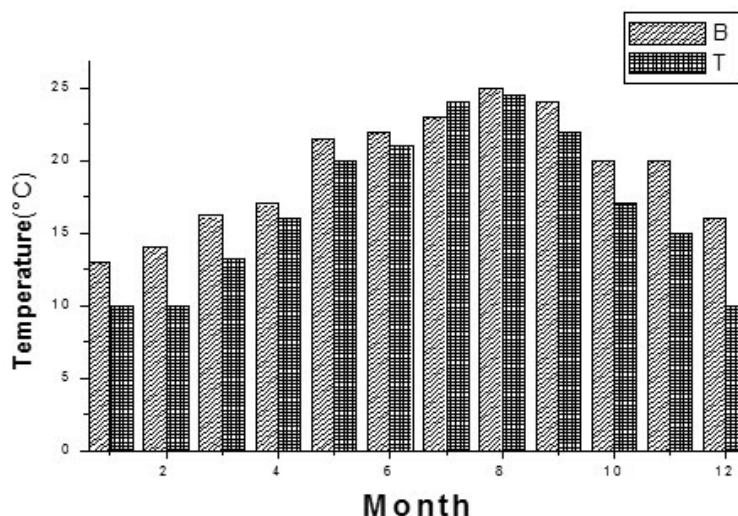


Fig. 2: Evolution of Temperature in raw wastewater and treated effluent

Table1: Design description of the aerated lagoons in El-Oued

Lagoons	Aerated (A1, A2, A3)	Aerated (B1, B2, B3)	Maturation (F1, F2, F3)
Volume (m ³) of each	199413	133107	99810
Dimensions (m) of each	91×232,6×3,5	92,1×194,6×2,5	91,6×245,3×1,5
No. Aerators of each	39	18	0

Removal efficiency of studied plant was determined as the percentage of decrease in influent with respect to effluent for each parameter measured.

Statistical Analyses

All statistical analysis was performed using the XLSTAT (version 7.5.2)⁷. Simple correlations were used to determine if significant relationships existed between parameters concentrations in raw wastewater (dependent variables) and treated effluent (independent variables). Stepwise multiple regressions were used to determine which parameters were significant in forecasting the dependent variables (biological oxygen demand removal (BOD_{5r}), chemical oxygen demand removal (COD_r) and suspending solids removal

(SS_r). Once the independent variables, significantly associated with dependent variables, the coefficients of determination (R²) for regression models were calculated. The relative contribution of each independent variable to the variation of dependent variables removal efficiencies in selected models was determined.

RESULTS AND DISCUSSION

Plant Operation

During the present study the influent raw sewage was an average of 18,700 m³/day, ranged from 18,000 to 24,000 m³/day. The range of the Hydraulic retention time was (12–20) days. During this period, two aerated lagoons (A1, A2) in first stage, in second stage one aerated lagoon (B1- B2)

and mostly one polishing lagoon (P1 or P2) were in service.

In-Situ Field Conditions

The major parameters that influence the removal mechanisms for organic matter in constructed wetlands are temperature, turbidity, dissolved oxygen (DO) and pH⁵. This is because organisms present in biological wastewater treatments are sensitive to these parameters.

During the investigation study, the average values of wastewater temperature are 19.31 °C, 13 °C and 25 °C, respectively, and this were in the range with the meteorological means of 16.89°C,

10 °C and 24.5 (Figure. 2). they are similar to the air temperature; the temperatures of the final effluent are still lower than those recorded in the influent these values are based on the sampling time and the weather.

The turbidity values stored in the wastewater before treatment average values are 306 NTU, 202 NTU and 375 NTU. Regarding the treated water, there is a net reduction of this parameter whose values are within a range that is 13 NTU to 69 NTU, the average values are 33.73 NTU (Figure 3), these values are still lower than the Algerian standards rejection (50 NTU)⁶.

