



Ecole Nationale Polytechnique
Département Hydraulique
Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau



Thèse de Doctorat (LMD)

En Hydraulique

**Etudes des possibilités de valorisation agricole des sous-produits
d'épuration et l'amélioration de la gestion des processus épuratoires d'une
station d'épuration**

Présentée par :

BOUMALEK Walid

Soutenue le : **29 Novembre 2020 à 09h 00**

Devant le jury composé de :

Président :	Mme. BENMAMAR	Saâdia	Professeur-ENP/Alger
Rapporteur :	Mr. KETTAB	Ahmed	Professeur-ENP/Alger
Examineurs :	Mr. SLATNIA	Ammar	Professeur-ENP/Alger
	Mr. MIHOUBI	Mustapha Kamel	Professeur-ENSH/Blida
	Mr. LOUNICI	Hakim	Professeur-Université de Bouira
Invités :	Mr. CHABACA	Mohammed Nacer	Professeur-ENSA/Alger
	Mr. BENZIADA	Salim	Maître assistant(A)-ENP/ Alger



Ecole Nationale Polytechnique
Département Hydraulique
Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau



Thèse de Doctorat (LMD)

En Hydraulique

**Etudes des possibilités de valorisation agricole des sous-produits
d'épuration et l'amélioration de la gestion des processus épuratoires d'une
station d'épuration**

Présentée par :

BOUMALEK Walid

Soutenue le : **29 Novembre 2020 à 09h 00**

Devant le jury composé de :

Président :	Mme. BENMAMAR	Saâdia	Professeur-ENP/Alger
Rapporteur :	Mr. KETTAB	Ahmed	Professeur-ENP/Alger
Examineurs :	Mr. SLATNIA	Ammar	Professeur-ENP/Alger
	Mr. MIHOUBI	Mustapha Kamel	Professeur-ENSH/Blida
	Mr. LOUNICI	Hakim	Professeur-Université de Bouira
Invités :	Mr. CHABACA	Mohammed Nacer	Professeur-ENSA/Alger
	Mr. BENZIADA	Salim	Maître assistant(A)-ENP/ Alger

ملخص :

تعتمد عمليات معالجة مياه الصرف الصحي بشكل أساسي على قدرة البكتيريا من التقليل من التلوث العضوي. حيث تستند معايير التلوث التي تراقبها السلطات والتي تحدد كفاءة تنقية العلاج البيولوجي، أساساً على القضاء على التلوث الكلي والجزئي. إن محطة المعالجة و التي هي موضوع دراستنا ، تمثل نظام ديناميكي يخضع للتغيرات الزمنية غير المتحكم فيها من تدفق وتركيز و كذلك تركيبة النفايات السائلة الناتجة عن أنظمة الصرف الصحي. إن النماذج الإحصائية (الرياضية) ضرورية للتحليل، التنبؤ والتحكم في آليات هذه العملية. الهدف من هذا العمل هو تقييم فعالية العلاج البيولوجي، المردود واستهلاك الطاقة بناءً على طريقة التحليل متعدد الأبعاد (PCA). زيادة على ذلك، ركزت الدراسة الذي أجريناها على تمييز المنتجات الثانوية للتنقية، أي المياه المعالجة وحماة المجاري، وإمكانية إعادة استخدامها في القطاع الزراعي مقارنة بالمعايير الوطنية (JORA) و المعايير الدولية (WHO، AFNOR، FAO، USEPA).

الكلمات الدالة: ماء معالج، حماة، معايير التلوث، محطة المعالجة، الطاقة، إعادة الاستعمال.

Abstract:

Wastewater treatment processes are mainly based on the ability of bacteria to degrade organic pollution. The pollution parameters controlled by the authorities and which make it possible to define the efficiency of biological treatment are based on the elimination of macro and micro pollution. The wastewater treatment plant under study is a dynamic system subject to uncontrolled temporal variations in the flow, concentration and composition of effluents from sewer systems. Statistical models are essential to describe, predict and control variations in the functioning during this process. The objective of this work is to evaluate biological treatment efficiency, purification efficiencies and energy consumption based on the Multidimensional Analysis Method (PCA). Subsequently, our investigation also focused on the valorization of the by-products of wastewater treatment, and the possibility of their reuse in the agricultural sector with regard to national (JORA) and international (WHO, AFNOR, FAO, USEPA) standards.

Key Words: treated wastewater, Sludge, Pollution parameters, Wastewater treatment plant, Energy, Reuse.

Résumé:

Les procédés d'épuration des eaux usées reposent essentiellement sur la capacité des bactéries à dégrader la pollution organique. Les paramètres de pollution contrôlés par les autorités et qui permettent de définir l'efficacité d'épuration d'un traitement biologique sont basés sur l'élimination de la macro et micro pollution. La station d'épuration qui fait l'objet de notre étude, est un système dynamique soumis à des variations temporelles non contrôlées de débit, de concentration et de composition des effluents provenant des systèmes d'égout. Les modèles statistiques «mathématiques» sont essentiels pour décrire, prédire et contrôler les variations de fonctionnement de ce processus. L'objectif du présent travail consiste à évaluer l'efficacité du traitement biologique, les rendements épuratoires et la consommation d'énergie en se basant sur la méthode d'analyse multidimensionnelle (ACP). Par la suite, notre investigation s'est également portée sur la valorisation des sous-produits de l'épuration à savoir l'eau épurée et la boue d'épuration, et la possibilité de leurs réutilisation dans le secteur agricole vis-à-vis des normes nationales (JORA) et internationales (OMS, AFNOR, FAO, USEPA).

Mots Clés : Eau épurée, Boue, Paramètres de pollution, Station d'épuration, Energie, Réutilisation.

REMERCIEMENT

Cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans l'aide de Dieu, le tout puissant, pour m'avoir donné la santé, le courage, la patience, la volonté et la force nécessaires, pour venir à bout de toutes les difficultés que j'ai dû croiser tout au long de mon chemin «Alhamdu-lillah».

*Je souhaite exprimer mon profond remerciement à mon directeur de thèse **Monsieur le Professeur KETTAB Ahmed**, pour avoir accepté de diriger et de superviser ce travail, et pour m'avoir toujours prodigué des conseils précieux durant toute la période que j'ai passée sous sa direction, et qui ont mené à la finalisation de ce document. Je le remercie vivement pour ses qualités humaines de générosité et de tolérance, son entière disponibilité, sa patience, sa contribution hautement distinguée, ses suggestions pertinentes, ses orientations constructives, et surtout pour la confiance et la compréhension qu'il a toujours manifestées à mon égard.*

*Je tiens à témoigner ma gratitude à **Mme Prof. BENMAMAR Saâdia** pour ses conseils, ses orientations et l'intérêt qu'elle porte aux doctorants du département. Je tiens aussi à lui remercier énormément d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.*

Mes vifs remerciements vont également à Messieurs :

- **Le Professeur SLATNIA AMAR** de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger (ENP) ;
- **Le Professeur MIHOUBI Mustapha Kamel** de L'Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique de Blida (ENSH) ;
- **Le Professeur LOUNICI Hakim** de l'Université de Bouira ;

Pour l'honneur qu'ils m'ont fait pour avoir acceptés d'examiner et de juger ce travail.

Un merci bien particulier adressé également à Messieurs :

- **Le Professeur CHABACA Mohammed Nacer** de l'Ecole nationale Supérieure d'Agronomie d'Alger (ENSA) ;
- **L'enseignant BENZIADA Salim** de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger (ENP) ;

Pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant l'invitation pour faire partie du jury de cette thèse et aussi pour leurs accompagnements tout au long de ce projet, leurs remarques et leurs directives.

*Je tiens à présenter mes remerciements au personnel de la station d'épuration d'Elrabtta de la ville de Jijel, **Monsieur le directeur de la STEP** et **Monsieur le chef de station YAHY Karim**, pour leur accueil, leur disponibilité et leur assistance technique durant mon projet d'étude.*

*Je profite par le biais de ce document pour exprimer mes vifs remerciements à mes amis ; **Bensemma R, DORBANE W, CHIBANE. T, DJILALI. Y, BOUARROURI. S, REFIS. C** et à toute personne contribuant de près ou de loin à l'élaboration de cet humble travail.*

Dédicace

A...

Mes très chers parents qui m'ont toujours soutenue tout au long de mon parcours scientifique à qui je serais éternellement reconnaissant. Que dieu puisse leur accorder longue vie afin qu'ils puissent trouver en moi toute gratitude et l'attention voulue.

Mes très chers frères Mohamed Amine , Oussama et Rami.

Ma très chère sœur Zineb.

Ma très chère sœur Iman, son mari Mohamed Taher Et à ma petite adorable nièce Assil.

*Mes chères oncle Abedelnour et Mohamed
Et leurs familles.*

Et A tous les membres de ma famille.

... Je dédie ce travail

BOUMALEK Walid.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

LISTE DES ABREVIATIONS

INTRODUCTION GENERALE 18

PREMIERE PARTIE : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre 1 : Pollution de l'eau et techniques de l'épuration

1.1. Pollution de l'eau, définition et caractéristiques	21
1.2. Eaux usées, définition et origines.....	21
1.2.1. Définition des eaux usées	21
1.2.2. Origines des eaux usées	22
1.2.2.1. Les eaux usées domestiques.....	22
1.2.2.2. Les eaux usées industrielles	22
1.2.2.3. Les eaux usées urbaines	23
1.3. Classification des polluants	23
1.3.1. Matière organique et/ou minérale	23
1.3.2. Matière soluble et/ou insoluble	23
1.3.3. Matières toxiques	23
1.3.4. Matière inerte et/ou vivante	24
1.4. Paramètres généraux relatifs aux eaux usées	24
1.4.1. Paramètres organoleptiques	24
1.4.1.1. La couleur	24
1.4.1.2. L'odeur	24
1.4.2. Paramètres physico-chimiques.....	24
1.4.2.1. La température	24
1.4.2.2. Le potentiel d'Hydrogène (pH).....	25
1.4.2.3. La conductivité électrique (EC)	25
1.4.2.4. La turbidité.....	25
1.4.2.5. Les matières en suspension (MES).....	25
1.4.2.6. Le carbone organique total (COT)	25
1.4.2.7. La demande chimique en oxygène (DCO).....	26
1.4.2.8. Les substances nutritives	26
1.4.2.8.1. Azote.....	26
1.4.2.8.2. Phosphore.....	26
1.4.2.8.3. Potassium.....	26
1.4.2.9. Les éléments traces métalliques	27
1.4.3. Paramètres biologiques.....	27
1.4.3.1. La demande biochimique en oxygène (DBO).....	27
1.4.3.2. Indice de biodégradabilité (K)	27
1.4.4. Paramètres microbiologiques.....	28
1.4.4.1. Les bactéries.....	28
1.4.4.2. Les virus	28
1.4.4.3. Les protozoaires	28

1.4.4.4. Les helminthes	28
1.5. Impact de la pollution de l'eau sur l'environnement et la santé humaine	28
1.5.1. Les impacts sur l'environnement	29
1.5.2. Les impacts sur la santé humaine	29
1.5.2.1. Les maladies d'origine bactériennes	29
1.5.2.2. Les maladies d'origine parasitaires	29
1.6. L'épuration des eaux usées	30
1.7. Les étapes de traitement des eaux usées	30
1.7.1. Prétraitement	30
1.7.1.1. Dégrillage	30
1.7.1.2. Dessablage	30
1.7.1.3. Dégraissage-déshuilage	30
1.7.2. Traitement primaire	31
1.7.2.1. La décantation (processus physique)	31
1.7.2.2. La flottation (processus physique)	31
1.7.2.3. La décantation associée à l'utilisation d'un coagulant- flocculant (voie physico- chimique).....	31
1.7.3. Traitement secondaire	31
1.7.3.1. Le traitement secondaire anaérobie	32
1.7.3.2. Le traitement secondaire aérobie	32
1.7.4. Traitement tertiaire	36
1.7.4.1. L'élimination de l'azote	36
1.7.4.2. L'élimination du phosphore	36
1.7.4.3. La désinfection	36
1.8. Les boues résiduaires	37
1.8.1. Nature et origine des boues	38
1.8.1.1. Les boues primaires	38
1.8.1.2. Les boues secondaires	38
1.8.1.3. Les boues physico-chimiques	38
1.8.1.4. Les boues mixtes	38
1.8.2. Propriétés physiques des boues	38
1.8.2.1. La teneur en matière sèche	39
1.8.2.2. La teneur en matières volatiles	39
1.8.2.3. Teneur en eau interstitielle	39
1.8.2.4. La viscosité	39
1.8.2.5. La charge spécifique	40
1.8.2.6. La résistance spécifique	40
1.8.2.7. La compressibilité	40
1.8.2.8. Les pouvoirs calorifiques	40
1.8.3. Composition en éléments utiles	40
1.8.2.1. La matière organique	40
1.8.2.2. Les éléments nutritifs	41
1.8.2.2.1. L'azote (N)	41
1.8.2.2.2. Le phosphore, potassium et autres nutriments	41
1.8.4. Procédés de traitement des boues	42
1.8.4.1. Stabilisation	43
1.8.4.1.1. Stabilisation aérobie	43
1.8.4.1.2. Stabilisation aérobie	44
1.8.4.1.3. Stabilisation chimique	44

1.8.4.2. Réduction de la teneur en eau	45
1.8.4.2.1. Epaissement	45
1.8.4.2.2. Déshydratation	46

Chapitre 2 : Réutilisation des sous-produits de l'épuration

2.1. La réutilisation des eaux usées épurées (REUT).....	48
2.2. La politique de la REUE.....	48
2.3. Les objectifs de la REUE.....	48
2.4. Les différentes voies de la REUE	49
2.4.1. La REUE dans le secteur industriel.....	49
2.4.2. La REUE en zone urbaine	49
2.4.3. Production d'eau potable	50
2.4.4. Recharge de nappes souterraines	50
2.4.5. La REUE dans le secteur agricole.....	51
2.5. Les risques sanitaires de la REUE.....	52
2.6 Caractéristiques de l'eau d'irrigation	52
2.6.1. La salinité	52
2.6.2. Le ratio d'absorption du sodium	53
2.6.3. Alcalinité et dureté	54
2.6.4. Eléments traces métalliques	55
2.6.5. Contamination microbiologique	55
2.7. Normes et réglementations en vigueur	56
2.7.1. Recommandations de l'OMS	56
2.7.2. Recommandations de l'USEPA	56
2.7.3. Directives de la FAO	57
2.7.4. Réglementation Algérienne de la REUE	58
2.8. Valorisation des boues.....	59
2.8.1. Voies d'élimination et/ou valorisation des boues.....	59
2.8.1.1. La mise en décharge contrôlée	59
2.8.1.2. L'incinération.....	59
2.8.1.3. Utilisation agricole des boues	59
2.8.2. Intérêt d'utilisation des boues à des fins agricole.....	60
2.8.2.1. La matière organique	60
2.8.2.2. Les matières fertilisantes	60
2.8.3. Contraintes d'utilisation des boues à des fins agricole.....	61
2.8.3.1. Eléments traces métalliques	61
2.8.3.2. Les composés traces organiques (CTO)	62
2.8.3.3. Microorganismes pathogènes.....	63
2.8.4. Epandage des boues	64
2.8.4.1. Condition d'épandage des boues	64
2.8.4.2. Les critères de la gestion d'épandage.....	65

DEUXIEME PARTIE : PARTIE EXPERIMENTALE

Chapitre 3 : Matériels et méthodes

3.1. Situation géographique et activité agricole dans la région	68
3.2. Caractéristique climatologique de la région	68
3.3. Description de la station d'épuration de Jijel.....	69

3.4. Caractéristiques générales de la STEP	69
3.5. Caractéristiques techniques de STEP	70
3.5.1. Charge hydraulique	70
3.5.2. Charge polluantes.....	71
3.6. Collecte des eaux résiduaires	71
3.7. Procédé de traitement et description des ouvrages de la STEP.....	72
3.7.1. Déversoir d'orage.....	73
3.7.2. Prétraitement.....	73
3.7.2.1. Dégrillage grossier	73
3.7.2.2. Station de relevage	73
3.7.2.3 Dégrillage fin	73
3.7.2.4. Dessablage-déshuilage.....	74
3.7.3. Traitement biologique	74
3.7.3.1. Puits de contact (Ouvrage de répartition).....	74
3.7.3.2. Bassin d'aération.....	74
3.7.3.2.1. La phase d'aération	74
3.7.3.2.2. La phase d'anoxie	75
3.7.3.3. Décanteur secondaire.....	76
3.7.4. La désinfection.....	76
3.7.5. Traitement des boues	76
3.7.5.1. Recirculation des boues	76
3.7.5.2. Evacuation des boues en excès.....	76
3.7.5.3. Epaississement des boues	77
3.7.5.4. Déshydratation des boues	77
3.7.5.4.1. Déshydratation des boues par filtres à bandes.....	77
3.7.5.4.2. Déshydratation naturelle (lits de séchage)	77
3.8. Méthodes d'analyse.....	77
3.8.1. Filière des eaux (phase liquide).....	78
3.8.1.1. Echantillonnage et prélèvement	78
3.8.1.2. Méthode potentiométrique	78
3.8.1.3. Méthode gravimétrique.....	79
3.8.1.3.1. Matière en suspension (MES)	79
3.8.1.4. Méthode manométrique	80
3.8.1.4.1. La demande biologique en oxygène (DBO5).....	80
3.8.1.5. Méthode colorimétrique.....	80
3.8.1.5.1. Paramètres mesurés par spectrophotométrie	80
3.8.1.6. Détermination des éléments traces métalliques (ETM).....	81
3.8.1.6.1. Préparation des échantillons et dosage	81
3.8.1.7. Détermination des paramètres bactériologiques.....	81
3.8.2. Filière des boues.....	82
3.8.2.1. Echantillonnage et prélèvement	82
3.8.2.2. Paramètres physicochimiques	82
3.8.2.2.1. pH.....	82
3.8.2.2.2. La conductivité électrique (CE)	82
3.8.2.2.3. Humidité	82
3.8.2.2.4. La matière organique	83
3.8.2.2.5. Le carbone total.....	83
3.8.2.2.6. Le calcaire total (CaCO ₃).....	83

3.8.2.2.7. Eléments nutritifs (NPK) et éléments traces métalliques (ETM)	83
3.8.2.3. Paramètres bactériologiques	84
3.9. Méthodologie d'analyse statistique	84
3.9.1. Outil informatique	84
3.9.2. Prétraitement des données	85
3.9.2.1. Suppression des valeurs manquantes	85
3.9.2.2. Valeurs extrêmes	85
3.9.3. Test paramétriques et non paramétriques	87
3.9.3.1. Conformité à la loi normale	88
3.9.4. Analyse en composante principale (ACP)	88

Chapitre 4 : Résultats de l'évaluation des performances épuratoires et discussions

4.1. Résultats du prétraitement statistique et discussions	92
4.1.1. Tests de cohérence (h et k Mandel)	92
4.1.2. Graphes et graphiques de type « boîtes à moustaches »	93
4.1.2.1. L'évolution de la charge hydraulique	93
4.1.2.2. L'évolution de la température (T°C)	94
4.1.2.3. L'évolution du pH	95
4.1.2.4. La conductivité électrique (CE)	96
4.1.2.5. La matière en suspension (MES)	97
4.1.2.6. La demande chimique en oxygène (DCO)	98
4.1.2.7. La demande biochimique (DBO ₅)	99
4.1.2.8. L'azote Total (Nt)	100
4.1.2.9. L'azote amoniacal (N-NH ₄)	101
4.1.2.10. L'azote des nitrites (N-NO ₂)	102
4.1.2.11. L'azote des nitrates (N-NO ₃)	104
4.1.2.12. Le phosphore total (Pt)	105
4.1.2.13. L'orthophosphate (P-PO ₄)	106
4.1.3. Test Grubbs et Beck	107
4.2. Résultats d'analyse en composantes principales (ACP) et discussions	108
4.2.1. Evaluation des paramètres de la pollution globale à l'entrée de la station	108
4.2.1.1. Variable et Codification	108
4.2.1.2. Matrice de corrélation	109
4.2.1.3. Contribution	110
4.2.1.4. Cercles de corrélation	111
4.2.2. Evaluation du traitement biologique (Réacteur Biologique)	113
4.2.2.1. Méthode de calcul	113
4.2.2.2. Variable et codification	114
4.2.2.3. Matrice de corrélation	114
4.2.2.4. Contribution	115
4.2.2.5. Cercles de corrélation	116
4.2.3. Evaluation de la consommation énergétique	117
4.2.3.1. Méthode de calcul	117
4.2.3.2. Codification de variables	118
4.2.3.3. Evaluation de la consommation énergétique au niveau du bassin d'aération	119
4.2.3.3.1. 1 ^{er} approche d'évaluation de la consommation énergétique (BA)	119
4.2.3.3.2. 2 ^{ème} approche d'évaluation de la consommation énergétique (BA)	122
4.2.3.4. Evaluation de la consommation énergétique (PR & SR)	125

4.2.3.5. Evaluation de la consommation total d'énergie (Postes regroupées)	127
4.2.4. Test de la pertinence (Cas d'application)	130
4.2.4.1. Evolution de la charge massique	130
4.2.4.2. Evolution du volume de boue décantée (BA)	131
4.2.4.3. Evolution du N-NO ₃ à la sortie de STEP	131
4.2.4.4. Evolution de la consommation énergétique	132

Chapitre 5 : Résultats de la caractérisation des sous-produits de l'épuration et discussions

5.1. Résultats d'analyse de la filière eau épurée et discussions	135
5.1.1. Paramètres physicochimique	135
5.1.1.1. Le pH.....	135
5.1.1.2. La conductivité électrique (CE)	136
5.1.1.3. La salinité.....	136
5.1.1.4. La matière en suspension (MES).....	138
5.1.1.5. Les matières organiques	138
5.1.1.5.1. La demande chimique en oxygène (DCO).....	138
5.1.1.5.2. La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	139
5.1.1.6. Eléments nutritifs	140
5.1.1.6.1. Azote Ammoniacal (NH ₄ ⁺).....	140
5.1.1.6.2. Nitrate (NO ₃ ⁻)	141
5.1.1.6.3. Orthophosphate (PO ₄ ⁻³)	142
5.1.1.7. Eléments traces métalliques (ETM)	142
5.1.2. Composition microbiologique	143
5.1.3. Surface irrigable et quantité en fertilisants apportés par les eaux épurées	144
5.2. Résultats d'analyse de la filière boue et discussions	145
5.2.1. Réglementation d'épandage en Algérie.....	145
5.2.2. Production de boue et collecte des échantillons	145
5.2.3. Propriétés physico-chimiques de la boue.....	146
5.2.3.1. Le pH.....	147
5.2.3.2. Conductivité électrique (CE)	147
5.2.3.3. Matière organique (MO).....	147
5.2.3.4. Eléments nutritifs	147
5.2.3.4.1. Nutriment majeurs (N, P, K).....	147
5.2.3.4.2. Nutriment secondaire (Mg, S).....	148
5.2.3.5. Le ratio C/N	148
5.2.3.6. Eléments traces métalliques (ETM)	149
5.2.4. Paramètres bactériologiques	150
5.2.5. Apport en éléments fertilisants	151
CONCLUSION GENERALE.....	154
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	159
ANNEXES.....	171

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Caractère de l'effluent déterminé par le ratio (K) et la fraction de DBO5	27
Tableau 1.2 : Composition en éléments utiles pour les différents types de boue.....	42
Tableau 1.3 : Les opérations de traitement des boues et leurs objectifs	43
Tableau 2.1 : Classes de qualité de salure de l'eau d'irrigation.....	53
Tableau 2.2 : Classes de qualité de salure de l'eau d'irrigation.....	54
Tableau 2.3 : Degré relatif de dureté de l'eau selon la quantité de carbonate de calcium.....	55
Tableau 2.4 : Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation (FAO, 1985).....	57
Tableau 2.5 : Teneurs limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO, 2003).....	58
Tableau 2.6 : Flux et teneurs limites en éléments traces métalliques (ETM)	62
Tableau 2.7 : Flux et teneurs limites en composés traces organiques (CTO).....	62
Tableau 2.8 : Durée de survie de 20° à 30°C de quelques agents pathogènes	63
Tableau 2.9 : Valeurs limites en microorganismes d'intérêt sanitaire	63
Tableau 3.1 : Caractéristiques générales de la station d'épuration de Jijel.....	70
Tableau 3.2 : Valeurs nominales de la Charge hydraulique de la STEP	71
Tableau 3.3 : Caractéristiques de l'eau brute.....	71
Tableau 3.4 : Les équipements de filières de traitement de la STEP	72
Tableau 3.5 : Caractéristiques du bassin d'aération.....	75
Tableau 4.1 : Résultats du test de Grubbs et Beck.....	107
Tableau 4.2 : Nombre de valeurs aberrantes (test Grubbs et Beck)	108
Tableau 4.3 : Codification des variables (paramètre physicochimique).....	109
Tableau 4.4 : Valeurs propres	110
Tableau 4.5 : Corrélations entre les variables et les facteurs.....	110
Tableau 4.6 : Codification des variables (Paramètre du traitement biologique).....	114
Tableau 4.7 : Valeurs propres ((Paramètre du traitement biologique)	115
Tableau 4.8 : Corrélations entre les variables et les facteurs (Paramètre du traitement biologique)....	115
Tableau 4.9 : Codification des variables (Paramètres de la consommation énergétique).....	118
Tableau 5.1 : Calcul de la minéralisation de l'eau	137
Tableau 5.2 : Résultats d'analyse bactériologique des eaux épurées.....	144
Tableau 5.3 : Quantités (en kg) de fertilisants apportés par une irrigation de 5000 m ³ /ha/an.....	144
Tableau 5.4 : Surfaces potentiellement irrigables par les effluents traités de la STEP	145
Tableau 5.5 : Propriétés physico-chimiques des boues sèches	146
Tableau 5.6 : Résultats d'analyse bactériologique de la boue d'épuration	150
Tableau 5.7 : Teneur en éléments nutritifs dans la boue d'épuration et les engrais commerciaux	151

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Schéma simplifié du système à lit bactérien	33
Figure 1.2 : Schéma simplifié du procédé à disques biologiques	33
Figure 1.3 : Schéma simplifié d'une station de lagunage naturel	35
Figure 1.4 : Schéma simplifié d'un système à boues activées.....	35
Figure 2.1 : La réutilisation des eaux usées épurées dans le cycle de l'assainissement	49
Figure 2.2 : Différentes étapes de traitement des boues avant épandage	66
Figure 3.1 : Situation géographique de la Wilaya de Jijel.....	68
Figure 3.2 : Station d'épuration d'Elrabta-Jijel	69
Figure 3.3 : Schéma simplifié des procédés de traitement au niveau de la STEP	73
Figure 3.4 : Représentation par boîte à moustaches.....	86
Figure 3.5 : Interface (logiciel XLSTAT)	90
Figure 4.1 : Statistique h de Mandel	92
Figure 4.2 : Statistique k de Mandel	93
Figure 4.3 : Evolution journalière du débit à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	94
Figure 4.4 : Evolution journalière de la température à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	94
Figure 4.5 : Evolution journalière de la température à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	95
Figure 4.6 : Evolution journalière du pH à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	95
Figure 4.7 : Evolution journalière du pH à sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	96
Figure 4.8 : Evolution journalière de la CE à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	96
Figure 4.9 : Evolution journalière de la CE à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	97
Figure 4.10 : Evolution journalière de la MES à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	97
Figure 4.11 : Evolution journalière de la MES à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	98
Figure 4.12: Evolution journalière de la DCO à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	98
Figure 4.13 : Evolution journalière de la DCO à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	99
Figure 4.14: Evolution journalière de la DBO ₅ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	99
Figure 4.15: Evolution journalière de la DBO ₅ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	100
Figure 4.16: Evolution journalière de Nt à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	100
Figure 4.17: Evolution journalière de Nt à sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	101
Figure 4.18: Evolution journalière de N-NH ₄ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	101
Figure 4.19: Evolution journalière de N-NH ₄ à sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	102
Figure 4.20 : Evolution journalière de N-NO ₂ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	103
Figure 4.21 : Evolution journalière de N-NO ₂ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	103
Figure 4.22 : Evolution journalière de N-NO ₃ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	104
Figure 4.23 : Evolution journalière de N-NO ₃ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	104
Figure 4.24 : Evolution journalière du Pt à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)	105
Figure 4.25 : Evolution journalière du Pt à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	105
Figure 4.26 : Evolution journalière du P-PO ₄ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	106

Figure 4.27 : Evolution journalière du P-PO ₄ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016).....	106
Figure 4.28: Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la pollution globale)	111
Figure 4.29 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la pollution globale)	112
Figure 4.30 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la pollution globale)	113
Figure 4.31 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres du traitement biologique).....	116
Figure 4.32 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres du traitement biologique).....	116
Figure 4.33 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres du traitement biologique).....	117
Figure 4.34 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique BA-1 ^{er} approche-1 ^{er} ACP).....	120
Figure 4.35 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA - 1 ^{er} approche- 1 ^{er} ACP)	120
Figure 4.36 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique BA-1 ^{er} approche- 2 ^{ème} ACP).....	121
Figure 4.37 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA-1 ^{er} approche- 2 ^{ème} ACP).....	121
Figure 4.38 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA-1 ^{er} approche- 2 ^{ème} ACP).....	122
Figure 4.39 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique BA-2 ^{ème} approche- 1 ^{er} ACP).....	123
Figure 4.40 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA-2 ^{ème} approche- 1 ^{er} ACP)	123
Figure 4.41 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique BA-2 ^{ème} approche- 2 ^{ème} ACP)	124
Figure IV.42 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA-2 ^{ème} approche- 2 ^{ème} ACP)	124
Figure 4.43 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA-2 ^{ème} approche- 2 ^{ème} ACP).....	125
Figure 4.44 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique PR & SR).....	126
Figure 4.45 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la consommation énergétique PR & SR).....	127
Figure 4.46 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la consommation énergétique PR & SR).....	127
Figure 4.47 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique-Postes énergivores regroupées)	128
Figure 4.48 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la consommation énergétique- Postes énergivores regroupées)	128
Figure 4.49 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la consommation énergétique- Postes énergivores regroupées)	129
Figure 4.50 : Corrélations des variables supplémentaires	129
Figure 4.51 : Evolution de la charge massique.....	130
Figure 4.52 : Evolution du volume de boue décantée	131

Figure 4.53 : Evolution du N-NO ₃ à la sortie de STEP	131
Figure 4.54 : Evolution de la consommation énergétique en fonction de la charge polluante éliminée	132
Figure 4.55 : Evolution de la consommation énergétique en fonction du débit traité et de la boue recirculée	133
Figure 5.1 : Evolution mensuelle du pH (Eau épurée)	135
Figure 5.2 : Evolution mensuelle de la CE (Eau épurée)	136
Figure 5.3 : Evolution mensuelle de la salinité (Eau épurée)	137
Figure 5.4 : Evolution mensuelle de la MES (Eau épurée)	138
Figure 5.5 : Evolution mensuelle de la DCO (Eau épurée)	139
Figure 5.6 : Evolution mensuelle de la DBO ₅ (Eau épurée)	140
Figure 5.7 : Evolution mensuelle de l'ammonium (Eau épurée)	141
Figure 5.8 : Evolution mensuelle du nitrate (Eau épurée)	141
Figure 5.9 : Evolution mensuelle de l'Orthophosphate (Eau épurée)	142
Figure 5.10 : Evolution annuelle des ETM (Eau épurée)	143
Figure 5.11 : Evolution des ETM au cours des neuf dernières années (2008-2016).....	149
Figure 5.12: Comparaison entre 52% des engrais commerciaux consommés et les apports théoriques de la boue d'épuration.....	152

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP	Analyse en Composantes Principales
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AERM	Agence de l'Eau Rhin-Meuse
AFD	Agence Française de Développement
AFEE	Association Française Pour l'Economie d'Energie
AFNOR	Association Française de Normalisation
AGV	Acide Gras Volatil
BA	Bassin d'Aération
CE	Conductivité Electrique
CEAEQ	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CF	Coliformes Fécaux
COT	Carbone Organique Total
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
CT	Coliforme Totaux
CTO	Composés Traces Organiques
DBO5	Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
EH	Equivalent habitant
ETM	Eléments Traces Métalliques
FAO	Food and Agriculture Organisation
HPA	Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
JORA	Journal Officiel de République Algérienne
MES	Matière En Suspension
MM	Matière Minérale

MO	Matière Organique
MRE	Ministère des Ressources en Eau
MS	Matière Sèche
MVS	Matière Volatile en Suspension
NF	Normalisation Française
NPK	Engrais (Azote, Phosphore, Potassium)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONA	Office National d'Assainissement
PCB	Polychlorobiphényles
pH	Potentiel d'Hydrogène
PK	Engrais (Phosphore, Potassium)
PR	Poste de Recirculation
REUE	Réutilisation des Eaux Usées Epurées
SAA	Spectrométrie d'Absorption Atomique
SAR	Sodium Adsorption Ration
SF	Streptocoques Fécaux
SR	Station de Relevage
STEP	Station d'épuration des eaux usées
TSP	Super Phosphate Triple
USAID	United States Agency of International Development
USEPA	United States Environmental Protection Agency



INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Bien qu'apparemment inépuisable, l'eau est très inégalement répartie dans le monde. Au vu du développement industriel et de la demande de plus en plus croissante, tous les pays auront, à plus ou moins brève échéance, à faire face au problème de son manque. La mobilisation des eaux superficielles a été de tous temps une préoccupation pour l'homme. L'eau est un élément de la vie quotidienne, et elle est si familière, qu'on oublie souvent son rôle, son importance et sa nécessité absolue. Sans l'eau, la terre ne serait qu'un astre mort, et aucune vie humaine, biologique, ou animale, n'existerait. Devant les besoins croissants en eau douce, et l'impossibilité de se contenter des ressources naturelles, l'humanité est conduite à étudier et à développer divers procédés permettant de l'obtenir à partir des eaux de mers, des eaux saumâtres, et des eaux usées dans des conditions admissibles techniquement et économiquement (**Kettab, 2001**).

La rareté des ressources en eaux conventionnelles ainsi que la détérioration de leur qualité, constituent un défi majeur pour le XXI^e siècle et représentent pour les Pays méditerranéens en particulier, en vertu de leur climat méditerranéen, un souci majeur et une importante préoccupation limitant la mise en œuvre des programmes hydrauliques, visant le développement et l'amélioration du service, ce qui affecte négativement le bien-être des citoyens et menace l'avenir des générations futures. Cette rareté est aggravée par la forte pression sur le potentiel en eau en raison de la progression démographique, la pollution industrielle et domestique et la surexploitation des nappes souterraines notamment dans les régions agricoles (**Kettab, 2017**).

En Algérie, l'eau est une denrée de plus en plus rare et de moins en moins renouvelable. Elle fait actuellement l'objet d'une exploitation concurrentielle entre les besoins de la population, ceux de l'agriculture et de l'industrie qui se disputent une disponibilité limitée. Aussi, en Algérie, chacun a en mémoire les conséquences des années de sécheresse récentes et récurrentes et les mesures de rationnement de la consommation d'eau qui les ont accompagnées (**Kettab et al., 2008**).