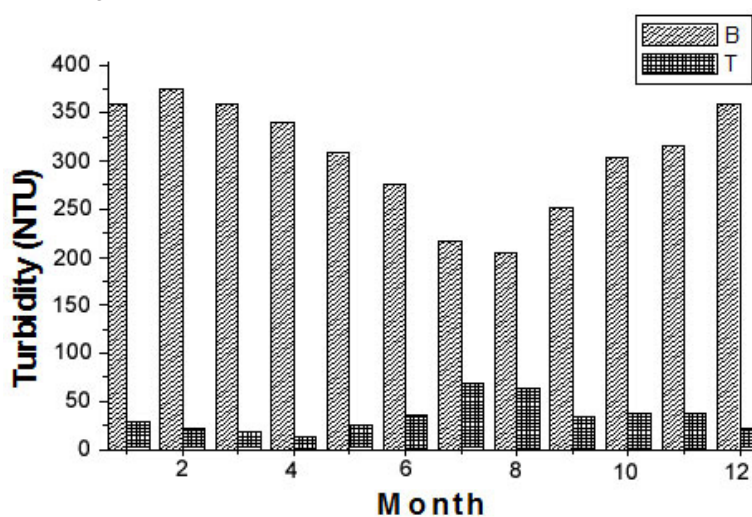


Fig. 3: Evolution of turbidity in raw wastewater and treated effluent

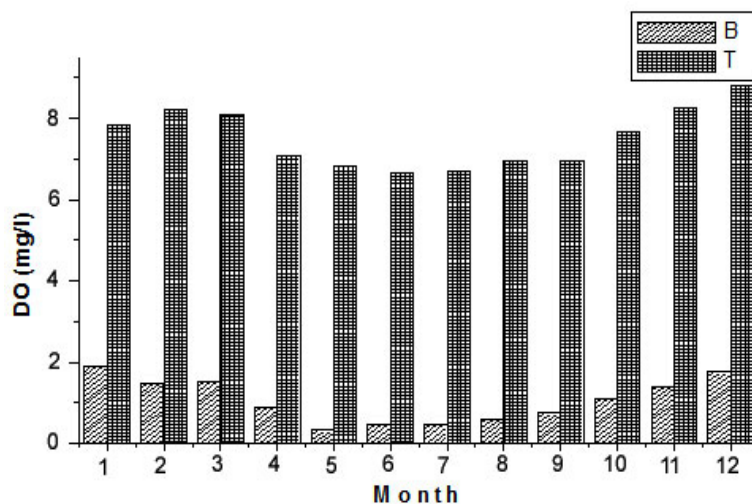


Fig. 4: Evolution of DO in raw wastewater and treated effluent

Then we see that in general a good return for their variation purified water under the effect of the temperature rise that promotes excessive algae growth, thus increasing the turbidity removal is greater in hot season (87.82%) in the cold season (93.52%).

The variation of monthly average DO values in raw wastewater varied between 2013 and 2015 are 1.05 mg/L, 0.32 mg/L and 1.91 mg/L (Figure 4), low characterizing a wastewater inlet rich in dissolved organic and inorganic matter and disruption of air exchanges in interface due to the presence of fats, detergents ... etc.)⁹.

Regarding in treated effluent, DO levels recorded at the outlet are substantially greater than those of the entrance, the average values close to 7.50 mg/L, ranging of 6.65 mg/L to 8.81 mg/L, this is due to ventilation of the water level of the basin aeration related surface aerators, necessary to develop the aerobic microorganisms ensuring the oxidation of organic matter, which leads to a good biological wastewater treatment. This value is almost invariable regardless of the period, but changes depending on the incoming organic filler¹⁰.

This Regarding in treated effluent, DO levels recorded at the outlet are substantially greater

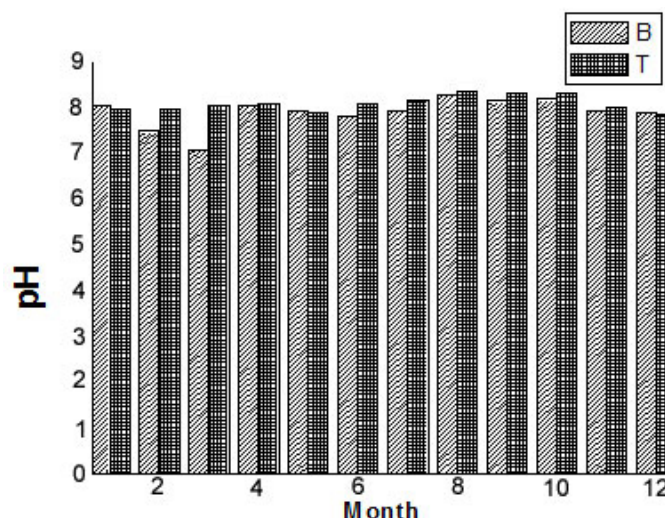


Fig.5: Evolution of pH in raw wastewater and treated effluent

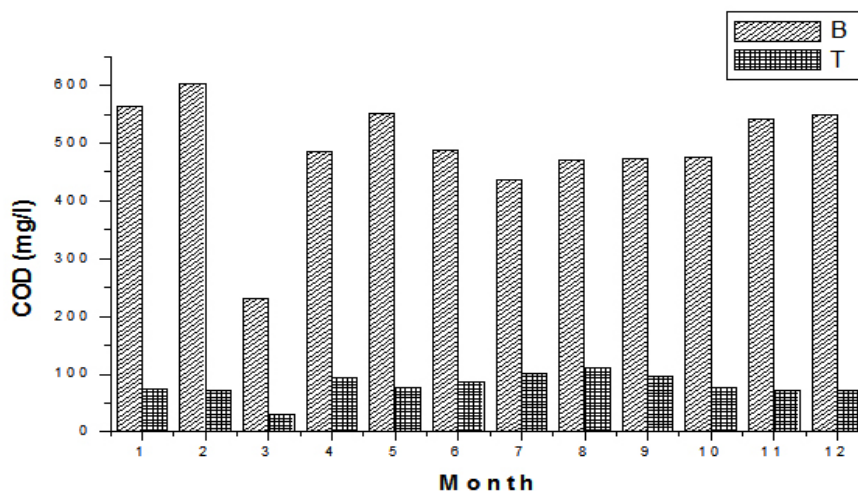


Fig. 6: Evolution of COD in raw wastewater and treated effluent

than those of the entrance, the average values close to 7.50 mg/L, ranging of 6.65 mg/L to 8.81 mg/L, this is due to ventilation of the water level of the basin aeration related surface aerators, necessary to develop the aerobic microorganisms ensuring the oxidation of organic matter, which leads to a good biological wastewater treatment. This value is almost invariable regardless of the period, but changes depending on the incoming organic filler¹⁰.