La réutilisation des eaux épurées représente l'alternative attendue pour la préservation de la ressource de bonne qualité et la promotion du secteur agricole. Cette technique n'engendre aucun investissement supplémentaire parce que l'eau est déjà produite. Une fois, l'eau ayant été utilisée pour des usages domestiques ou même industriels, elle sera récupérée et traitée. Cette ressource additionnelle est non négligeable et disponible en permanence (**Kettab et al., 2015**). De plus, Les boues d'épuration issues du traitement biologique, présentent une source riche en matière organique et en éléments fertilisants qui contribuent à l'amélioration de la structure et la fertilité chimique du sol. Donc, l'utilisation des sous-produits d'épuration, pourra être bénéfique sur le volet économique et permettra de réduire la surconsommation des engrais commerciaux.

L'évaluation des performances est un facteur important dans l'optique d'une réutilisation des eaux usées traitées afin d'assurer des marges de sécurité pour le respect de la santé publique et la protection de l'environnement. La fiabilité d'un système peut être définie comme «la probabilité d'une performance adéquate pour une période de temps déterminée

dans les conditions de fonctionnement spécifiées» ou «le pourcentage du temps que les concentrations des eaux usées traitées et rejetées sont conformes aux exigences du permis précisées» (Metcalf et Eddy, 2003).

L'objectif principal de ce travail consistait à faire une étude sur le processus de traitement des eaux usées qui est un processus assez complexe et dynamique dont certains facteurs doivent être pris en considération lorsqu'on tente de mettre en œuvre un contrôle avancé en temps réel du processus d'une part et d'autre part, de caractériser les sous-produits d'épuration à savoir (eaux épurées et boues) issues du traitement biologique au niveau de la STEP de Jijel, en vue de leurs réutilisation dans le secteur agricole.

Ce travail de thèse est organisé en deux parties, qui se divisent rationnellement en cinq chapitres :

i) **La première partie** de ce manuscrit présente la synthèse bibliographique des connaissances acquises et des recherches actuelles qui ont été menées dans ce domaine. Elle comprend deux chapitres :

Le premier chapitre présente une description détaillée de la pollution de l'eau et son origine et fait l'inventaire des procédés de traitement des eaux usées existants et leurs principes de fonctionnement.

Le deuxième chapitre décrit l'intérêt de la réutilisation des sous-produits d'épuration, les normes et les réglementations en vigueur relatives l'utilisation des eaux épurées et des boues d'épuration à des fins agricoles.

ii) **La deuxième partie**, divisée en trois chapitres, expose la méthodologie de travail et les résultats expérimentaux obtenus. Cette partie est répartie comme suit :

Le troisième chapitre décrit la station d'épuration de Jijel, les sites d'étude choisis, les caractéristiques climatologiques et l'activité agricole de la région, les matériels utilisés et les méthodes mises en place au cours de cette étude.

Le quatrième chapitre présente l'analyse effective de la série de données, qui comprend 31 variables et 2983 observations pour la période allant de 2008 à 2016, dans le cadre d'une étude statistique et on distingue les étapes suivantes :

- Procéder à un prétraitement statistique sur les données recueillies, à savoir : test de cohérence (h et k Mandel), graphes, graphiques de type « boîtes à moustaches » et test de Grubbs et Beck, afin de filtrer et éliminer les observations non exploitables
- Effectuer une analyse par composante principale (ACP) qui est un outil d'observation permettant de décrire les faits et d'identifier les relations entre les variables mesurées
- Tester la pertinence des résultats obtenus par l'analyse en composantes principales (ACP)

Le cinquième chapitre est axé sur une caractérisation détaillée des sous-produits de l'épuration dont l'objectif est d'évaluer l'aptitude des eaux épurées et des boues d'épuration issue du traitement biologique, en vue de leurs utilisations dans le secteur agricole par rapport aux normes et aux exigences établies à l'échelle nationale et internationale.

CHAPITRE 1

**POLLUTION DE L'EAU ET TECHNIQUES
D'EPURATION**

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Pollution de l'eau, définition et caractéristiques

La pollution de l'eau est une altération de sa qualité et de sa nature qui rend son utilisation dangereuse et perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et les eaux souterraines (Soudi et al., 2009).

La pollution de l'eau se manifeste principalement dans les eaux de surface par :

- **Une diminution de la teneur en oxygène dissous** : les matières organiques essentielles à la vie aquatique en tant que nourriture, peuvent devenir un élément perturbateur quand leur quantité est trop importante. Parmi les substances qui entraînent une importante consommation d'oxygène, notons en particulier les sous-produits rejetés par l'industrie laitière, le sang rejeté par l'industrie de la viande, les déchets contenus dans les eaux usées domestiques, etc. Cette diminution de l'oxygène dissous peut provoquer dans certains cas des mortalités importantes de poissons.
- **La présence de produits toxiques** : ces substances provoquent des effets qui peuvent être de deux formes : effet immédiat ou à court terme conduisant à un effet toxique brutal et donc à la mort rapide de différents organismes et effet différé ou à long terme, par accumulation au cours du temps, des substances chez certains organismes. La plupart des produits toxiques proviennent de l'industrie chimique, de l'industrie des métaux, de l'activité agricole et des décharges de déchets domestiques ou industriels.
- **Une prolifération d'algues** : bien que la présence d'algues dans les milieux aquatiques soit bénéfique pour la production d'oxygène dissous, celles-ci peuvent proliférer de manière importante et devenir extrêmement gênantes en provoquant le processus d'eutrophisation.
- **Une modification physique du milieu récepteur** : le milieu peut être perturbé par des apports aux effets divers ; augmentation de la turbidité de l'eau (ex. lavage de matériaux de sablière ou de carrière), modification de la salinité (ex : eaux d'exhaure des mines de sel), augmentation de la température (ex. eaux de refroidissement des centrales nucléaires).
- **La présence de bactéries ou virus dangereux** : les foyers domestiques, les hôpitaux, les élevages et certaines industries agro-alimentaires rejettent des germes susceptibles de présenter un danger pour la santé.

1.2. Eaux usées, définition et origines

1.2.1. Définition des eaux usées

Ramade (2000) définit les eaux usées comme étant des eaux ayant été utilisées pour des usages domestiques, industriels ou même agricole, constituant donc un effluent pollué et qui sont rejetées dans un émissaire d'égout.

Les eaux usées sont toutes les eaux parvenant dans les canalisations d'eaux usées dont les propriétés naturelles sont transformées par les utilisations domestiques, les entreprises industrielles, agricoles et autres, englobent aussi les eaux de pluie qui s'écoulent dans ces

canalisations (**Briefert et Perraud, 2001**), ces eaux sont des eaux chargées des polluants, solubles ou non, provenant essentiellement de l'activité humaine (**Franck, 2002**).

1.2.2. Origines des eaux usées

Les eaux usées quelle que soit leurs origines, sont généralement chargées en éléments indésirables qui représentent un danger réel pour les milieux récepteurs ou leurs utilisateurs. L'élimination de ces éléments toxiques exige de concevoir une chaîne de traitement. Toutefois, avant de concevoir tout procédé d'épuration, il est impératif de caractériser l'effluent à traiter, quantitativement et qualitativement. Les eaux usées proviennent de trois sources principales :

1.2.2.1. Les eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques comprennent les eaux ménagères (eaux de toilette, de lessive, de cuisine) et les eaux vannes (urines et matières fécales), dans le système dit « tout à l'égout » (**Baumont et al., 2004**) Elles contiennent des matières minérales et des matières organiques. Les matières minérales (chlorures, phosphates, sulfates, etc.) et les matières organiques constituées de composés ternaires, tels que les sucres et les graisses (formés de carbone, oxygène et hydrogène, mais aussi d'azote et, dans certains cas, d'autres corps tels que soufre, phosphore, fer, etc.) (**Vaillant, 1974**).

1.2.2.2. Les eaux usées industrielles

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.

La variété des eaux usées industrielles est très grande. Certaines de ces eaux sont toxiques pour la flore et la faune aquatiques, ou pour l'homme. Il faut bien distinguer les eaux résiduaires et les liquides résiduaires de certaines industries.

Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, ou qui ont servi à retenir des poussières de fumées ; elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications. Les liquides résiduaires sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produits, c'est le cas des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux (**Edline, 1979**). Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement (**Baumont et al., 2004**) :

- ils sont directement rejetés dans le réseau domestique
- ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique
- ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel

1.2.2.3. Les eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines comprennent les eaux usées domestiques et les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours). Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toutes sortes de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des boues, des silts, des sables, des déchets végétaux (herbes, pailles, feuilles, graines, etc.) et toutes sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides venant des jardins, détergents utilisés pour le lavage des cours, des voies publiques, des automobiles, débris microscopiques de caoutchouc venant de l'usure des pneumatiques des véhicules (Desjardins, 1997).

1.3. Classification des polluants

Si l'on cherche à classer les matières polluantes, c'est pour essayer de s'y retrouver et de bien choisir les procédés qui permettront de les éliminer. La nature des matières polluantes de l'eau dépend bien sûr, de l'origine de l'eau usée. On les classe en fonction des caractéristiques décrites ci-dessous (Moletta, 2008) :

1.3.1. Matière organique et/ou minérale

- **Matière organique** : c'est la matière qui est principalement issue de la matière vivante (végétaux, animaux....) et de l'industrie chimique. Sa composition est structurée autour du carbone. On y trouve des sucres, des protéines, des acides organiques (lactique, acétique, etc.), des acides gras, des macromolécules comme l'amidon, la cellulose, etc.
- **Matière minérale** : c'est la matière qui ne contient généralement pas de carbone. On y retrouve les métaux lourds, l'ammoniac, les nitrates, les phosphates et le gaz carbonique (le CO₂).

Pratiquement, les eaux usées contiennent toujours ces deux types de pollution en quantités variables suivant son origine.

1.3.2. Matière soluble et/ou insoluble

La matière organique ou minérale peut être sous forme soluble ou insoluble :

- **Matière soluble** : elle est dissoute dans l'eau et se trouve donc souvent sous forme d'unité chimique simple, la molécule, ou de macromolécules comme les protéines, les colloïdes qui flottent dans l'eau mais que l'on ne voit pas.
- **Matière insoluble** : c'est un agrégat de matière qui se retrouve sous forme particulière. Les particules solides qui peuvent, soit flotter, soit décanter en fonction de leurs densités.

1.3.3. Matières toxiques

Parmi les différentes matières présentes dans des eaux polluées, certaines ont une toxicité élevée pour le monde vivant. C'est à dire qu'à très faible concentration, elles ont un impact important sur l'équilibre du milieu naturel. Par exemple le cyanure en très faible quantité peut

avoir un effet dévastateur sur un écosystème. C'est le cas aussi de métaux lourds comme le cadmium et le mercure qui, présents en très faible quantité, modifient fortement l'équilibre des écosystèmes.

1.3.4. Matière inerte et/ou vivante

Les eaux polluées contiennent des matières organiques et/ou minérales qui n'ont donc pas les caractéristiques du «vivant » et que l'on peut qualifier de «matières inertes ».

Mais on y trouve aussi, très souvent, des micro-organismes (des bactéries par exemple), qui sont de la matière vivante. Ces derniers se développent dès que l'eau est souillée. Ils peuvent être pathogènes.

1.4. Paramètres généraux relatifs aux eaux usées

1.4.1. Paramètres organoleptiques

1.4.1.1. La couleur

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances dissoutes, c'est-à-dire passant à travers un filtre de porosité égale à 0,45 µm. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration. Les couleurs réelles et apparentes sont approximativement identiques dans l'eau claire et les eaux de faible turbidité (**Rodier et al., 2009**).

1.4.1.2. L'odeur

En effet, toute odeur est un signe de pollution ou de la présence de matières organiques en décomposition, Ces substances sont en général en quantité si minime qu'elles ne peuvent être mises en évidence par les méthodes d'analyse ordinaire, L'examen doit être pratiqué le plus rapidement possible après le prélèvement. L'échantillon peut éventuellement être conservé à 4 ou 2°C, en évitant toute mise en contact avec des odeurs étrangères, le temps de stockage ne doit pas dépasser 72 heures (**Rodier et al., 2009**).

1.4.2. Paramètres physico-chimiques

1.4.2.1. La température

La température de l'eau joue un rôle important dans la solubilité des sels et des gaz (entre autres, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique). Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3 pour une augmentation de température de 10°C. L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc également accélérée lorsque la température de l'eau augmente. La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduaire chaudes. Des changements brusques de température de plus de 3°C s'avèrent souvent néfastes (**De Villers et al., 2005**).

1.4.2.2. Le potentiel d'Hydrogène (pH)

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H^+). L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 (très acide) à 14 (très alcalin) ; la valeur médiane 7 qui correspond à une solution neutre à 25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (De Villers et al., 2005).

1.4.2.3. La conductivité électrique (EC)

La conductivité électrique d'une eau (γ) est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est l'inverse de la résistivité électrique (ρ) (Rodier et al., 2009).

L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées (De Villers et al., 2005).

1.4.2.4. La turbidité

C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. La turbidité d'eau est due à la particule en suspension, notamment colloïdales : argiles, limons, grains de silice, matières organiques, l'appréciation de l'abondance de ces particules mesure sont degré de turbidité. Celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement de l'eau aura été plus efficace (Rodier et al., 1996).

1.4.2.5. Les matières en suspension (MES)

Les matières en suspension sont des matières non solubilisées, de nature organique et minérale, les premières sont généralement volatiles, elles peuvent être traitées par dégradation biologique ; les dernières de natures minérales essentiellement inertes, peuvent être éliminées en grande partie par sédimentation (Gaïd, 1984). La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques, etc.)

1.4.2.6. Le carbone organique total (COT)

Le carbone organique est constitué d'une grande diversité de composés organiques à plusieurs états d'oxydation, dont certains sont susceptibles d'être oxydés par des procédés

chimiques ou biologiques. Ces fractions sont caractérisées par la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène (DBO) (**Rodier et al., 1996**).

1.4.2.7. La demande chimique en oxygène (DCO)

Selon **Bliefert et Perraud (2001)**, il s'agit de la quantité d'oxygène (en mg/l ou autres) qui est nécessaire pour oxyder principalement les composés organiques présent dans l'eau. Les substances qui se trouvent dans l'eau sont traités chimiquement dans des conditions d'oxydation très sévères. De façon à estimer aussi celles qui sont difficilement dégradables biologiquement, comme les composés organiques chloré.

1.4.2.8. 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 (**Gäid, 1984**). Les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. 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**).

1.4.2.8.1. Azote

L'azote est présent dans les effluents sous différentes formes : azote organique, azote ammoniacal (ammoniac NH_3 , ion ammonium NH_4^+), nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-) (**Koller, 2004**). La somme des concentrations d'azote sous l'ensemble des diverses formes est appelée azote total (**OMS, 2012**). L'azote ammoniacal constitue l'apport essentiel de l'azote dans les effluents de station d'épuration (**Roland, 2010**).

1.4.2.8.2. Phosphore

Le phosphore existe sous forme minérale ou organique, leur présence dans les eaux est essentiellement due aux rejets domestiques (détergents), agricole (engrais, pesticides) et industriels, en outre, la présence de phosphore dans les eaux souterraines est généralement un indice de pollution (**Savary, 2010**).

1.4.2.8.3. Potassium

Le potassium est un macronutriment présent à forte concentration dans les sols (3% de la lithosphère), mais il n'est pas bio-disponible, car il est lié à d'autres composés. Il doit donc être ajouté dans les sols par le biais des engrais. Les eaux usées contiennent de faibles concentrations de potassium, insuffisantes pour couvrir la demande théorique en cet élément. L'utilisation d'eaux usées en agriculture n'entraîne normalement pas d'impact négatif sur l'environnement lié à l'apport de potassium (**OMS, 2012**).

1.4.2.9. Les éléments traces métalliques

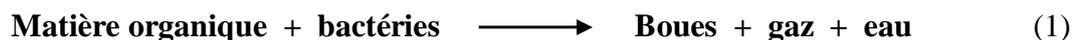
Les éléments métalliques que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux (de l'ordre de quelques $\mu\text{g/l}$). Les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces (AMORCE, 2012).

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).

1.4.3. Paramètres biologiques

1.4.3.1. La demande biochimique en oxygène (DBO)

Elle présente la quantité d'oxygène nécessaire pour décomposer par oxydation, et avec l'intervention des bactéries, les matières organiques contenues dans les eaux usées (Gaïd, 1984). Elle indique la quantité de matière organique présente dans une eau usée, qui est l'un des plus importants critères qui permet l'évaluation du degré de pollution et la qualité et de ces eaux usées.



Berné et Cordonnier (1991) définissent la DBO_5 comme étant la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique d'une fraction de matière organique carbonée.

1.4.3.2. Indice de biodégradabilité (K)

Le ratio de biodégradabilité (K) est défini par DCO/DBO_5 , il représente la fraction de la DCO qui est biodégradable, la valeur de K permet de déterminer le type de l'effluent étudié (Tableau 1.1), certains auteurs préfèrent employer le rapport DBO_5/DCO , dont la fraction DBO_5 est exprimée en pourcentage.

Tableau 1.1 : Caractère de l'effluent déterminé par le ratio (K) et la fraction de DBO_5

Ratio (k)	Fraction de la DBO_5	Caractère de l'effluent
1,5	66,7%	Spontanément biodégradable
2 à 3	33% à 50%	Biodégradable (Effluent urbain)
Supérieur à 5	Inférieur à 20%	Non biodégradable (Effluent industriel)

Source : (Cardot, 2010)

1.4.4. Paramètres microbiologiques

L'ensemble des microorganismes et des parasites qu'on peut trouver dans les eaux usées, peut être classé en quatre grands groupes : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes.

1.4.4.1. les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . La quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10^{12} bactérie/g (Asano, 1998). La majorité de ces bactéries ne sont pas pathogènes. Cependant, chez un hôte infecté, le nombre de bactéries pathogènes peut être très important.

Les eaux usées contiennent en moyenne 10^7 à 10^8 bactérie/l. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 bactérie/l (Faby et Brissaud, 1997).