The pH is a fundamental factor for water quality which mainly depends upon a variety of chemical factors, e.g., dissolved gases, organic acids, humic fractions and inorganic salts. The decomposition of organic fractions of wastewater, mainly by microbes in water, produces some acidic species of mineralized organic materials (CO₂, ammonia, NO₃⁻ and organic acids) which plays an important role in shifting of pH scale of treated water¹¹.

During the study period (2013 - 2015), the treated effluent pH is mostly higher than that for the raw wastewater (Fig. 3). Measured pH values were consistently increased by between 0.53 and 0.98 units giving relatively stable monthly average pH effluent between 7.89 and 8.08. These results are consistent with those reported in the literature. According, Sevrin Reyssac *et al.*,¹² the alkaline pH and moderate temperature environment are ideal conditions for the proliferation of microorganisms which establish a perfect biological stability, allowing the degradation of organic matter resulting in the

decontamination of water. This increase can be explained by an intense microbial activity in the activation lagoon where oxygen consumption therefore importance of a significant release of CO₂¹⁰.

Organic matter

The organic matter, expressed as BOD, COD and TSS, is decomposed by aerobic and anaerobic microbial processes and also by physical processes, such as sedimentation and filtration.

The variation of monthly average COD values, in treated effluent showed a trend which is not consistent with that of raw wastewaters (Figure 6). As regards to the results of the statistical analysis, lack correlation between raw wastewater and treated effluent ($R^2 = 0.75$) ensures the dependence of downstream conditions on the other factors than upstream conditions. This fact could be assigned to an irregular work of aerators functioning. During the studied period, the monthly COD values was 80.86 mg O₂/L exceeding Algerian standards (90 mg O₂/L) confirm a chemical disequilibrium of the system⁸.

Average BOD₅ values in raw wastewater also varied between 2013 and 2015 (Figure 7). Its general trend is not similar to that of COD. It is characterized by a decreasing rate from 222.90 to 274.31 mg O₂/L. Moreover, it is important to note that over the period, the representative BOD daily average

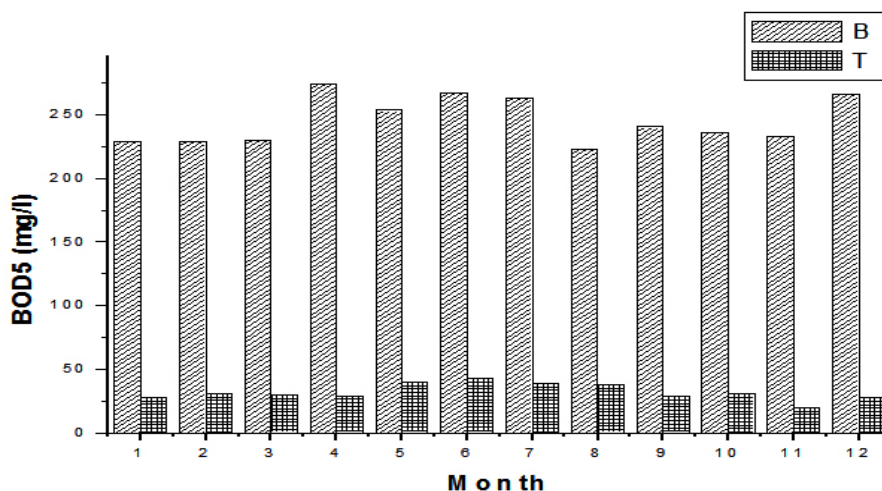


Fig. 7: Evolution of BOD₅ in raw wastewater and treated effluent

load was shown to be lower than the recommended value of 4648.82 Kg per day. As regards to the results of the statistical analysis, lack correlation between raw wastewater and treated effluent ($R^2 = 0.40$).

In treated effluent, the monthly average BOD5 values showed 32 mg O₂/L, in general, the same decreasing trend as in raw wastewater. The decreasing rate of values is much more important in treated effluents. According Bliefert and Perraud¹³, the values of COD and BOD5 treated water are typical municipal water after biological treatment. Over the studied period, despite the conformity of upstream values to the recommendations, the downstream values are relatively low than Algerian standards (40 mg O₂/L)⁸.

According to Metcalf & Eddy¹⁴, the ratio between COD and BOD5 can characterize the nature of the effluent entering the WWTPs 01 Kouinine, which may be domestic or industrial. It can be clearly seen that wastewater is readily biodegradable for all incoming wastewater, and is on average between 1.98 < 2.5. This result confirms the absence of industrial waste connected to the domestic sewerage network.

Indeed, it averages lead to the conclusion that this is a gross impact readily biodegradable.

Over the period 2013 - 2015, the evolution

of monthly TSS concentrations in raw wastewater showed similar trend to that of BOD5. It is characterized by two evolution phases: the monthly average values around 256 mg/L and varied from 202 mg/L to 303 mg/L. TSS concentrations in treated effluent varied from 12.5 to 59.9 and the mean value was 36.5 mg/L (Figure 8). Statistical analysis shows also lack linearity ($R^2 = 0.39$) between raw wastewater and treated effluent.

It is interesting to note that there is reduction of all parameters characterizing the organic load (COD, BOD5 and TSS). The overall removal efficiency of organic load in the system by 15 days' retention 86.5% of BOD5, time 78% of COD and 85% of TSS.

The statistical analysis showed a very strong (- ve) correlation between retention time and BOD5, TSS and COD ($r = 0.92, 0.98, 0.64$ and 0.41 ; $p < 0.05$), respectively.

Multiple regression and predictive models

A linear multivariate regression model estimates the behavior of a dependent variable based on several independent variables, provided that a linear relation exists between the dependent variable and the rest of parameters. The result of this analysis is a linear equation ($y = ax_1 + bx_2 + cx_3 + \dots + d$). In the present work, the forward stepwise method was particularly conducted to test the relationship between each of the changes of

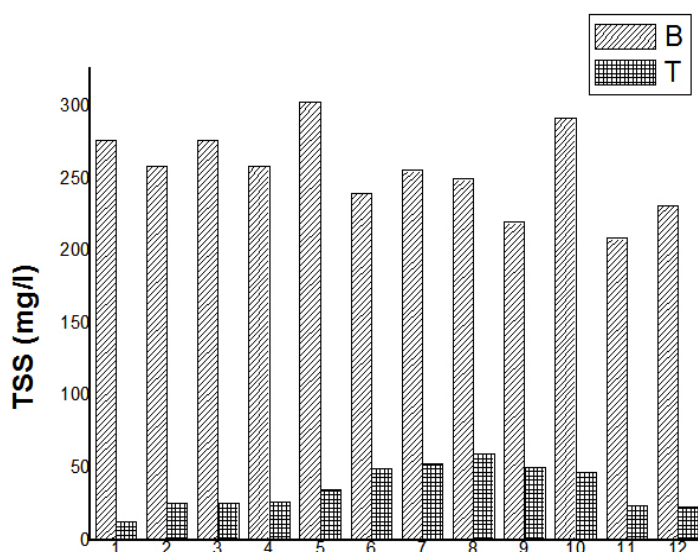


Fig. 8: Evolution of TSS in raw wastewater and treated effluent

Table 2: Predictive models and evaluation of fit

Dependant variables	Predictor independent variables	Cont	R ²
BOD ₅ r	DBO5(T)=0,101DBO5(W)- 4,151 HRT	83,20	0.86
CODr	DCO (T)= 0,782 DCO (W) -50,24 HRT	542,31	0.78
TSSr	TSS (T)= 0,1074 TSS (W) -3,905 HRT	89,16	0.85

BOD₅, COD and TSS removal efficiencies and other variables. The independent variables included in the model were the retention time, COD w /BOD₅ w and rain water, as well as the influent and the effluent loading rates of COD, BOD₅ and TSS. For each of the variables entered in the model, the forward selection calculates the F statistic reflecting the contribution of the test variable to the model. For the entrance of the variables into the model, a rather liberal significance level ($p = 0.5$) has been selected to avoid the elimination of the significant factor. This procedure calculates the coefficient of determination (R²) for all models.

Table 2 depict predictive models constructed for predicting removal efficiencies of BOD₅, COD and TSS, and predicted retention time values

Where; **r**: removal efficiency; **w**: raw wastewater; **t**: treated effluent, HRT Hydraulic Retention Time

CONCLUSION

The results presented show that the aerated lagoon process is effective in the treatment of urban waste water under the climatic conditions of the city of El-Oued located in Southern East Algeria. The plant performance was evaluated through descriptive and statistical analysis of quantity and quality data of both raw wastewaters and treated effluent over a period of three years (2013 – 2015).

Therefore, the downstream values of BOD₅, COD and TSS, are enough to achieve a final effluent that would meet the Algerian standards limit. The retention time is a function of the percent removal of organic load. The retention time may vary from 12 to 20 days as the optimum operating conditions the removal efficiencies 86.5% of BOD₅, 78% of COD and TSS 85%. Goodness of the model fit to the data was also evaluated through the relationship between the retention time, raw wastewater and the model predicted values of BOD₅t, CODt and TSSt. The advantage of this model is that it would allow a better process control.

Nomenclature

BOD₅: The 5-day Biochemical Oxygen Demand
 COD: Chemical Oxygen Demand
 DO: Dissolved oxygen
 HRT: Hydraulic Retention Time
 ISO: International Organization for Standardization
 NTU: Nephelometric Turbidity Unit
 TSS: Total Suspended Solids
 WWTPs: Wastewater treatment Plants

ACKNOWLEDGMENT

The author is thankful to MEHIDA Hicham and ABBANE Fathi the head of wastewater treatment plant in aerated lagoons Kouinine, for providing laboratory facilities.

REFERENCES

1. Duncan, M. In sewage treatment in hot climates: John Wiley & Sons. **1980**,48,49.
2. Francis, E. Le traitement des eaux usées dans les industries agroalimentaires, Rev. Nou. Sci.