1.4.4.2. 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 représentent une forme de pollution biologique véhiculée par les eaux usées. Dans une station d'épuration, le traitement biologique d'un effluent contaminé entraîne une réduction de la charge virale (Benyahya et al., 1998).

Parmi les principaux virus que l'on peut trouver dans les eaux usées est le *Virus de l'hépatite A*, *Virus de l'hépatite E*, *Rotavirus*, *Virus de Norwalk*, *Adénovirus* et *Entérovirus* (Schwartzbrod, 2000).

1.4.4.3. 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., 2004).

1.4.4.4. Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires, tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10^3 œufs/l (Baumont et al., 2004).

1.5. Impact de la pollution de l'eau sur l'environnement et la santé humaine

Le respect de la santé publique et la protection des milieux naturels qui reçoivent les eaux usées sont des contraintes auxquelles doit répondre l'assainissement. Néanmoins, le développement de certaines épidémies au cours des siècles précédents, était dû à l'absence de

l'épuration des eaux usées. En effet, le rejet des eaux usées peut avoir des conséquences néfastes pour le milieu récepteur, en particulier pour les organismes vivants qu'il héberge, mais également l'homme ou pour les activités qu'il réalise au niveau de ce milieu (**Franck, 2002**).

1.5.1. Les impacts sur l'environnement

L'impact des eaux usées sur l'environnement se manifeste essentiellement par le phénomène **d'eutrophisation**. Ce mot signifie «bien nourri» ou l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs notamment des composées de l'azote et/ou du phosphore provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question (**Ramade, 2000**).

Les rejets d'eau usée dans le milieu naturel ou milieu marin produisent régulièrement des développements d'algues toxiques. Les principaux impacts de l'eutrophisation sont la diminution de la biodiversité et l'altération de la qualité de l'eau, avec des effets potentiellement négatifs pour le tourisme. Ainsi les modifications de la température et du pH perturbent le développement normal de la faune et de la flore, le rejet de matière organique entraîne une sur consommation d'oxygène par les microorganismes d'autant par les poissons, les matières en suspensions conduisent aussi au colmatage des branchies des poissons (**Ramade, 1998**).

1.5.2. Les impacts sur la santé humaine

La plupart des microorganismes pathogènes qui se trouvent dans la nature, peuvent être transmis directement par l'eau et/ou indirectement. On peut distinguer deux groupes de maladies selon leur origine.

1.5.2.1. Les maladies d'origine bactérienne

a) Fièvres typhoïdes et paratyphoïdes dues à des salmonelles ; *salmonella typhi* et *partyphi* A, B, et C, elles sont caractérisées par la fièvre céphalées, diarrhée, douleurs abdominales, accompagnées d'un abattement extrême (**Roland, 2010**).

b) Gastroentérite aigue et diarrhées causer par *Escherichia coli*, qui est une bactérie saprophyte du tube digestif de l'homme et des animaux qu'elle envahit dès les premières heures de la vie elle se multiplie par milliards dans la matière fécale leur extrême abondance et leur résistance dans l'eau sont telles que ces bactéries qui ont été retenues comme germe test des contaminations par matière fécale des eaux (**Roland, 2010**).

1.5.2.2. Les maladies d'origine parasitaires

- La dysenterie amibienne causée par l'amibe *Entamoeba histolytica* .
- Les crampes abdominales nausées et diarrhées causées par *Giardia Lamblia*.
- Hépatite A (hépatite infectieuse) provoquée par un virus de la famille des *Picornaviridae* (**Roland, 2010**).

1.6. L'épuration des eaux usées

La collecte et le traitement des eaux usées ont suivi, à la fois, le mode de vie des sociétés au fil de l'histoire, mais également les découvertes scientifiques. D'un point de vue historique la croissance démographique et le développement des villes ont imposé la nécessité de fournir aux citoyens une eau saine de « bonne qualité ». La protection de la santé publique a fait l'objet de nombreux efforts, avec notamment la dépollution des eaux usées, depuis plusieurs générations. Scientifiquement, la prise de conscience des problèmes de santé publique et la compréhension des causes d'épidémies, telles que le choléra, la peste et le typhus, ont entraîné la construction d'infrastructures et le développement de procédés, de plus en plus sophistiqués, permettant de mettre un terme à ces problèmes (**Le byaric, 2009**).

1.7. Les étapes de traitement des eaux usées

1.7.1. Prétraitement

Le prétraitement est une étape essentielle à l'amont de tout système de traitement (dégrillage, dessablage, tamisage et traitement des graisses). Il consiste à éliminer tous les matériaux qui peuvent être facilement récupérés dans les eaux usées brutes (détritus, feuilles, branches, graviers, sables et autres gros objets) avant qu'ils endommagent les pompes ou les lignes de traitement qui suivent (**Condom et Declercq, 2016**).

1.7.1.1. Dégrillage

A l'arrivée, l'eau usées en provenance des égouts passe entre les barreaux métalliques d'une grille (ou d'un tamis) qui retiennent les déchets volumineux (papiers, feuilles, matières plastiques, objets divers) et l'effluent est relevé jusqu'au niveau de l'usine à l'aide de vis d'Archimède ou de pompe (**INRS, 2004**).

1.7.1.2. Dessablage

Cette opération permet de séparer par sédimentation les eaux usées des graviers, sables et autres particules minérales plus ou moins fines susceptibles d'endommager les installations en aval (ensablement des conduites, des bassins, etc.), le dessablage ne concerne que les particules de diamètre supérieur ou égal à 200 μm dont les particules de diamètre inférieur seront «récupérées» par décantation (**Altmeyer et al., 1990**).

1.7.1.3. Dégraissage-déshuilage

Il a pour but de séparer les huiles et graisses, produits de densité légèrement inférieure à celle de l'eau, lorsqu'elles ne sont pas émulsionnées, ces produits sont séparés sous forme de boues flottantes dans des ouvrages comportant une zone d'aération où les bulles d'air augmentent la vitesse de montée des particules grasses et une zone de tranquillisation où s'effectue la récupération. Le temps de séjour dans ce type d'ouvrage est de 5 à 12 min. Le débit d'air insufflé est de l'ordre de 0,2 m^3 par mètre cube d'eau et par heure (**Gaid, 1993**).

1.7.2. Traitement primaire

Le traitement primaire (optionnel en fonction de la filière de traitement retenue), séparation physique liquide-solide par décantation, ne porte que sur les matières en suspension (MES) présentes dans les eaux usées. L'élimination complémentaire des colloïdes s'effectue par un traitement physico-chimique mettant en œuvre une coagulation-floculation en amont d'une séparation liquide-solide par décantation ou flottation (**Le byaric, 2009**).

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, 2010**).

1.7.2.1. La décantation (processus physique)

La décantation est la séparation de l'eau et des flocons par décantation dans un décanteur. Les flocons ainsi récupérés (boues) sont dirigés par le biais de pompes ; soit vers un épaisseur où ils subissent une pré-déshydratation. (L'épaisseur sert également de stockage) ; soit vers la floculation pour maintenir une concentration suffisante en boues (**Generet et al., 2005**).

1.7.2.2. La flottation (processus physique)

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. Les principaux inconvénients de cette technique sont les coûts d'exploitation élevés à cause d'une forte consommation énergétique, ce procédé est donc réservé principalement aux grandes stations (**AMORCE, 2012**).

1.7.2.3. La décantation associée à l'utilisation d'un coagulant- floculant (voie physico-chimique)

Le principe est ici de favoriser l'agrégation des molécules en suspension grâce à la technique coagulation-floculation, de façon à augmenter la sédimentation grâce à l'obtention de flocs plus gros. La coagulation consiste à neutraliser la charge électrique des particules colloïdales contenues dans l'effluent à traiter par l'ajout des réactifs minéraux multivalents comme les sels de fer et d'aluminium. Le processus de floculation implique l'ajout d'un polymère, qui permet de rassembler les matières colloïdales sous une structure rigide qui se décante facilement sous forme de flocc (**Deshayes, 2007**).

1.7.3. Traitement secondaire

Les systèmes de traitement secondaire, qui interviennent après le traitement primaire, sont composés à la fois d'un traitement biologique, pour éliminer la pollution organique et minérale (azote), source de nutriments pour les microorganismes, et d'un traitement chimique pour améliorer la qualité de l'effluent (élimination du phosphore par ajout de chlorure ferrique, floculation des boues par ajout de polymère) (**Pasquini, 2013**).

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**).

1.7.3.1. Le traitement secondaire anaérobie

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**).

La digestion anaérobie est un processus de dégradation de la matière organique en l'absence d'oxygène, elle 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 (CH_4) et de gaz carbonique (CO_2) (**Boeglin, 1998**).

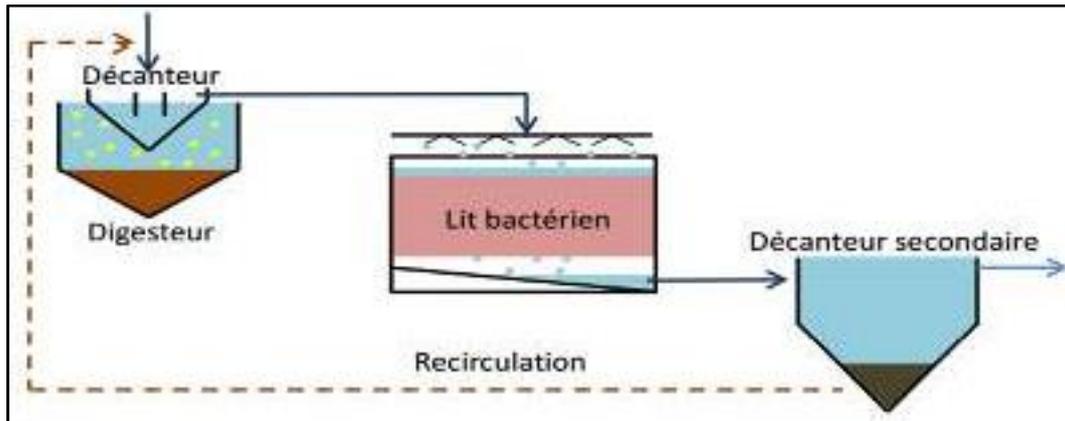
1.7.3.2. Le traitement secondaire aérobie

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 (**Degrémont, 2005**) :

a) Les procédés à culture fixée

Les procédés par cultures fixées utilisent un matériau support fixe et/ou des éléments rotatifs sur lesquels se développent des cultures bactériennes, on distingue :

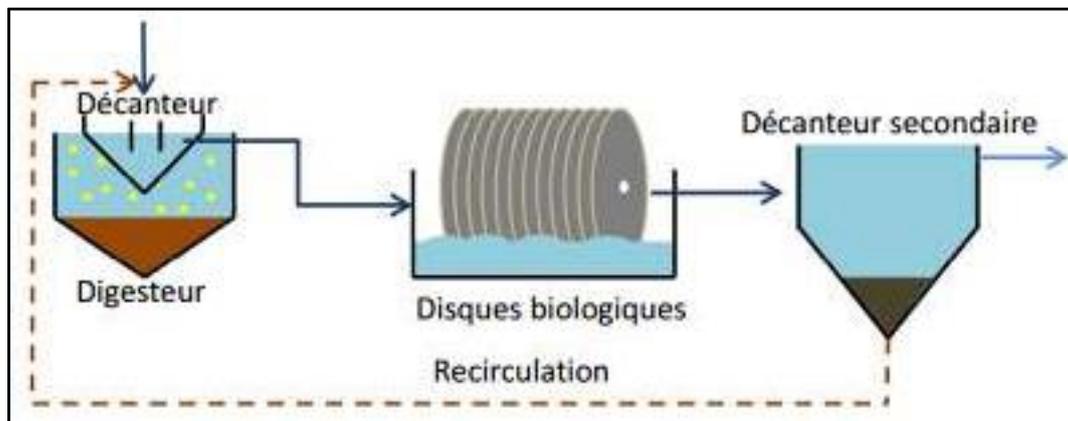
- **Le lit bactérien** : est un procédé où les microorganismes se développent sur un support poreux (naturel ou plastique) (Figure 1.1) qui est régulièrement irrigué par l'effluent à traiter, préalablement décanté. Les microorganismes fixés forment un biofilm et éliminent les matières organiques. Le biofilm croît jusqu'à former deux couches : aérobie et anaérobie. Dans la couche anaérobie, les mécanismes endogènes et le dégagement de gaz entraînent des détachements locaux du biofilm et laissent ainsi disponibles de nouvelles zones de colonisation. Le mélange d'eau traitée et de biofilm récupéré en sortie du lit bactérien est séparé par décantation (**Degrémont, 2005**). Ce procédé nécessite moins de surveillance et moins d'énergie (pas d'insufflation d'air) qu'un procédé à boues activées. Son efficacité d'épuration est inférieure et dépend des caractéristiques du matériel poreux utilisé (**AERM, 2012**). L'un des problèmes majeurs des lits bactériens est le colmatage du matériau filtrant par un trop fort développement du biofilm microbien (**Pasquini, 2013**).



Source : (Pasquini, 2013)

Figure 1.1 : Schéma simplifié du système à lit bactérien

- **le procédé à disques biologiques** : comporte des disques en polystyrène expansé, servant de support solide à la croissance du film bactérien, sont fixés sur un axe autour duquel ils pivotent (Figure 1.2). Ce dispositif est partiellement immergé (ce qui assure le mélange et l'aération) dans un bassin alimenté par les eaux usées qui ont préalablement subi un traitement primaire. Les bactéries éliminent la matière organique par dégradation aérobie grâce à l'oxygène atmosphérique. Dès qu'il dépasse une épaisseur de quelques millimètres, le biofilm se détache et est entraîné vers le décanteur secondaire. Ce procédé, qui semble très simple, a toutefois connu des problèmes mécaniques et a été abandonné en France à partir de 1975. D'autres systèmes à biofilm ont alors été développés (Pasquini, 2013).



Source : (Pasquini, 2013)

Figure 1.2 : Schéma simplifié du procédé à disques biologiques

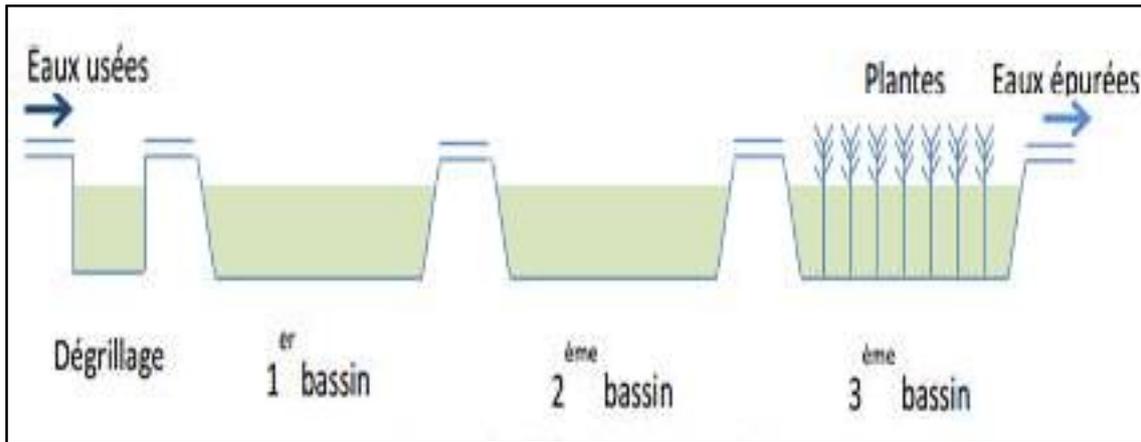
- **Les filtres biologiques** : à sable, ou plantés de roseaux sont utilisés pour les petites collectivités de 50 à 1000 EH. Ils présentent des cultures microbiennes fixées sur des supports fins et de granulométrie variable (grains de sable ou graviers de diamètres inférieurs à 4-5 mm). Ces procédés permettent une filtration superficielle de la pollution organique particulaire et l'épuration biologique de l'eau grâce aux bactéries fixées sur les particules de sable. Ils assurent une surface spécifique importante et par conséquent une surface d'échange très supérieure à celle des autres procédés d'épuration (Degrémont, 2005). Les roseaux (et/ou

autres végétaux), de par leur système racinaire, ont plusieurs rôles : ils permettent l'infiltration de l'eau au travers de la boue qui s'accumule à la surface, ils assurent la ré-oxygénation des massifs filtrants, et ils créent un milieu favorable à l'activité biologique et au développement des microorganismes épurateurs (AERM, 2007). Ces dispositifs sont généralement composés de deux bassins (étages) successifs : un premier pour retenir la majorité des particules et débiter l'épuration et un second pour finir ou affiner l'épuration (Annexe 1). Les boues sont évacuées tous les quinze ans environ. Ce procédé, très en vogue, a d'ailleurs inspiré la fabrication de piscines dites naturelles ou écologiques. Des bassins accueillant des végétaux aquatiques épurateurs assurent une autoépuration physique, bactériologique et biologique de l'eau de baignade (Pasquini, 2013).

b) Procédés à cultures libres

Dans les procédés à cultures libres, les bactéries se développent sous forme de floccs dispersés au sein du liquide à traiter. L'ensemble est brassé afin de maintenir la culture en suspension. Il existe deux procédés à cultures libres différents : le traitement par boues activées et le lagunage (Pasquini, 2013).

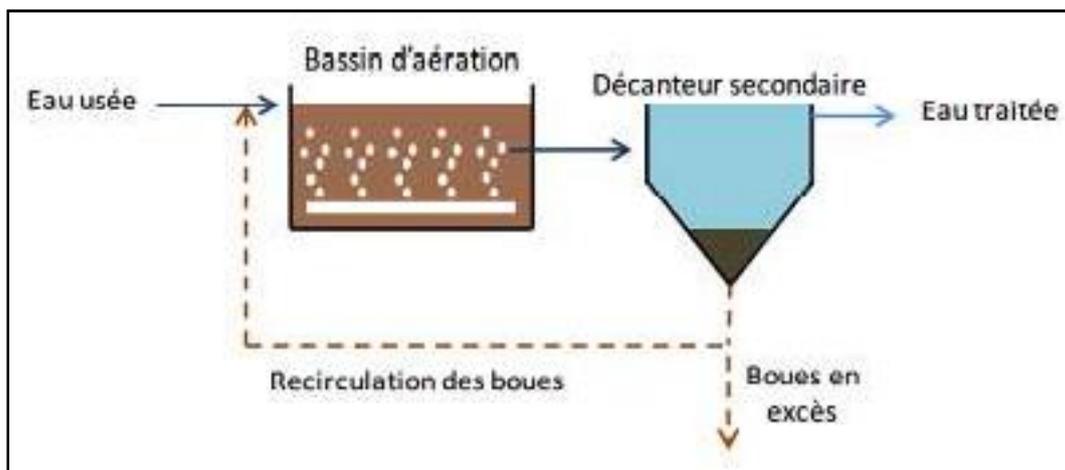
- **Le lagunage** : l'épuration biologique est assurée par les microorganismes qui se développent dans le milieu grâce à l'oxygène de la photosynthèse des algues (lagunage naturel) ; le cas échéant, par aération artificielle (lagunage aéré par l'insufflation d'air). En raison de sa simplicité d'exploitation 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 au niveau des communes rurales (Altmeyer et al., 1990). Le lagunage naturel ou aéré, met en œuvre une succession de bassins (généralement trois bassins) peu profonds (1 à 5 m) dans lesquels les eaux usées préalablement décantées ou non, s'écoulent lentement et en ressortent « épurées » (Figure 1.3) (Altmeyer et al., 1990). Ce procédé permet la dégradation de la matière organique par les organismes naturellement présents dans les eaux usées (les bactéries aérobies et anaérobies) et par les algues microscopiques. Le premier bassin est généralement une lagune dans laquelle a lieu la dégradation de la pollution organique par les bactéries présentes. L'oxygénation naturelle est assurée grâce aux échanges gazeux de l'eau avec l'atmosphère et à la photosynthèse des végétaux chlorophylliens (algues). Une oxygénation complémentaire à l'aide de brasseurs, aérateurs, ou plants de macrophytes (iris, roseaux, joncs, etc.) permet d'améliorer le rendement d'épuration de la lagune. Le second bassin permet la décantation des boues biologiques. L'eau est enfin envoyée dans la troisième lagune afin d'en affiner sa qualité à l'aide de macrophytes qui permettent la diminution de la concentration en azote et en phosphore (Pasquini, 2013).



Source : (Pasquini, 2013)

Figure 1.3: Schéma simplifié d'une station de lagunage naturel

- **Le procédé à boues activées :** est basé sur l'intensification des processus d'autoépuration présent dans le milieu naturel. En effet, il permet la dégradation et la minéralisation de la matière organique par les bactéries aérobies dans un espace réduit, grâce à un apport en oxygène assuré par un brassage de la liqueur mixte (Pasquini, 2013). Ce procédé est composé de deux bassins principaux (Figure 1.4). Le premier est un bassin d'aération, dans lequel les agrégats bactériens sont maintenus en suspension dans l'eau grâce à un brassage continu de la liqueur (Metcalf et Eddy, 2003). Les microorganismes s'y développent et consomment la pollution organique des effluents en la transformant en dioxyde de carbone et eau. Le second bassin, appelé décanteur secondaire ou clarificateur, permet ensuite la séparation solide/liquide. Une partie de la boue décantée est recirculée dans le bassin aéré, augmentant ainsi la concentration en biomasse dans le réacteur biologique et amplifiant le taux d'épuration des eaux (Pasquini, 2013).



Source : (Pasquini, 2013)

Figure 1.4: Schéma simplifié d'un système à boues activées

1.7.4. Traitement tertiaire

Certains rejets d'eaux traitées sont soumis à des réglementations spécifiques concernant l'élimination d'azote, de phosphore ou des germes pathogènes, qui nécessitent la mise en œuvre d'un traitement complémentaire ou tertiaire (**Franck, 2002**).

Il s'agit de procédés physico-chimiques, avec notamment des procédés membranaires (ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse) ou des procédés d'oxydation avancée (ozonation, peroxyde d'hydrogène, UV). Ces techniques présentent souvent un coût ainsi qu'un bilan environnemental (notion de transfert d'impact) discutable (**Downward et Taylor, 2007**).

1.7.4.1. L'élimination de l'azote

Les stations d'épuration n'éliminent qu'environ 20% de l'azote présent dans les eaux usées par les traitements de nitrification-dénitrification. Pour satisfaire aux normes de rejet en zones sensibles, des procédés physiques et physico-chimiques complémentaires permettent l'élimination de l'azote par : électrodialyse, résines échangeuses d'ions, mais ces traitement ne sont pas utilisés dans le traitement des eaux résiduaires urbaines, pour des raisons de rendement et de coût (**Franck, 2002**).

1.7.4.2. L'élimination du phosphore

L'élimination du phosphore, ou « déphosphatation », peut être réalisée par des voies physico-chimiques ou biologiques. La déphosphatation biologique consiste à provoquer l'accumulation du phosphore dans les cultures bactériennes des boues.

Les mécanismes de déphosphatation biologique sont relativement complexes, et leur rendement est relativement variable, en fonction notamment de la pollution carbonée et des nitrates présents dans les eaux usées, dans les grosses installations d'épuration, ce procédé est souvent couplé à une déphosphatation physico chimique, pour atteindre les niveaux de rejets requis (**Franck, 2002**).

1.7.4.3. La désinfection

La désinfection a généralement lieu grâce à une altération de la paroi des cellules des microorganismes, ou change la perméabilité des cellules, l'activité enzymatique ou protoplasmique (à cause d'un changement structural en enzymes). Ces perturbations dans l'activité des cellules empêchent les microorganismes de se développer de nouveau.

Un abaissement de la teneur des germes, parfois exigé pour les rejets dans des zones (**Franck, 2002**), ou dans le cadre d'une réutilisation, il sera réalisé par des traitements de désinfection par :

a) Voie chimique

- **Le chlore** : est un oxydant puissant qui réagit à la fois avec des molécules réduites et organiques, et avec les micro-organismes. Les quantités de chlore nécessaires au contrôle des microorganismes ainsi que la fréquence et la durée des applications requises varient selon le

type d'utilisation et les conditions du milieu. Les quantités de chlore nécessaires diminuent avec la diminution du pH de l'eau, car le pouvoir oxydant du chlore augmente lorsque le pH diminue. Le traitement au chlore est plus efficace lorsque les conditions sont acides (**Boudreau et al., 2009**).

- **L'ozone** : l'ozone est un oxydant puissant réputé pour ses performances bactéricides et virucides. De plus, il ne semble pas générer des sous-produits toxiques pour le milieu récepteur et aucune reviviscence de germes après traitement n'a été décrite. Il semble que l'ozonation améliore les caractéristiques de l'eau sur le plan de la présence de molécules organiques potentiellement mutagènes. Lorsque la dose d'ozone est suffisante, les pouvoirs mutagènes et/ou promoteurs diminuent ou disparaissent (**Rodier et al., 2009**).

b) Voie physique

- **Les rayons ultraviolets** : qui consistent à utiliser des lampes à mercure disposées parallèlement ou perpendiculairement au flux d'eau. Leur rayonnement s'attaque directement aux micro-organismes. Ce traitement est très simple à mettre en œuvre, car il n'y a ni stockage, ni manipulation de substances chimiques et les caractéristiques chimiques de l'effluent ne sont pas modifiées (**Baumont et al., 2004**).

- **La filtration** : la filtration est un procédé physique qui permet de retenir les microorganismes par rétention à l'aide d'un filtre. Qu'elle soit, réalisée sur sable ou sur membrane, cette technique exige une épuration secondaire préalable garantissant une élimination assez poussée des matières en suspension et on distingue (**CSHPF, 1995**) :

- **L'infiltration-percolation** : cette technique consiste à infiltrer l'effluent épuré dans le sol, à vitesse lente, au travers d'un massif sableux, naturel ou rapporté, réparti en plusieurs bassins. Dans la plupart des cas, le rejet ne rejoint pas le milieu hydraulique superficiel. C'est pourquoi, le procédé ne peut pas être vraiment regardé comme un procédé de désinfection.
- **La filtration sur membrane** : les membranes d'ultrafiltration n'ont aucun pouvoir destructeur, mais assurent la rétention des micro-organismes sur le filtre, en créant une barrière physique. Leur efficacité, liée au pouvoir de coupure de la membrane, est reconnue et peut atteindre 100% de rétention en ultrafiltration sur des eaux superficielles destinées à la consommation. La fiabilité du système dépend beaucoup de l'intégrité du module de filtration qui est difficile à contrôler en continu par un mécanisme simple. La rupture de fibres peut provoquer une chute brutale et importante du rendement sans qu'il soit possible de la détecter en temps réel.

1.8. Les boues résiduaires

Quel que soit le procédé de traitement des eaux usées urbaines, il se traduit par la production de grandes quantités de boues. Ces boues sont susceptibles de subir un certain nombre de traitements et elles peuvent aussi être stockées (**Schwartzbrod, 2000**).

Et parce qu'elles sont gorgées d'eau, les boues font l'objet de diverses phases de traitements visant à réduire leur volume, à les stabiliser et à les rendre facilement manutentionnables pour

les évacuer de la station d'épuration. Les diverses possibilités offertes de chaque phase conduisent donc, à une multiplicité de filières de traitement (**Morel, 1977**).

1.8.1. Nature et origine des boues

La composition exacte des boues varie en fonction de l'origine des eaux usées, de la période de l'année et du type de traitement et de conditionnement pratiqués dans la station d'épuration (**Jarde et al., 2003**).

1.8.1.1. Les boues primaires

Récupérées par simple décantation des eaux usées n'ayant pas subi de traitement, elles sont très hétérogènes, riches en matières minérales (micro- sables, terres) et contiennent de 65% à 70% de matières organiques putrescibles et susceptibles (**Duchene, 1990**). Ce type de boue présente un taux d'humidité très élevé.

1.8.1.2. Les boues secondaires

Ce sont les boues issues des clarificateurs ou décanteurs après traitement biologique, que ce soit en culture libre (boues activées) ou en culture fixées (lits bactériens disques biologiques) (**Ramdani, 2007**).

Les boues issues d'un traitement primaire sont donc, constituées essentiellement de corps bactériens et de leurs sécrétions, elles sont de couleur sombre, très organiques (75%) plus homogènes que les boues primaires et ont moins d'odeur que les précédentes (**Duchene, 1990 ; Debba, 1998**).

1.8.1.3. Les boues physico-chimiques

Les boues issues d'un traitement physico-chimique sont différentes des boues primaires. Elles sont obtenues par adjonction de réactifs (sels de fer, d'aluminium) visant à coaguler la fraction colloïdale des matières contenues dans les eaux usées. Présentent des concentrations assez élevées, elles posent des problèmes spécifiques de destination finale du fait des ajouts de réactifs, et plus particulièrement de sels métalliques (**Duchene, 1990**).

1.8.1.4. Les boues mixtes

Les boues mixtes sont celles qui sont issues de la quasi-totalité des filières de traitement complètes. Elles constituent un mélange de boues primaires et biologiques (**AMORCE, 2012**).

Avant que le traitement des boues soit effectué, elles portent le nom de boues fraîches, terme qui recouvre généralement l'association boues primaires et boues secondaires (**Morel, 1977**).

1.8.2. Propriétés physiques des boues

Les boues générées par les différents procédés de traitement des eaux usées, renferment une teneur élevée en eau.

Selon l'état physique des boues, on distingue :

- **Boue liquide** : avec un pourcentage de matière sèche de 2 à 10%
- **Boue pâteuse** : d'une teneur en matière sèche de 15 à 25%
- **Boue solide** : avec un pourcentage de matière sèche de 25 à 50%
- **Boue poudre** : avec un pourcentage de matière sèche de plus de 85%

La phase liquide des boues contient ; en quantité moins d'éléments valorisables que la phase solide. Il ne faut cependant pas la considérer comme inutile pour la valorisation agricole. En effet, les procédés de déshydrations, entraînent des dépenses parfois importantes qui se répercutent sur le coût des boues mises à la disposition de l'agriculteur (**Ramdani, 2007**).

Par ailleurs, la boue liquide peut s'épandre facilement à l'aide de matériel courant (Camion-citerne) alors que l'épandage de boues pâteuses par exemple, nécessite un matériel souvent spécialisé (**Glemas, 1980**). La couleur des boues varie entre le brun et le gris et leur odeur et souvent très désagréable car ce sont des produits facilement fermentescibles et il y a un début de décomposition pour leur traitement ultérieur. On a besoin de connaître plusieurs paramètres qui définiront leur aptitude à la déshydratation et à la filtration (**Jaroz, 1985**).

1.8.2.1. La teneur en matière sèche

Il s'agit de mesurer le poids des résidus sec après chauffage à (105°C) jusqu'au poids constant, on l'exprime généralement en pourcentage, celui-ci varie de 3 à 8% de matière sèche (**Jaroz, 1985**).

1.8.2.2. La teneur en matières volatiles

Cette teneur est analysée par la différence entre le poids de boues sèches à 105°C et celui de cette même boue après chauffage jusqu'au poids constant à 550°C, cette teneur varie de 60 à 85% de matières sèches (**Cerra et al., 2014**).

1.8.2.3. Teneur en eau

L'eau contenue dans la boue se présente sous deux formes :

- Eau libre qui s'élimine facilement par filtration ou décantation.
- Eau liée contenue dans les molécules chimiques, les substances colloïdales et les cellules de matières organiques qui ne peut s'éliminer que par la chaleur.

On mesure la proportion entre l'eau liée et l'eau libre par la perte de poids à température constante en fonction du temps (**Degrémont, 1978**).

1.8.2.4. La viscosité

Les boues ne sont pas des liquides newtoniens, on mesure leur viscosité en fonction de la contrainte de cisaillement (viscosité de Bingham), cette viscosité permet de définir leurs caractères thixotropiques (aptitude à se prendre en masse au repos et devenir fluide après brassage) qui est important pour leur transport (**AFEE, 1973**).

1.8.2.5. La charge spécifique

Ce paramètre permet de mesurer l'aptitude à la décantation des boues, il est exprimé en (kg/m²/j). C'est la quantité de la matière sèche décantée sur l'unité de surface, cette charge dépend de la teneur en matières volatiles (AFEE, 1973).

1.8.2.6. La résistance spécifique (RSF)

Il s'agit de mesurer l'aptitude à la filtration des boues sous une pression donnée, cette résistance s'exprime en [m/kg] (AFEE, 1973).

1.8.2.7. La compressibilité

Lorsqu'on fait croître la pression au-dessus d'un filtre, on obtient un écrasement du gâteau et une augmentation de la résistance à la filtration. La représentation logarithmique de la résistance spécifique en fonction de la pression donne une droite qui permet de déterminer le coefficient (S) de compressibilité, lorsque la pression augmente et atteint des valeurs de l'ordre de 10 bars, la filtration de l'eau contenue dans les boues est pratiquement bloquée, on atteint alors la siccité limite (Degrémont, 1989).

1.8.2.8. Les pouvoirs calorifiques

Les teneurs en matières organiques des boues leur donne une aptitude à la combustion non négligeable qui permet de les incinérer (AFEE, 1973).

En effet, les boues de siccité supérieure à 90% ont un pouvoir calorifique important (de 10 à 12 MJ/kg). Elles peuvent donc être utilisées comme combustible et remplacer une partie de la consommation en énergie fossile. De plus, la chaleur produite par le processus peut être utilisée pour le séchage des boues (AMORCE, 2012).

1.8.3. Composition en éléments utiles

La composition exacte des boues varie en fonction de l'origine des eaux usées, de la période de l'année et du type de traitement et de conditionnement pratiqué dans la station d'épuration (Singh et al., 2004). Les boues résiduaires représentent avant tout une matière première composée de différents éléments (Matière organique, éléments fertilisants (N, P, etc.), d'éléments traces métalliques, d'éléments traces organiques et d'agents pathogènes) (Amir, 2005).

1.8.2.1. La matière organique

La concentration en matière organique peut varier de 30 à 80% (Amir, 2005). Une boue de 6% de matière sèche contient à peu près autant de matière organique (carbone) qu'un fumier, mais de nature différente. Dans le fumier, elle est constituée de lignine et de cellulose, dans les boues, ce sont des matières particulaires éliminées par gravité dans les boues primaires et des corps microbiens résultant des traitements biologiques (Ramdani, 2007).

Par l'apport de matière organique, l'application des boues peut également avoir un effet indirect sur le comportement biologique en stimulant les populations microbiennes et d'invertébrés dont le rôle dans le fonctionnement du sol est primordial (Alkanej, 2016).

1.8.2.2. Les éléments nutritifs

Selon la dose appliquée, les boues peuvent couvrir, en partie ou en totalité, les besoins des cultures en azote, en phosphore, en magnésie, calcium et en soufre ou peuvent aussi corriger des carences à l'exception de celle en potassium (Zebarth et al., 2000). Les éléments traces tels que le cuivre, le zinc, le chrome et le nickel présents dans les boues sont aussi indispensables au développement des végétaux.