- Tech. **1989**, 2(7), 83-89.
3. Malina, J. F.; Yousef, Y. A. The fate of Coliform organisms in waste stabilization ponds, *J. Wat. Pollut Control Fed.* **1964**, 36, 1432-1442.
 4. Agence de l'Eau Seine-Normandie. Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités. **2001**, ISBN 92-894-1690-4, 20.
 5. Rodier, J. ; Legube, B. ; Meriet N. Analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. **2009**, 9 ème édition, 111-300,
 6. AFNOR, Association Française de Normalisation. Recueil des normes françaises : qualité de l'eau, Environnement, Paris, **1994**.
 7. STATIT-CF Services des études statistiques de l'Institut Technique des Céréales et Fourrages (I.T.C.F). Boigneville. **1987**.
 8. Arrête interministériel. ; Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. Journal officiel N°41 de la république algérienne démocratique et populaire. **2012**.
 9. Hazourli, S. ; Boudiba, L. ; ZIATI, M ; Caractérisation de la pollution des eaux résiduares de la zone industrielle- d'El Hadjar, Annaba. *Larhyss Journal*. 2007, ISSN 1112-3680, **2007**., 06.,45-55.
 10. Zobeidi, A.; Bebba, A.A.; seasonal variations of physical, chemical parameters in a wastewater treatment plant by aerated lagoons at southern-east of Algeria, *RJPBCS*. **2015**, 6 (3), 1097.
 11. Belhaja, D.; Jaabirib, I.; Turkic, N.; Azrid, C.; Kallele, M .; Ayadif, H, Descriptive and multivariable analysis of the water parameters quality of Sfax sewage treatment plant after rehabilitation, *IOSR Journal of Computer Engineering*. **2014**,16,81-91.
 12. Sevrin- Reyssac, J.; De La Noue, J.; Proulx, D. Le recyclage du lisier de porc par lagunage. **1995**, Edition Technique et Documentation Lavoisier, 118.
 13. Briefer, C.; Perraud, R. Chimie de l'environnement: Air, Eau, Sols, Déchets. **2001**, Edition de Boeck, 317 - 477.
 14. Franklin Louis Burton, H. David Stensel, Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater engineering: Treatment and Reuse..4ème Edition Mc Graw-Hill New York, **2003**.,24-32.

Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences

Seasonal Variations of Physical, Chemical Parameters in A Wastewater Treatment Plant By Aerated Lagoons at Southern-East Of Algeria.

Ammar ZOBEIDI^{1*}, and Ahmed Abdelhafid BEBBA².

¹ Wastewater treatment plant laboratory aerated lagoon 01 Kouinine 39000 El-Oued, Algeria.

² Valuation Laboratory Saharan Resources Technology, University of Kasdi Merbah Ouargla P.O.Box 511, 30000 Ouargla, Algeria.

ABSTRACT

Aerated lagoons are commonly used to treat the domestic sewage of small communities, and industrial wastes, when land is inexpensive, they represent low capital and maintenance costs as compared to other treatment processes. They are also simple to operate and show abilities to handle shock loads, both organic and hydraulic. However, in the arid and semi-arid regions the salination due to the evaporation is one of the main problems. This study detailed the effect under local climatic conditions on the characteristics of El-Oued aerated lagoons wastewater treatment plants (WWTPs), located in Southern East Algeria. The plant performance was evaluated through descriptive analysis with quantity and quality data of both raw wastewaters and treated effluent over a period of two years (2011 – 2013). Results showed that the removal of the BOD, TSS, COD and bacteria required 15 days retention time as the optimum operating conditions to reach 78% (COD), (BOD5) 86.5% and 85% (TSS).

Keywords: El-Oued, Seasonal variations, Wastewater, Aerated lagoon, Removal efficiency.

**Corresponding author*

INTRODUCTION

The region of El-Oued (south-east Algeria) had various water-related issues, discharging their highly contaminated wastewater in the receiving environment without any treatment. This is an issue of growing concern because of side effects that pollutants can cause environmental and health problems. The choice of a wastewater treatment system in developing countries is subject to several criteria, the most important is the treatment efficiency of the system. The wastewater treatment plant in aerated lagoons in the city of El-Oued she meets this criterion ? The purification of domestic wastewater system aerated lagoon remains among the most used in countries with hot climates arid to semi-arid processes. Since the late 2000, Algeria adopted for wastewater treatment in rural and urban centers aerated lagoon as the most suitable technical solution to the economic and climatic context. Aerobic bacteria found in the aeration lagoon aerated lagoons consume oxygen dissolved in the medium for the oxidation of organic matter in the wastewater [1-3]. Oxygenation was, in the case of the aerated lagoon, provided mechanically by a surface aerator or air insufflations. This principle differs from activated sludge only by the absence of a recycling system for sludge or sludge extraction continuously. The energy consumption of the two streams is at equivalent capacity, comparable (1.8 to 2 kW / kg BOD₅ eliminated) [4]. The objective of this study is the characterization and quantification of certain physicochemical parameters provided a preliminary assessment of the quality and the degree of water pollution. Moreover, achieving temporal variations of hot and cold period in the composition of the effluent as a measure of the overall performance for a conventional WWTP.

MATERIALS AND METHODS

Plant Location and Design Description

The plant located 7 km to the south Est of El- Oued city. It is in operation since July 2009 to serve 246,000 populations. The capacity of the plant is to treat 33,000 m³/day wastewater horizons for 2015, but the average current rate is 13,000 m³/day. The plant is equipped with flow meter, three mechanical screens to retain solids of more than 2.2 cm, then three sand grit removal lines in parallel series. The bottom and walls of the lagoons are sealed with sand gypsy and a synthetic liner geombran and geotextil to prevent any leakage of sewage to the groundwater.

This system consists of three stages in series; the first two are aerated, the 3rd is a maturation pond prior to discharge into the natural environment (Fig.1)

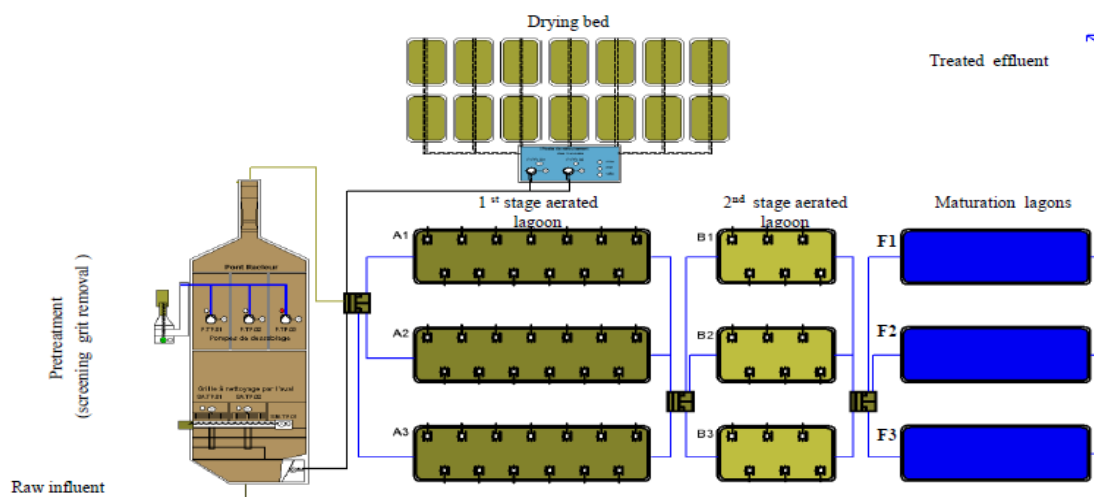


Figure 1: Localization and schematic representation of El-Oued wastewater treatment plant

The morphometric characteristics of three stages purification of the station are summarized in Table

1

Table 1: Design description of the aerated lagoons in El-Oued

Lagoons	Aerated (A1, A2, A3)	Aerated (B1, B2, B3)	Maturation (F1, F2, F3)
Volume (m ³) of each	199413	133107	99810
Dimensions (m) of each	91×232.6×3.5	92.1×194.6×2.5	91.6×245.3×1.5
HRT (d)	6	5	4
Volume (m ³) of each	199413	133107	99810
No. Aerators of each	39	18	0

Sampling Methodology and Measurement

The experiments were conducted during the period from February 2011 to February 2013, the analyzes were performed at the Valuation Laboratory and Saharan Resources Promotion, University of Kasdi Merbah, Ouargla and WWTPs 01of Kouinine, El- Oued. Climate of the region is arid with an annual average temperature of 22.4 ° C, average ranges from 10.4 ° C in January and 34.5 ° C in July, during the last 10 years (2003-2013) [5]. The samples was conducted to included 24 h according to the AFNOR NF EN 25667 (ISO 5667) at the influent and the effluent of the WWTPs 01. The physicochemical parameters measured were: pH, temperature, turbidity, dissolved oxygen, COD, BOD₅, TSS, nutrients and heavy metals. Assay water standard methods [6] used are the following (Table 2)

Table 2: The parameters studied and the methods of analysis

Parameters	Methods of analysis	Units	Sources
Temperature	EUTECH Instruments 10 pH/mV/°C	°C	[6]
pH	EUTECH Instruments 510 pH/mV/°C	/	[6]
DO	WTW inoLab Oxi 730	mg/l	[6]
Turbidity	Turb 550 IR	NTU	[6]
TSS	Filtration on filter paper Whatman GF/C	mg/l	AFNOR T90-105[7]
BOD5	Instrumental method OxiTop ,WTW	mg/l	AFNOR T 90 105[7]
COD	Spectrophotometer WTW Photolab spectral	mg/l	Norme NFT 90-101
Nutrients		mg/l	HACH 2800 method digestion with kit
Heavy metals			

RESULTS AND DISCUSSION

During the present study the influent raw sewage was an average of 13000 m³/day .The HRT was 15 day During this period, two aerated lagoons (A1, A2) in first stage , in second stage one aerated lagoon (B1 or B2) and mostly one maturation lagoon (F1 or F2) were in service. The characteristics of raw sewage and the different effluents are shown in Table 3.

Efficiency of wastewater treatment plant

The temporal evolution of the temperature of the influent and effluent the existence of mean values are high in summer (20.3 to 22.7 ° C) and low in winter (14.7 to 18.8 ° C), they are similar ambient temperatures, the temperatures of the final effluent are still lower than those recorded in the influent these values are based on the sampling time and the weather.

The turbidity values stored in the wastewater before treatment ranged from 329 to 247 NTU. Regarding the treated water, there is a net reduction of this parameter whose values are within a range that is 40 to 20 NTU, these values are still lower than the Algerian standards rejection (50 NTU) [8]. Then we see that in general a good return for their variation purified water under the effect of the temperature rise that

promotes excessive algae growth, thus increasing the turbidity value is greater in hot season (40 NTU) in the cold season (20 NTU).

Table 3: Average effluent pollution criteria settings before and after the treatment with hot and cold season.