1.8.2.2.1. L'azote (N)

L'azote peut être présent dans les boues d'épuration sous une forme inorganique, comme l'ammonium (NH_4) ou le nitrate (NO_3), ou sous une forme organique. La forme sous laquelle l'azote est présent dans les boues d'épuration est un facteur clé pour déterminer la quantité d'azote disponible pour les usines, ainsi que le risque de contamination des eaux souterraines par l'azote. En général, l'azote inorganique, comme NO_3 , est la forme d'azote la plus soluble dans l'eau et, par conséquent, la plus redoutée en raison de sa grande mobilité dans la plupart des types de sol. L'azote inorganique sous forme de NH_4 peut facilement se volatiliser sous forme d'ammoniac (NH_3) lorsque les boues d'épuration sont appliquées à la surface du sol. L'azote organique doit être décomposé par les microorganismes du sol ou minéralisé en NH_4 et NO_3 inorganiques avant que cette forme d'azote puisse être assimilée par les plantes. Par conséquent, l'azote organique peut être considéré comme une forme à libération lente de l'azote. Les concentrations d'azote organique et inorganique dans les boues d'épuration sont influencées par le type de traitement appliquées (Tyagi et al., 2009).

En moyenne, une tonne de matière sèche contient de 40 à 60 Kg d'azote dont la moitié peut être minéralisée la première année et donc assimilée par les plantes et le reste diminue graduellement pendant les années qui suivent. Donc les doses d'apport seront définies en tenant compte de l'indice d'efficacité de la boue, c'est à dire de son aptitude à libérer l'azote pendant la première année (Glemas, 1980).

1.8.2.2.2. Le phosphore, potassium et autres nutriments

Les boues d'épuration contiennent des concentrations variables en macro- et micronutriments nécessaires à la croissance des plantes. Certains constituants des boues, comme le phosphore (P), le calcium (Ca), le magnésium (Mg) et le fer (Fe), forment avec les solides des boues, des composés insolubles, et demeurent donc à des concentrations relativement élevées dans les boues d'épuration. D'autres constituants des boues d'épuration, comme le potassium (K) et le sodium (Na), sont solubles dans l'eau et sont rejetés avec les eaux usées traitées, à moins que des procédés de traitement spéciaux avancés soient utilisés pour les éliminer. Parmi les constituants solubles dans l'eau qui restent dans les boues, la déshydratation des boues (p.ex. par centrifugeuses ou presses) réduira davantage leurs concentrations dans les boues, tandis

que le séchage à l'air ou à la chaleur entraînera une augmentation de leurs concentrations dans les boues, car ces constituants sont non volatils (Tyagi et al., 2009).

La composition en éléments utiles pour les différents types de boue est présentée ci-après :

Tableau.1.2 : Composition en éléments utiles pour les différents types de boue

	Boue liquide	Boue pâteuse	Boue sèche	Boue chaulée	Boue compost
Teneur en matières sèches % MS	2 à 7	16 à 22	90 à 95	25 à 40	40 à 60
Teneur en matières organiques % MS	65 à 70	50 à 70	50 à 70	30 à 50	80 à 90
Teneur en matières minérales % MS	30 à 35	30 à 50	30 à 50	50 à 70	10 à 20
pH	6,5 à 7	7 à 8	6 à 8	9 à 12	6 à 7
Rapport Carbone/azote (C / N)	4 à 5	5 à 6	4 à 6	8 à 11	15 à 25
Azote (kg N / T brute)	2 à 4	8 à 12	30 à 50	6 à 9	5 à 9
Phosphore (kg P₂O₅ / T brute)	2 à 3	6 à 9	50 à 70	6 à 10	6 à 8
Potasse (kg K₂O / T brute)	0,9	0,8	5	1	1 à 2

Source : (ADEME, 2001)

1.8.4. Procédés de traitement des boues

Les boues d'épuration fraîches, du fait de leur forte teneur en matières organiques, sont le siège de fermentations, qui se manifestent généralement par la production de gaz (méthane, hydrogène sulfuré), sources de nuisances olfactives (Lara et al., 1999).

Il est nécessaire de soumettre les boues à des traitements qui ont pour finalité, d'une part, leur stabilisation (minéralisation de la matière organique), qui limite les fermentations et, d'autre part, leur déshydratation qui réduit les volumes et donc les coûts de transport et d'élimination (Schwartzbrod, 2000).

Le traitement des boues est défini comme l'ensemble des opérations visant à modifier les caractéristiques des boues en excès afin de rendre leur destination finale fiable et sans nuisance (Tableau 1.3). Les boues résiduaires en excès sont, au moment de leur extraction du système d'épuration des eaux, un produit :

- Peu concentré donc occupant un grand volume
- Fermentescible du fait de la forte teneur en matière organique.

Ces deux caractéristiques sont gênantes quelle que soit la destination des boues et imposent la mise en place d'une filière de traitement (Karef, 2017).

Tableau 1.3 : Les opérations de traitement des boues et leurs objectifs

Opération	But
Stabilisation	Réduire la fermentescibilité des boues pour atténuer ou supprimer les mauvaises odeurs
Concentration	Éliminer une partie de l'eau interstitielle afin d'éviter son transport
Stockage	Assurer une capacité tampon harmonisant les besoins d'extraction et les possibilités d'évacuation à l'extérieur
Homogénéisation	Donner au destinataire finale un produit connu et relativement constant
Conditionnement	Modifier les caractéristiques de la boue afin de faciliter la séparation des phases solides et liquides
Déshydratation	Augmenter la siccité afin de rendre le produit solide ou pâteux

Source : (Duchene, 1990)

1.8.4.1. Stabilisation

La stabilisation consiste à réduire au maximum l'activité biologique de dégradation des boues et plus particulièrement leur fermentation. Elle réduit fortement la nuisance olfactive, les émissions de méthane, les risques de lixiviation, les populations bactériennes et la Demande Biologique en Oxygène (AMORCE, 2012).

Son rôle est avant tout de réduire le pouvoir fermentescible de la boue. Elle est réalisée soit par injection de réactifs chimiques (chaux vive par exemple) qui bloquent les réactions de fermentation, soit le plus souvent par des méthodes biologiques anaérobies ou aérobies.

Les procédés de stabilisation biologique reposent sur l'action des microorganismes saprophytes qui dégradent la matière organique. Ceci est réalisé soit en anaérobiose (digestion anaérobie), soit en aérobiose (stabilisation aérobie) (Schwartzbrod, 2000).

1.8.4.1.1. Stabilisation aérobie

L'efficacité de la réaction dépend de l'aération du substrat. Celui-ci devrait être travaillé dans un milieu, bien aéré et humidifié de manière optimale. Les techniques d'aérations forcées (aspiration ou soufflage) se sont développées pour accélérer encore le processus de dégradation et augmenter la productivité. Par ailleurs, une aération efficace permet de limiter les émissions de CH₄ et les odeurs. Les systèmes d'aération forcée sont préférables par rapport à l'aération par retournements. En effet, la demande des boues en oxygène est très importante du fait de leur nature hautement fermentescible. De plus, le système d'aération par retournements semble souvent confronté à des problèmes d'odeurs et il nécessite un programme précis d'aération. Cependant, cette technique permet d'assurer une meilleure

homogénéisation. L'idéal serait donc de coupler une aération forcée à une aération par retournements pour un coût raisonnable (Schwartzbrod, 2000).

1.8.4.1.2. Stabilisation aérobie

La stabilisation anaérobie est une fermentation bactérienne en absence d'oxygène qui permet de stabiliser la matière organique. Les bactéries dégradent la matière organique en deux phases successives et qui peuvent avoir lieu en même temps :

- **Dans la première dite (acide) «phase acidifiante»** : les enzymes produits par les micro-organismes permettent la production d'acides volatiles ($C_x H_y COOH$), d'où les plus importants sont l'acide acétique, l'acide propionique et l'acide butyrique (Duchene, 1990 ; Thonart et al., 1998). Cette phase est assurée par des micro-organismes hétérogènes, soit des champignons (*fungi*), ou encore des *protozoaires*.
- **Dans la deuxième phase dite (méthanique) «Gazéification»** : les microorganismes transforment les acides volatiles formés dans la première phase en méthane (CH_4 de 60 à 75%), gaz carbonique (CO_2 de 20 à 32%) et azote (N de 1 à 5%) (il y a souvent formation d'acides secondaires et qui subissent également une fermentation) et aussi, ramènent le pH à la neutralité (Duchene, 1990 ; Thonart et al., 1998). Cette phase est assurée par des micro-organismes de physiologie unique, strictement anaérobie, ce sont des bactéries méthanogènes (spécifiques) à croissance lente (2 à 10 jours) et sensibles aux variations de pH et à la température dans le digesteur.

1.8.4.1.3. Stabilisation chimique

Le principe de la stabilisation chimique repose sur l'idée de bloquer l'activité bactérienne qui présente l'origine de l'évolution préjudiciable des nuisances qui accompagnent les boues non stabilisées. La stabilisation non biologique ou chimique comporte la pasteurisation, et le traitement à la chaux :

- **La pasteurisation** : ce traitement est effectué sur les boues brutes liquides épaissies ou non, il semble détruire également les virus alors que la stabilisation n'est pas parfaite. La pasteurisation consiste à chauffer la boue, généralement entre 65 et 100°C, pendant au moins 30 minutes. A titre d'exemple, les couples température / temps appliqués aux boues peuvent être de 70°C pendant 25 min, 75°C pendant 20 min, ou 80°C pendant 10 min (Schwartzbrod, 2000).
- **Le chaulage** : ce traitement permet de stabiliser les boues en même temps qu'il les hygiénise. Ce procédé intervient après la déshydratation et consiste à déverser de la chaux vive (CaO) ou éteinte ($Ca(OH)_2$) sur les boues, initiant une réaction chimique exothermique. Il permet également une augmentation du pH des boues (supérieur à 12). Le chaulage est une opération totalement maîtrisable avec un coût d'investissement modeste. Toutefois, il est moins efficace que d'autres techniques en ce qui concerne l'abattement des bactéries sporulées et les œufs d'helminthes (AMORCE, 2012).

1.8.4.2. Réduction de la teneur en eau

Ce traitement permet de réduire le volume des boues (plus de 97% d'eau) par épaissement et/ou par déshydratation pour faciliter par la suite leur transport et leur stockage. Un conditionnement est souvent utilisé en amont pour favoriser la séparation liquide-solide à l'aide de flocculants organiques de synthèse ou minéraux, et autoclavage. Selon la puissance du procédé de séchage utilisé, épaissement, déshydratation ou séchage thermique, on obtient des boues à différents pourcentages de siccité : Boues liquides (4 à 10%), Boues pâteuses (10 à 25), Boues solides (25 à 50%), Boues granulées ou en poudre pour une siccité supérieure à 85% (ADEME, 1996).

1.8.4.2.1. Epaissement

L'épaissement est généralement la première étape du traitement des boues. C'est un procédé simple, consommant peu d'énergie. Il sert principalement à réduire le volume des boues brutes et constitue une étape préalable aux traitements suivants (AMORCE, 2012). Il permet d'augmenter la concentration en matière sèche d'un facteur compris entre 5 et 20, tout en conservant à la boue son caractère liquide (Haubry, 1994).

Diverses méthodes sont utilisées pour épaisser les boues :

- **Epaissement par gravitation (statique)** : cette technique est la plus utilisée pour la concentration des boues. Elle est très répandue dans les grandes stations. Une hauteur de 3,5 à 4m est préconisée pour le bassin de décantation, en tenant compte du volume de stockage, afin de faciliter le tassement de la boue. La siccité des boues à la sortie de ce procédé varie de 2 à 10% selon la nature des boues traitées. Ce procédé est peu coûteux (consommation énergétique de l'ordre de 1 à 7 kWh/ t MS) et d'exploitation simple mais de faible performance sur les boues biologiques (boues très fermentescibles) avec une siccité seulement de 1,5 à 2,5%. De plus, la mise en place de l'ouvrage nécessite une surface et un volume très importants. Le temps de séjour des boues dans l'épaisseur est d'environ 48h. La performance est variable selon la nature des boues : pour les boues primaires, 40-80kg de MS/m²/jour, et pour les boues biologiques : 25kg de MS/m²/jour (AMORCE, 2012).
- **Epaissement par flottation** : bien adaptée aux boues biologiques, la flottation a l'avantage d'être un procédé rapide par rapport à la décantation et réalisée dans des installations compactes surtout avec les matières en suspension (MES) de faible décantabilité (siccité de 3,5-5%) Le procédé est basé sur une séparation de phases provoquée par une remontée à la surface des boues sous l'effet de la pression de fines bulles d'air. Les principaux inconvénients de cette technique sont les coûts d'exploitation élevés à cause d'une forte consommation énergétique (entre 60 à 100 kWh/tMS) et son fonctionnement délicat. Ce procédé est donc réservé principalement aux grandes stations (AMORCE, 2012).
- **Epaissement par Centrifugation** : cette technique consiste en une séparation, sous l'effet de la force centrifuge, des phases liquide et solide en ajoutant aux boues un polymère en faible dose, permettant d'obtenir un bon compactage (siccité de 4-6%).

Il s'agit d'un procédé rapide (il traite 66 à 100 m³ de boues par heure) et compact, mais très consommateur d'énergie (150 à 300 kWh/tMS) et très sensible à la qualité des boues (AMORCE, 2012).

- **Épaississement par drainage** : la boue, préalablement floculée par traitement physico-chimique, est épandue sur un support filtrant qui est raclé en permanence par des lames en caoutchouc. Il existe des technologies variées. Les tables, grilles et tambours d'égouttage sont des techniques simples, efficaces et financièrement abordables alors que les bennes filtrantes, bien adaptées aux petites stations et de fonctionnement très simple, ont des coûts plus élevés et nécessitent une assistance technique importante (AMORCE, 2012).

1.8.4.2.2. Déshydratation

La déshydratation constitue la seconde étape de réduction du volume des boues sur les boues épaissies, stabilisées ou non, afin d'obtenir une siccité des boues plus poussée (en moyenne comprise entre 20 et 30% selon la nature des boues). La déshydratation présente plusieurs avantages : elle facilite le stockage et réduit donc le coût du transport, elle améliore la stabilisation (temps de séjour augmenté) et facilite une utilisation en agriculture (AMORCE, 2012).

Il existe plusieurs techniques de déshydratation et on distingue :

- **Déshydratation par évaporation naturelle (lits de séchage)** : les lits de séchage sont traditionnellement constitués d'une couche de sable. Cette couche drainante permet le ressuyage de l'eau interstitielle. L'évaporation permet ensuite à la boue d'atteindre des siccités de 30 à 35%, qui se traduisent par l'apparition de fentes de retrait (craquelures). Les boues déshydratées forment ensuite une couche dure devant être enlevée, avant que de nouvelles boues soient ajoutées au lit (Schwartzbrod, 2000).
- **Déshydratation mécanique** : Les procédés de déshydratation mécanique ont pour objectif de donner aux boues liquides une consistance plus ou moins solide. Les appareils les plus employés sont : les filtres-presses à plateaux chambrés, les centrifugeuses de types décanteuses continues et les filtres à bande presseuse. Dans tous les cas, la boue ne peut être déshydratée telle quelle, et une floculation préalable doit systématiquement être réalisée au moyen d'un conditionnement. Selon la nature des produits de conditionnement et le type d'appareillage utilisés, les boues sont rendues pâteuses (15 à 30% de siccité) ou solides (30 à 50% de siccité) (Schwartzbrod, 2000).
- **Déshydratation par séchage thermique** : le séchage thermique est une opération physique qui permet la déshydratation des boues par évaporation de l'eau. Ce traitement permet l'obtention de boues séchées à 90-95% de siccité (Simonsen, 1999). Dans certains cas, Le séchage thermique favorise l'utilisation des boues comme fertilisant organique sous forme de granulés, pouvant être conditionnés en sac (Schwartzbrod, 2000).

CHAPITRE 2

REUTILISATION DES SOUS-PRODUITS DE L'ÉPURATION

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1. La réutilisation des eaux usées épurées (REUE)

Devant l'augmentation des besoins en eau, la multiplication démographique et l'amélioration du niveau de vie des populations, plusieurs solutions dites alternatives ont été élaborées, entre autres la réutilisation des eaux usées épurées (REUE), qui devient une manière de répondre à la demande en eau, faisant partie des stratégies de mobilisation et de développement des ressources en eau de plusieurs pays, notamment ceux en situation de stress hydrique. La réutilisation des eaux usées est la meilleure solution pour faire face à la pénurie en eau. Cette réutilisation connaît une grande extension dans les pays à climat aride et semi-aride et même dans les pays industrialisés.

Pendant les dernières années, la réutilisation des eaux usées a connu un développement très rapide avec une croissance des volumes d'eaux usées réutilisées de l'ordre de 10 à 29% par an, en Europe, aux États Unis et en Chine, et jusqu'à 41% en Australie. Le volume journalier actuel des eaux réutilisées atteint le chiffre impressionnant de 1,5-1,7 millions de m³ par jour dans plusieurs pays, comme par exemple en Californie, en Floride, au Mexique et en Chine (Lazarova et Brissaud, 2007).

2.2. La politique de la REUE

La réutilisation ou le recyclage des eaux usées est une source d'eau fiable qui doit être prise en compte dans la formulation d'une politique durable de l'eau (Angelakis et al., 2003).

Les applications des projets de REUE sont multiples, elles dépendent de nombreux facteurs que l'on peut regrouper en cinq classes :

- **Le contexte socio-économique** : le type d'activité industrielle, le nombre et la densité de l'habitat, l'importance de l'agriculture, la présence d'usines de production d'énergie, etc.
- **Le contexte écologique** : la quantité des ressources disponibles, la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines, la sensibilité du milieu récepteur à l'eutrophisation et aux autres pollutions, le contexte hydro-géographique, et.
- **Le niveau de traitement des eaux** : à chaque niveau de traitement, on peut appliquer un usage différent.
- **La réglementation** : elle limite les usages en fonction de la qualité de l'eau utilisée et donc de son niveau de traitement. Plus le niveau sanitaire est bon, plus les applications autorisées seront nombreuses.
- **L'acceptation par la population** : ce dernier aspect n'est pas à négliger. L'idée de réutiliser des eaux usées peut avoir un impact psychologique négatif sur la population.