Parameters	Units	Sample numbers	Cold period			Hot period		
			Raw sewage	Final effluent	Percentage of removal (%)	Raw sewage	Final effluent	Percentage of removal (%)
COD	mg/l	72	428	67	84	354	100	72
BOD ₅	mg/l	104	211	23	89	247	40	84
TSS	mg/l	104	253	15	94	245	49,8	80
NH ₄ -N	mg/l	72	52.1	37.7	28	54.6	34	38
NO ₃ -N	mg/l	72	0.51	3.23	/	0.43	5,72	/
NO ₂ -N	mg/l	72	0.307	1.2	/	0.263	2	/
TN	mg/l	72	83	45.2	46	70	47	33
TP	mg/l	72	10.2	6.91	32	8.5	5.4	36
DO	mg/l	208	1.99	8.22	/	0.59	8.32	/
Turbidity	NTU	208	329	20	93	247	41,5	83
pH	/	208	7.93	7.96	/	7.8	8.01	/

NB / Hot period; spring - summer. Cold period; autumn – winter

For dissolved oxygen values obtained input from 0.59 to 1.99 mg/l, low characterizing a wastewater inlet rich in dissolved organic and inorganic matter and disruption of air exchanges in interface due to the presence of fats, detergents ... etc.) [9]. Regarding the final effluent, DO levels recorded at the outlet are substantially greater than those of the entrance, they vary between 8.22 and 8.32 mg/l, this is due to ventilation of the water level of the basin aeration related surface aerators, necessary to develop the aerobic microorganisms ensuring the oxidation of organic matter, which leads to a good biological wastewater treatment. This value is almost invariable regardless of the period, but changes depending on the incoming organic filler.

The pH values of wastewater before treatment are between 7.8 and 7.93, the most favourable to bacterial action, aerobic and anaerobic treatment process [10]. While the pH of the aeration basin water becomes alkaline, values can reach an average annual 8.03, it is almost constant during period’s studies. This increase can be explained by an intense microbial activity in the activation lagoon where oxygen consumption therefore importance of a significant release of CO₂. These results are consistent with those reported in the literature [11]. According, Sevrin Reyssac et al [12], the alkaline pH and moderate temperature environment are ideal conditions for the proliferation of microorganisms which establish a perfect biological stability, allowing the degradation of organic matter resulting in the decontamination of water.

Organic Matter

Results in Table 3, show that the raw sewage from the town of El-Oued were not loaded with organic matter and suspended solids. Indeed, the ratio between COD and BOD₅ can characterize the nature of the effluent entering the WWTPs 01 Kouinine, it averages 1.72 <2 lead to the conclusion that this is a gross impact readily biodegradable. It is interesting to note that there is reduction of all parameters characterizing the organic load (COD, BOD₅ and TSS). The overall removal efficiency of organic load in the system by 15 days retention time was 86.6% of BOD₅, 78% of COD and 85% of TSS. Note that the values of BOD₅ treated water are variable 23 mg / l in the cold period and 40 mg / l in the hot period. This increase is associated according to the algae in the pond due to the increase of the oxygen concentration and the photosynthetic phenomenon [13]. According Bliefert and Perraud [14], the values of COD and BOD₅ treated water are typical municipal water after biological treatment.

Nitrogen and Phosphorus Removal

The raw sewage at the entrance of the aerated lagoon treatment at El-Oued present average of ammonia nitrogen in the range of 53 mg/l. This concentration is almost invariable regardless and the period increases with respect to the content of nitrate and nitrite, which are of the order of 0.51mg /l and 0.307 mg/l

respectively. We find that the reduction is small. But , there is an increase of nitrite and nitrate levels after treatment .These levels are the result of the factors affecting the growth of nitrifying bacteria, are the substrate content, temperature, DO and pH, in accordance with the observations reported by Zidane et al [15]. For The average phosphorus content in the level between influent and effluent of the WWTPs 01 are not negligible; they vary between 5.4 and 6.9 mg / l, this concentration is almost invariable regardless of the period, thus corroborating the work of Johansson [16].

Heavy Metals Removal

Monitoring of heavy metals of influent and effluent of the WWTPs 01 Kouinine during the study period, in order to assess their percentage removal by aerated lagoons and whether the purified effluent meets the standards for heavy metals, reuse in irrigation. The average values of heavy metal content in the wastewater (influent and effluent) as shown in Table 4. It is noted that apart from Fe, Cu, Sn and Cd, heavy metals are removed over 50% of the wastewater treatment plant Aerated lagoon. This reduction of heavy metals is managed mainly by complex physical and chemical processes in the aeration basin as:

- Absorption TSS settling;
- Liaison with low soluble mineral complexes;
- Precipitation as hydroxides;
- Complexation by diverse organic material or can be set by biomass. [17.18]

Heavy metals in treated water compared to the standards recommended for Algerian irrigation water (Official Journal of Republic of Algeria No. 41) [19] are safe toxicity as the reuse of this water in ground irrigation.

Table 4: Heavy metals in the raw sewage and final effluent of the aerated lagoons system in El-Oued

Locations	Pb	Cu	Fe	Ni	Cd	Sn
Raw sewage (mg/l)	0.35	1.85	3.8	3.61	0.397	1.05
Final effluent (mg/l)	0.16	0.01	0.22	2.60	0.105	0.5
Percentage of removal (%)	54	99	94	28	74	52

CONCLUSION

The results presented show that the aerated lagoon process is effective in the treatment of urban waste water under the climatic conditions of the city of El-Oued, considering the physicochemical amount of treated effluent, the world of conduct of the treatment system will generally depend on the season. Indeed, the elimination of the organic load and suspended solids is important and has periods of good and bad operating on accumulation of algae. Note that of the final effluent is rich in nutrient while on nitrogen (NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N). The treated wastewater poses no risk of toxicity of heavy metals in trace. In the end, working with epidemiologists to determine additional risks such as the possibility of infiltration of nitrates and nitrites into groundwater and accumulation of heavy metals in the soil and vegetation, monitoring of gut parasites (helminths and protozoa ...) can run farmers and consumption; following the use of wastewater for irrigation.

Nomenclature

- BOD₅: The 5-day Biochemical Oxygen Demand
- COD: Chemical Oxygen Demand
- DO: Dissolved oxygen
- HRT: Hydraulic Retention Time
- ISO : International Organization for Standardization
- NTU: Nephelometric Turbidity Unit
- TP: Total Phosphorus
- TN: Total Nitrogen

TSS: Total Suspended Solids
WWTPs : Wastewater treatment Plants

ACKNOWLEDGMENT

The author are thankful to Dr. BEBBA Ahmed Abdelhafid who helped as to do this research, also we: the author would like to thank MEHIDA Hicham the head of wastewater treatment plant in aerated lagoons Kouinine, for providing laboratory facilities.

REFERENCES

- [1] Duncan, M. In sewage treatment in hot climates. John Wiley & Sons; 1980, pp. 48,49.
- [2] Francis, E. Le traitement des eaux usées dans les industries agroalimentaires. Rev.Nou. Sci.Tech.Vol.7 ; 1989, 2;83-89.
- [3] Malina J. F. & Yousef Y. A. The fate of Coliform organisms in waste stabilization ponds. J. Wat. Pollut Control Fed ; 1964.36, 1432-1442.
- [4] Agence de l'Eau Seine-Normandie. Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre ;1999.
- [5] Office Nationale de Métrologique de la Wilaya d'El-Oued (Guemar) ; 2012.
- [6] Rodier J. et coll. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8^{ème} édition Dunod, Paris ; 2005, pp 111, 189, 216, 224, 245,300.
- [7] A.F.N.O.R.Eau. Méthodes d'essais, Edition ; 1989.
- [8] JORA. Journal Officiel de la République Algérienne, Annexe des valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement industrielles, n°46 ; 1993, pp. 7.
- [9] HAZOURLI S., BOUDIBA L., ZIATI M ; Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'El-Hadjar, Annaba. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 06 ; 2007,45-55.
- [10] FRANCK.R ; Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux ; 2002, pp.165-239.
- [11] Bontoux, J. Introduction à l'étude des eaux douces: eau naturelle, eau de boisson. Qualité et santé. Ed CEBEDOC .Sprl., liege ; 1993, pp.169.
- [12] SEVRIN-REYSSAC J., DE LA NOÛE J., PROULX D. Le recyclage dulisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier ; 1995, pp.118.
- [13] Mæhlum .T, P.D. Jenssen, W.S. Warner . Cold Climate constructed wetlands, 4th International Conference on Wetlands systems for water pollution control, Guangzhou, China; 1994.
- [14] BLIEFERT C, PERRAUD R. Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols,Déchets. Edition de Boeck ; 2001, pp. 317 - 477.
- [15] Zidane, H., Zouiri, M. Traitement des eaux usées urbaines par procédé à boue activée.E.I.N. Interational- l'eau l'industrie, les nuisances; 2007.
- [16] Johansson L. Industrial by-products and natural substrata as phosphorus sorbents; Env.Tech; 1999, 20, 309-316.
- [17] Eckenfelder,W, W. Gestion des eaux usées résidaires urbaines et industrielles .2^{ème} Edition. MC.Oraw. Hill ; 1989.
- [18] Legret, M., Dievt, L. et Juste, O. Migration et spéciation des métaux lourds dans un sol soumis à des épandage des boues de station d'épuration à très charge en Cd et Ni. Wat, Res .Vol. 22 ; 1988, 8, 953-959
- [19] Journal officiel de république algérienne N° 41. Arrêté interministériel ; 2012.



Nom et prénom :

ZOBEIDI Ammar

Date de naissance :

11/01/ 1982

Lieu de naissance :

El Oued –Algérie

El-Oued Avenue P.O.BOX:

39000 El Oued – Alegria

E-mail: zobeidi.aa@gmail.com

☞ **DIPLÔMES**

2001 Baccalauréat en sciences à El Oued – Algérie.

2006 Ingéniorat en génie chimique. Université Mohamed Khider. Biskra – Algérie.

2010 Magister en Chimie analytique et contrôle d'environnement. Université Kasdi Merbah. Ouargla – Algérie.

2017 Doctorat Génie des procédés, Option ; Chimie analytique et contrôle d'environnement Université Kasdi Merbah. Ouargla – Algérie.

☞ **COMPÉTENCES & EXPERTISES**

Sécurité de laboratoire, CPG, HPLC, ATG, MEB Spectroscopie IR, Spectroscopie UV visible, Spectroscopie de flamme, Spectrophotomètre (WTW, HACH), DBO mètre, Analyses parasitologiques et bactériologique.

☞ **LOGICIELS**

- Excel, PowerPoint
- XL.STAT
- Origin. Pro
- Matlab
- ChemLab
- Endnote

☞ **LANGUES**

- Arabe
- Anglais
- Français