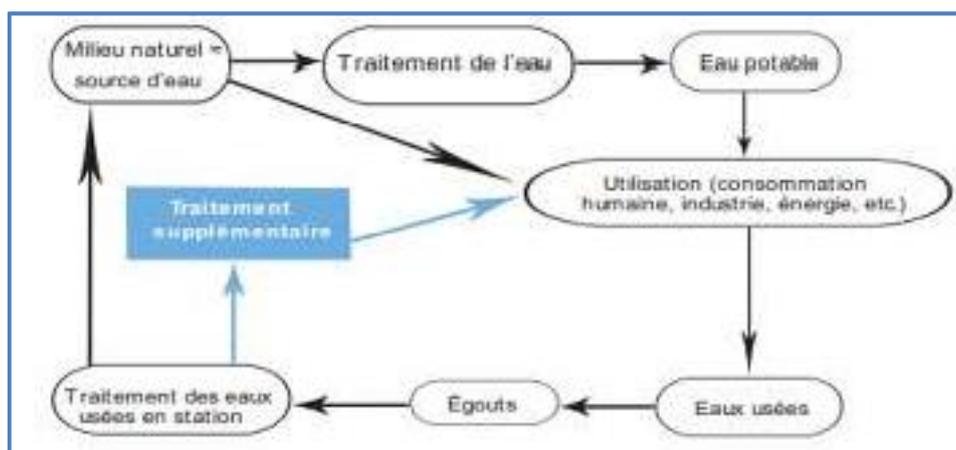
2.3. Les objectifs de la REUE

L'objectif principal de la réutilisation des eaux usées est non seulement de fournir des quantités supplémentaires d'eau de bonne qualité en accélérant le cycle d'épuration naturelle de l'eau, mais également d'assurer l'équilibre de ce cycle et la protection du milieu environnant. En effet, les eaux usées épurées, au lieu d'y être déversées, sont dérivées, après

un traitement supplémentaire approprié, vers des usages qui sont le moyen d'une élimination de leur charge polluante résiduelle (**Faby et Brissaud, 1997**).

Par définition, cette réutilisation est une action volontaire et planifiée qui vise la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages afin de combler des déficits hydriques. En fonction des exigences de qualité des consommateurs, deux grandes classes de réutilisation peuvent être définies (**Djeddi, 2007**):

- **Les usages potables** qui peuvent être directs, après un traitement poussé, ou indirects, après passage dans le milieu naturel,
- **Les usages non potables** dans les secteurs agricoles (irrigation), industriels et urbains.



Source : (Baumont et al., 2004)

Figure 2.1 : La réutilisation des eaux usées épurées dans le cycle de l'assainissement

2.4. Les différentes voies de la REUE

2.4.1. La REUE dans le secteur industriel

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour les pays industrialisés, l'eau recyclée fournit 85% des besoins globaux en eau. La qualité de l'eau réutilisée dépend de l'industrie ou de la production industrielle (**Ecosse, 2001**).

Parmi les activités industrielles, la production d'énergie est de très loin, le secteur qui prélève le plus d'eau dans le milieu. La REUE industrielle peut donc être intéressante dans le secteur de l'énergie, dans les circuits de refroidissement fermés ou ouverts. Les autres applications possibles concernent les laveries industrielles, les stations de lavage de voiture, l'industrie du papier, la production d'acier, de textiles, les industries d'électroniques et de semi-conducteurs (**Djeddi, 2007**).

2.4.2. La REUE en zone urbaine

Les utilisations possibles d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses, et il en existe de multiples exemples à travers le monde, ces projets concernent (**AFD, 2011**) :

- l'arrosage de parcs, de terrains de sport, de terrains de golf, d'aires de jeux ;

- les bassins d'agrément, piscines, bassins pour la pêche et la navigation de plaisance ;
- les eaux des sanitaires d'un immeuble ou d'un groupe d'immeubles ;
- le lavage de voirie, réservoirs anti-incendie, etc.

La qualité requise dans les projets de réutilisation des eaux usées épurées (REUE) en zone urbaine a des exigences similaires aux autres réutilisations, avec quelques variances :

- La qualité esthétique est importante dont la présence de mousse, d'algues, etc., est à éviter (mauvaise perception de la part du public)
- Il faut également réduire le développement d'insectes (moustiques, etc.)
- la présence d'une faune concentrant des polluants (mercure, ETM, etc.) peut poser problème pour les activités de pêche (**Djeddi, 2007**).

Les pays à la pointe de la REUE en milieu urbain sont en majorité des pays développés et fortement urbanisés (États-Unis, Japon, Corée du Sud, Allemagne) (**Ramade, 2000**).

2.4.3. Production d'eau potable

La réutilisation est directe quand l'eau ne revient jamais dans le milieu naturel ; les eaux épurées sont directement acheminées de la station d'épuration à l'usine de traitement d'eau potable « système « pipe to pipe » (**Djeddi, 2007**). L'unique exemple historique de production directe d'eau potable à partir des eaux usées en Afrique, est celui de Windhoek, en Namibie (**Asano, 1998**). Plusieurs projets de démonstration de production directe d'eau potable à partir des eaux résiduaires urbaines ont été menés à Denver aux États-Unis, à Capetown en Afrique du Sud, à Sao Paulo au Brésil et à Mexico City. Selon différentes études, la qualité de l'eau produite aux États-Unis à partir d'effluents secondaires est meilleure que celle de bien des ressources naturelles de surface. Les études épidémiologiques indiquent l'absence de risques microbiologiques et toxicologiques (**Ecosse, 2001**).

La réutilisation est indirecte et non planifiée quand les eaux épurées sont rejetées dans un cours d'eau ou une réserve souterraine qui sert à l'alimentation d'une usine de traitement, sans que ce lien soit volontaire (**Djeddi, 2007**). Ce type de réutilisation passe par le milieu naturel : l'eau est prélevée au cours de son cycle hydrologique. C'est le cas du comté d'Essex en Angleterre, où une ville de 140 000 habitants, Chelmsford, est alimentée en eau potable pendant l'été par des eaux épurées, après un passage dans la rivière Chelmer. D'un point de vue sanitaire, il faut noter qu'aucune incidence sur la santé n'a été relevée, aussi bien à Windhoek, où la REUE existe depuis plus de 25 ans, qu'à Chelmsford (début du projet en 1996) (**Lunn, 2001**).

2.4.4. Recharge de nappes souterraines

La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité environnementale et/ou la diminution de sa réserve en eau. Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer (**Djeddi, 2007**). L'opération d'une recharge artificielle des nappes d'eaux souterraine se fait par les deux méthodes suivantes :

- **Par percolation** : c'est le cas à Los Angeles, où 160 000 m³ par jour d'effluents traités sont déversés dans des bassins gravitaires. Le principal problème rencontré est celui des algues, qui pullulent dans les bassins. Les solutions préconisées sont variées : introduction de poissons, d'algicides, teindre l'eau pour empêcher la photosynthèse, faire circuler l'eau pour empêcher la stagnation, éviter le stockage dans des lacs peu profonds, éviter de laisser l'eau stagner trop longtemps et couvrir les réservoirs. Un autre problème est la formation d'un microfilm de vase, d'argile et de micro-organismes au fond du bassin qui bloque la percolation.
- **Par recharge directe** : c'est le cas dans le comté d'Orange, en Californie. L'eau est injectée dans la nappe par plusieurs puits, disposés en ligne face à la nappe d'eau salée, et formant une véritable barrière. L'eau injectée est un mélange de deux tiers d'eaux épurées et d'un tiers d'eau de la nappe. Chaque jour, 57 000 m³ sont déversés dans la nappe (Asano, 1998).

2.4.5. La REUE dans le secteur agricole

Du point de vue environnemental, la récupération et la réutilisation de l'eau usée urbaine traitée pour l'irrigation constituent probablement l'approche d'élimination la plus sûre et la plus réaliste des nutriments, afin d'optimiser la production végétale dans une approche respectueuse de l'environnement (Metahri, 2012).

Dans le cas spécifique de l'irrigation, les bénéfices ne résident pas seulement dans la préservation du milieu et de la ressource, mais aussi dans la nature des eaux usées. En effet, elles contiennent des éléments fertilisants (azote, phosphore et potassium) ainsi que des oligoéléments (fer, cuivre, manganèse, zinc, etc.) qui sont bénéfiques pour les cultures, et qui peuvent augmenter significativement le rendement (Djeddi, 2007).

Des expériences ont montré à maintes reprises la productivité accrue des cultures ou des arbres lorsqu'ils sont irrigués avec des eaux usées par comparaison avec de l'eau propre. Ces éléments fertilisants sont une ressource extrêmement précieuse si on les compare aux coûts correspondants des engrais (Guerrée et Gomella, 1978). Le bénéfice d'une REUE peut donc être double :

- Au niveau économique, car en plus d'une préservation quantitative de la ressource, les agriculteurs font des économies d'engrais ;
- Au niveau écologique, car en plus de la diminution des rejets d'eaux usées dans le milieu, la pollution agricole diminue (Baumont et al., 2004).

De manière globale, de nombreuses études confirment que cette pratique donne des résultats intéressants tant d'un point de vue agronomique qu'économique tout en garantissant, si l'irrigation est pratiquée de manière adéquate, une qualité sanitaire satisfaisante. Les essais réalisés sur agrumes ont montré une efficacité de l'eau usée accrue par rapport à l'eau de puits, ils ont aussi démontré l'efficacité de l'irrigation souterraine par jarre qui, non seulement permet d'obtenir les mêmes résultats, elle présente également un impact favorable sur la protection de l'environnement et des cultures d'un point de vue sanitaire.

2.5. Les risques sanitaires de la REUE

Plusieurs études ont montré que, si le traitement est suffisant, les risques sanitaires présentés par l'utilisation d'eaux usées épurées sont acceptables. Les risques sanitaires pour les usagers des parcs irrigués par des eaux usées traitées, ou des bassins d'agrément destinés à la baignade approvisionnés grâce à la REUE ne sont pas supérieurs à ceux où sont utilisés des moyens conventionnels (eaux de ruissellement, eau potable, etc.) (Devaux, 1999).

De même, il est observé que les professionnels qui sont amenés à être en contact avec les eaux usées, traitées ou non, ne sont pas plus malades que la population générale, même s'ils sont plus exposés (Ayers, 1977). Toutes ces études concernent le risque microbiologique. Les éléments traces ont été moins étudiés, parce qu'ils sont plus facilement éliminés par le traitement et parce que le degré d'exposition est faible.

2.6. Caractéristiques de l'eau d'irrigation

La qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation est un paramètre essentiel pour le rendement des cultures, le maintien de la productivité du sol et la protection de l'environnement. Ainsi, les propriétés physiques et chimiques du sol, telles que sa structure (stabilité des agrégats) et sa perméabilité, sont très sensibles au type d'ions potentiellement échangeables présents dans les eaux d'irrigation. La qualité de l'eau d'irrigation peut être mieux déterminée par une analyse chimique en laboratoire. Les facteurs les plus importants pour déterminer la qualité requise de l'eau dans l'agriculture sont les suivants :

2.6.1. La salinité

La quantité et le type de sels présents sont importants pour évaluer si l'eau usée traitée convient pour l'irrigation ou non. Des problèmes potentiels sont liés à la teneur en sels totaux, au type de sel ou à la concentration excessive d'un ou plusieurs éléments (Ayers, 1977). Elle est représentée par la concentration des ions calciums (Ca^{2+}), magnésiums (Mg^{2+}), sodiums (Na^+), chlorures (Cl^-) sulfates (SO_4^{2-}) et bicarbonates (HCO_3^-). Une salinité élevée traduit de la présence d'une grande quantité d'ions en solution, ce qui amènerait à causer des dégâts irréversibles vis-à-vis des plantes comme les brûlures racinaires. La salinité étant mesurée par le taux de matières dissoutes totales (MDT) en mg/l. Elle est mesurée également par la conductivité électrique en mS/cm (milli siemens/centimètre) où $1\text{dS/m} = 640\text{ ppm de sel}$.

Richards cité dans Faby (1997) a établi une échelle de qualité des eaux d'irrigation en fonction de leur salinité évaluée par leur conductivité électrique (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 : Classes de qualité de salure de l'eau d'irrigation

Qualité de l'eau	Conductivité de l'eau (µS/cm)	Sels solubles correspondants estimés en NaCl (mg/l)
Excellente	< 250	< 160
Faible salinité	250 - 750	160 - 500
Forte salinité	750 – 2250	500 – 1500
Très forte salinité	2250 – 5000	1500 – 3600

Source : (Karef, 2017)

En dessous de 800 µS/cm, il n'y a pratiquement pas de culture dont le rendement soit affecté par la salinité; entre 800 et 5300 µS/cm, le maintien des rendements est encore possible avec des pratiques culturales adéquates. Quand une tendance à l'enrichissement en sels de la solution du sol menace les rendements culturels, elle doit être compensée par des irrigations supérieures aux besoins en eau de la culture pour entraîner la solution du sol excessivement enrichie en ions en dessous de la zone racinaire. Si la perméabilité du sol n'est pas suffisante, un drainage doit être prévu. Le choix du mode d'irrigation doit aussi tenir compte de la salinité de l'eau d'arrosage. L'irrigation à la raie est déconseillée, par contre, l'irrigation par submersion ou l'irrigation localisée donnent de bons résultats (**Catherine et al., 2009 ; Karref, 2017**).

2.6.2. le ratio d'absorption du sodium

La concentration de sodium dans l'eau d'irrigation est estimée par le ratio d'absorption du sodium (SAR). Le SAR décrit la quantité de sodium en excès par rapport aux cations calciums et magnésiums. Un excès de sodium par rapport aux alcalino-terreux (calcium, magnésium) dans le complexe absorbant provoque une défloculation des argiles, une déstructuration du sol qui se traduit par une réduction de la perméabilité et de la porosité des couches superficielles du sol. L'eau d'irrigation stagne alors à la surface du sol et ne parvient plus jusqu'aux racines (**Djeddi, 2007**).

❖ **Calcul du SAR :**

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}} \quad (2)$$

Avec Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ étant exprimés en méq/l.

- **Eau de SAR > 9** : n'est pas utilisable. Un usage continu d'eau avec un SAR élevé provoque une déstructuration du sol.
- **Eau de 0 < SAR < 6** : est utilisable sur tous les types de sols.

- **Eau de $6 < SAR < 9$** : risque d'imperméabilité élevé. Quand le SAR se situe entre 6 et 9, les risques de problèmes liés à la perméabilité du sol augmentent. Dans ce cas, le sol devrait être analysé tous les 1 ou 2 ans pour déterminer si l'eau augmente la teneur en sodium du sol.

Les problèmes dus au sodium sont aussi reliés à la concentration totale en sel de l'eau d'irrigation. Par conséquent, des eaux d'irrigation avec des salinités entre 1,5 et 3,00 mS/cm et un RAS au-dessus de 4 doivent être utilisées avec prudence. Des échantillons de sols doivent être prélevés annuellement afin d'éviter d'éventuels problèmes de salinité des sols (Couture, 2003).

Tableau 2.2 : Classes de qualité de salure de l'eau d'irrigation

	SAR					Influence sur le taux d'infiltration
	0-3	3-6	6-12	12-20	20-40	
Salinité de l'eau (mS/cm)	> 0,7	> 1,2	> 1,9	> 2,9	> 5	Nulle
	0,7	1,2	1,9	2,9	5	Faible
	0,2	0,3	0,5	1,3	2,9	Modérée
	< 0,2	< 0,3	< 0,5	< 1,3	< 2,9	Sévère

Source : (Catherine et al., 2009)

2.6.3. Alcalinité et dureté

L'alcalinité est la mesure du pouvoir de l'eau à neutraliser les acides, c'est un peu comme le pouvoir tampon de l'eau. Elle correspond aussi à la mesure de la résistance à tout changement de pH. Le pouvoir neutralisant de l'eau est attribué à la présence des bicarbonates de calcium et de magnésium ou également mais en moindre mesure aux hydroxydes, bases organiques, borates ou ions ammonium (Karef, 2017). L'alcalinité est exprimée en ppm ou mg/l de carbonates de calcium (CaCO_3). Pour corriger l'alcalinité, il est nécessaire de rajouter de l'acide, qui va abaisser le pH et ainsi libération des ions Ca^{++} et Mg^{++} et les rendre disponible pour les plantes.

La dureté fait référence à la quantité de calcium et de magnésium contenue dans l'eau. Ces deux éléments proviennent de l'altération de la roche-mère (Karef, 2017). Une eau dure n'est pas souhaitable pour une utilisation domestique car elle réduit de beaucoup l'efficacité du savon par contre en agriculture une eau dure aide le sol à conserver une bonne structure par les ponts calciques. La dureté est exprimée sous forme d'équivalent de carbonates de calcium CaCO_3 en [ppm] ou [mg/l] (Couture, 2003).

Tableau 2.3 : Degré relatif de dureté de l'eau selon la quantité de carbonate de calcium

Dureté (ppm CaCO ₃)	Degré relatif de dureté
0 - 50	Très douce
50 - 100	Douce
100 - 200	Modérément douce
200 - 300	Dure
300 et plus	Très dure

Source : (Couture I, 2003)

2.6.4. Éléments traces métalliques

Ils constituent, le problème principal pour la réutilisation des eaux usées traitées. A faibles concentrations, les métaux sont des éléments essentiels et indispensables pour les êtres vivants comme constituant et cofacteur de différentes enzymes, ils interviennent également dans diverses voies métaboliques comme catalyseurs. Cependant, à des concentrations plus importantes que celles nécessaires à un développement optimal, les métaux inhibent la croissance et plusieurs processus cellulaires incluant la photosynthèse, la respiration, l'activité enzymatique mais également la synthèse de pigments et de protéines. La division cellulaire peut, également, être affectée. Les éléments métalliques surveillés sont le fer, le chrome, le zinc, le nickel, qui sont utiles au monde vivant en très faible quantité. Les métaux lourds ont un fort caractère bioaccumulatif et ont la particularité de ne pouvoir être éliminés. Ils changent simplement de forme (Cauchi et al., 1996 ; Vilagines, 2003).

2.6.5. Contamination microbiologique

Les micro-organismes comprennent, par ordre croissant de taille ; *les Virus, les Bactéries, les Protozoaires et les Helminthes*. Ils proviennent dans leur immense majorité des matières fécales. Le pouvoir pathogène des micro-organismes (ou pathogénicité) dépend de plusieurs facteurs qui sont les facteurs concernant la physiologie du micro-organisme et ceux concernant la physiologie de l'hôte infecté (Metahri, 2012).

Dans le cas de l'agriculture, il est prouvé depuis longtemps que les micro-organismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh et al., 1999). Les micro-organismes se retrouvent donc à la surface des plantes et sur le sol. Les feuilles et la plante créent un environnement frais, humide (évaporation) et à l'abri du soleil. Il peut donc y avoir une contamination pendant la croissance des plantes ou la récolte. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998).

Néanmoins, la qualité de l'eau épurée à des fins agricoles doit respecter certaines normes et directives établies à l'échelle nationale et internationale.

2.7. Normes et réglementations en vigueur

La réutilisation des eaux pour l'irrigation n'est possible que si les eaux usées sont traitées selon certaines normes de qualité. La définition de normes et d'une réglementation spécifique est indispensable pour toute politique de mise en œuvre d'une réutilisation durable. Ces normes devront préciser la qualité physico-chimique et micro biologique des eaux épurées afin de garantir la protection de la santé humaine et la préservation de l'environnement. Les paramètres de pollution font l'objet des normes, recommandations, règlements, directives, etc., on distingue :

- **Les normes internationales** : sont dictées par l'**OMS** (Organisation mondiale de la santé) la **FAO** (Food and Agriculture Organization).
- **Les normes nationales** : certains pays ont élaborés leurs propres normes comme l'**USEPA** (United States Environmental Protection Agency) qui a publié, en 1992 en collaboration avec l'**USAID** (United States Agency of International Development), ses propres recommandations sur la réutilisation des eaux usées épurées. La France applique les recommandations du **CSHPF** (Conseil supérieur d'hygiène publique de France), inspirées à partir de celles de l'OMS, afin de protéger la santé publique.

2.7.1. Recommandations de l'OMS

Les réglementations de l'ouvrage « Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture », édité par l'OMS, sont révisées en 2000 et en 2005 en intégrant d'autres résultats épidémiologiques et chimiques (**Sheikh et al., 1999 ; Lazarova et Brissaud, 2007**). Les normes d'usage agricole concernent uniquement les quantités de microorganismes. Les protozoaires ne sont pas inclus directement car il est considéré qu'ils sont éliminés en même proportion que les helminthes. Les virus ne sont pas considérés non plus, leur présence étant difficile à détecter lors des contrôles de routine (**Baumont et al., 2004**). Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont donc adaptées aux pays en voie de développement (**Tamrabet, 2011**).

L'annexe (5) résume les recommandations microbiologiques révisées de l'OMS pour le traitement des eaux usées avant utilisation en agriculture.

2.7.2. Recommandations de l'USEPA

L'USEPA (United States Environmental Protection Agency, 1992) a publié, en collaboration avec l'USAID (United States Agency of International Development), des recommandations sur la réutilisation des eaux usées traitées (Annexe 3). Contrairement à l'OMS, ces normes ne sont pas basées sur des études épidémiologiques et une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Les normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes. Dans les normes de l'USEPA, plusieurs paramètres sont pris en compte : le pH, la Demande biologique en oxygène, la turbidité ou les solides en suspension et les coliformes fécaux (**Baumont et al., 2004**).

Dans leur étude de comparaison du coût et de l'efficacité des normes de l'OMS et de l'USEPA dans le cas de l'irrigation de légumes consommés crus et irrigués par des eaux usées

épurées, **Shuval et al. (1997)** ont constaté qu'en suivant les recommandations de l'USEPA, un seul cas d'infection à l'hépatite (A) a été évité, en revanche, le coût supplémentaire pour éviter ce cas d'infection est élevé à 35 000 000 US\$) (**Tamrabet, 2011**).

2.7.3. Directives de la FAO

La FAO (Food and Agriculture Organisation) a établi des directives relatives à la qualité physicochimique de l'eau pour l'irrigation et les teneurs limites en éléments traces métalliques pour la réutilisation des eaux épurées à court terme et à long terme. Les directives de la FAO sont représentées dans les tableaux (2.4) et (2.5).

Tableau 2.4 : Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation (**FAO, 1985**)

Problèmes potentiels en irrigation	Unités	Degré de restriction à l'usage		
		Aucun	Léger à modéré	Sévère
Salinité				
CE	dS/m	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
STD	mg/l	< 450	450 - 2000	> 2000
Infiltration				
SAR = 0-3 et CE =	dS/m	> 0,7	0,7 - 0,2	< 0,2
SAR = 3-6 et CE =		> 1,2	1,2 - 0,3	< 0,3
SAR = 6-12 et CE =		> 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
SAR = 12-20 et CE =		> 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
SAR = 20-40 et CE =		> 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	(méq/l)	< 3	> 3	
Chlorure (Cl)				
Irrigation de surface	méq/l	< 4	4 - 10	> 10
Irrigation par aspersion	méq/l	< 3	> 3	
Bore (B)	mg/l	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Effets divers				
Azote (NO ₃ -N)	mg/l	< 5	5 - 30	> 30
Bicarbonates (HCO ₃)	méq/l	< 1,5	1,5 - 8,5	> 8,5
pH	Gamme normale 6,5 - 8,4			
CE: conductivité électrique; TDS: total dissolved solids; SAR: rapport d'absorption du sodium				

Source: (Ayers et Westcot, 1994)

Tableau 2.5 : Teneurs limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (FAO, 2003)

Constituant	Utilisation à long terme ^b (mg/l)	Utilisation à court terme ^c (mg/l)
Aluminium	5.0	20
Arsenic	0.1	2
Béryllium	0.1	0.5
Bore	0.75	2
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1
Cobalt	0.05	5
Cuivre	0.2	5
Fluor	1	15
Fer	5	20
plomb	5	10
Lithium	2.5	2.5
Manganese	0.2	10
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1
Zinc	2	10

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

2.7.4. Réglementation Algérienne de la REUE

La réglementation algérienne de la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture a été préparé par les structures algériennes responsables pour l'introduction des EUE comme alternatives efficaces contre la pénurie des eaux conventionnelles à l'échelle nationale. Dans les zones sahariennes, les ressources en eaux souterraines sont vulnérables et non renouvelables, dont la REUE apparait comme une solution très conseillé. Une nouvelle réglementation algérienne a été établie en 2012 (Arrêté interministériel n° 41- 160 du 02 Janvier 2012), fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. Elle a pour objet de définir les caractéristiques physicochimique et microbiologique pour les eaux épurées destinées à l'irrigation (Annexe 7 et 8) (JORA, 2012).

2.8. Valorisation des boues

2.8.1. Voies d'élimination et/ou valorisation des boues

Les principales voies d'élimination et/ou de valorisation se limitent donc à la mise en décharge, contrôlée, l'incinération et la valorisation agricole.

2.8.1.1. La mise en décharge contrôlée

Elle consiste en un enfouissement des boues (souvent mélangées avec les ordures ménagères) en tenant en compte de certaines conditions : compactage des résidus, site étanche, récupération et traitement des jus de décharges (lixiviats), équipement et gestion du site (Allen, 2001). Les boues doivent être préalablement stabilisées et déshydratées (humidité maximale de 70 %). Cette solution a perdu progressivement de son intérêt pour des raisons financières et pour des problèmes environnementaux tels que les odeurs nauséabondes, pullulation de moustiques, entraînement d'éléments fertilisants (nitrates, phosphates) et de produits toxiques par les eaux superficielles et contamination des nappes d'eaux souterraines (Marttinen et al., 2003). Les décharges ne doivent plus accepter que des déchets qui ne peuvent plus être raisonnablement valorisés ou à caractère non dépolluables ou dangereux appelés aussi déchets ultimes (Amir, 2005).

2.8.1.2. L'incinération

Elle réalise la destruction de la matière organique des déchets par combustion à haute température (plus de 500°C) produisant des fumées et des matières minérales résiduelles nommées cendres. Ce procédé est très couteux, il peut être réalisé avec ou sans valorisation énergétique et concerne les grosses agglomérations, les collectivités où l'épandage des boues est concurrencé par l'épandage des déchets organiques d'origine agricole et les collectivités à caractère touristique. Cette technique reste aussi néfaste du point de vue écologique et environnemental puisqu'elle contribue en plus du gaspillage de matières organiques utiles pour le sol à la diffusion de gaz très toxiques (NO, NO₂, CO, SO, dioxine, etc.) (Zebarth et al., 2000).

2.8.1.3. Utilisation agricole des boues

L'application de la boue d'épuration pour des objectifs de fertilisation et de bonification des terres reçoit un grand intérêt en agriculture vue que le coût des engrais commerciaux est en augmentation continu. Ce procédé de valorisation est optimal pour une élimination totale de la pollution engendrée par l'épuration des eaux ; en effet la valorisation agricole consiste à épandre des boues, pour un apport en éléments fertilisants (NPK) et de matières organiques (MO) pour les sols appauvris en ces éléments. Il vise à ménager les ressources naturelles et à éviter tout gaspillage de matière organique dû à l'incinération ou à l'enfouissement dans les décharges (Lambkin et al., 2004).

2.8.2. Intérêt d'utilisation des boues à des fins agricoles

2.8.2.1. La matière organique

La matière organique contenu dans la boue sert de source d'énergie aux microorganismes du sol qui, en la transformant (c'est-à-dire en la décomposant), libèrent des éléments nutritifs et du CO₂ nécessaires à la croissance des plantes. Celles-ci retournent au sol la matière organique sous forme de résidus culturaux, de feuilles, de racines mortes et le cycle est bouclé (**Karef, 2017**). Les effets de matière organique transformée en humus dans le sol sont multiples (**Ramdani, 2007**) :

- Amélioration de la structure et la stabilité du sol.
- Equilibre le bilan humique du sol
- Facilité de travail du sol
- Réchauffement du sol
- Rétention d'eau
- Fourniture progressive d'éléments nutritifs
- Stimulation de l'activité biologique

Le sol contient 2-3 kg/m² de biomasse. L'activité biologique de cette biomasse participe à des phénomènes tels que la structure du sol et sa porosité, la perméabilité du sol, la lutte contre le lessivage des éléments nutritifs ou l'érosion voire encore la disponibilité de certains éléments nutritifs comme le **P** ou le **K** (**Culot, 2005**).

Le rapport C/N ou rapport carbone sur azote est un indicateur qui permet de juger du degré d'évolution de la matière organique, c'est-à-dire de son aptitude à se décomposer plus ou moins rapidement dans le sol :

- **C/N < 15** : production d'azote, la vitesse de décomposition s'accroît ; elle est à son maximum pour un rapport C/N = 10,
- **15 < C/N < 20** : besoin en azote couvert pour permettre une bonne décomposition de la matière carbonée,
- **C/N > 20** : Pas assez d'azote pour permettre la décomposition du carbone (il y a compétition entre l'absorption par les plantes et la réorganisation de la matière organique par les microorganismes du sol, c'est le phénomène de "faim d'azote"). L'azote est alors prélevé dans les réserves du sol. La minéralisation est lente et ne restitue au sol qu'une faible quantité d'azote minéral.

Il est couramment admis que, plus le rapport C/N d'un produit est élevé, plus il se décompose lentement dans le sol mais plus l'humus obtenu est stable (**Karef, 2017**).

2.8.2.2. Les matières fertilisantes

L'utilisation des boues afin d'augmenter la fertilité des sols (utilisées comme engrais organique), non seulement mis en disposition des nutriments pour les plantes, mais elles peuvent aussi éliminer l'utilisation des engrais commerciaux [(**Sommers, 1977 ; Singh et Agrawal, 2009**).

Les éléments fertilisants représentent une part importante pour le développement des plantes. Les éléments principaux présents dans les boues d'épuration sont : l'azote, le phosphore et le potassium. Certains éléments sont moins importants en termes de quantité comme le calcium, le magnésium, le sodium et le soufre et on distingue :

- **Les éléments principaux** : l'azote, le phosphore et le potassium interviennent dans des réactions complexes dans le processus de croissance et développement des plantes. L'azote est un élément auquel le rendement de la production végétale est le plus sensible, il se trouve dans des boues sous différentes formes plus ou moins rapidement assimilables par la plante
- **Les éléments secondaires** : le magnésium, le calcium, sodium et soufre sont des nutriments certes pas primordiaux mais néanmoins d'une importance relative qui apportent un plus à la croissance des plantes.
- **Les oligo-éléments** : Les éléments métalliques et métalloïdes, présents dans les boues proviennent essentiellement des eaux d'égouts. Ces éléments sont liés en totalité à la phase solide des boues (**Glemas, 1980**), comme : le bore, chlore, cuivre, fer, manganèse, molybdène, zinc, sont utiles en petite quantité pour toutes les réactions chimiques qui ont lieu dans la plante tout au long de l'année.

2.8.3. Contraintes d'utilisation des boues à des fins agricole

L'application des boues d'épuration, même traitées, sur des terres agricoles représente un risque potentiel lié aux microorganismes pathogènes, aux éléments traces métalliques (ETM) et aux composés traces organiques (CTO). Appliquée pendant des années et inadéquatement, la fertilisation peut conduire à une pollution des eaux de surfaces (par drainage ou par érosion) ainsi que des eaux souterraines et de source. D'autre part, les polluants s'accumulent dans le sol, ce qui entraîne à long terme une diminution de la fertilité du sol (réduction de la diversité et de l'activité microbienne), de la qualité des plantes cultivées ainsi que du rendement des cultures.

2.8.3.1. Eléments traces métalliques

Les boues d'épuration peuvent contenir des niveaux élevés de métaux lourds. Le transfert des métaux lourds vers le sol et, par la suite, vers les végétaux pose encore des risques potentiels, peuvent atteindre la chaîne alimentaire et avoir des répercussions négatives sur les êtres humains et les animaux d'élevage (**Jamali et al., 2009**).

Les teneurs élevées en métaux lourds dans le sol mènent à une réduction de l'activité biologique du sol et aussi à une diminution des rendements agricoles et à une accumulation de ces mêmes métaux dans les plantes, le tableau (2.6) présente les teneurs limites en éléments traces métalliques (ETM) pour le produit final obtenu par compostage des boues d'épuration :

Tableau 2.6 : Flux et teneurs limites en éléments traces métalliques (ETM)

Éléments-traces métalliques (ETM)	Valeur limite (mg/kg de MS)	Flux maximal annuel moyen sur 10 ans (g/ha/an)
Arsenic (As)	18	90
Cadmium (Cd)	3	15
Chrome (Cr)	120	600
Cuivre (Cu)	300	1000
Mercuré (Hg)	2	10
Nickel (Ni)	60	300
Plomb (Pb)	180	900
Sélénium(Se)	12	60
Zinc (Zn)	600	3000

Source : (AFNOR, 2003)

2.8.3.2. Les composés traces organiques (CTO)

Les polluants organiques sont des substances qui peuvent avoir une action néfaste pour le traitement des boues ou pour leur utilisation en agriculture, Il s'agit généralement des produits chimiques de synthèse qui sont utilisés dans la vie courante et qui se retrouvent dans les eaux usées domestiques. On trouve en particulier des teneurs importantes en détergents et des médicaments (en particulier des antibiotiques qui agissent sur la flore des boues) (**Ramdani, 2007**).

On distingue deux grandes classes de CTO ; les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA) et les polychlorobiphényles (PCB). Le tableau ci-dessus résume les teneurs limites composés traces organiques (CTO) pour le produit final obtenu par compostage des boues d'épuration.

Tableau 2.7 : Flux et teneurs limites en composés traces organiques (CTO)

Composés traces organiques		Valeur limite (mg/kg de MS)	Flux maximal annuel moyen sur 10 ans (g/ha/an)
Total des 7 PCB	PCB 28+ 52+ 101+ 118 +138 +153 +180	0.8	1.2
HPA	Fluoranthène	4	6
	Benzo (b) fluoranthène	2.5	4
	Benzo (a) pyrène	1.5	2

Source : (AFNOR, 2003)

2.8.3.3. Microorganismes pathogènes

Les potentiels pathogènes tels que bactéries, virus, protozoaires et helminthes, qui peuvent causer d'énormes risques sur la vie des humains et des animaux sont généralement présents dans les eaux usées et la boue d'épuration brute (Tyagi et al., 2009).

Les boues résiduaires à des fins agricoles ne doivent pas être mises en contact direct avec des végétaux susceptibles d'être consommés crus. Une hygiénisation à la chaux permet de réduire considérablement le nombre de pathogènes et ainsi minimiser les risques de contamination. Les tableaux ci-dessous (2.8 et 2.9) résument la durée de survie de 20° à 30°C de quelques agents pathogènes et les valeurs limites en microorganismes d'intérêt sanitaire pour les différents types de cultures.

Tableau 2.8 : Durée de survie de 20° à 30°C de quelques agents pathogènes

Agents pathogènes	Durée de survie dans le sol	Durée de survie sur plantes cultivées
- Virus Entérovirus	Entre 100 et 20 jours	Entre 60 et 15 jours
- Bactéries <i>Coliformes fécaux</i> <i>Salmonelles</i> <i>Vibrio cholerae</i>	Entre 70 et 20 jours Entre 70 et 20 jours Entre 20 et 10 jours	Entre 30 et 20 jours De 30 à 15 jours De 5 à 2 jours
- Protozoaires <i>Kystes d'entamoeba histolytica</i> <i>Oeuf de ténia</i> <i>Oeuf d'Ascaris</i>	Entre 70 et 10 jours De nombreux mois De nombreux mois	De 10 à 20 jours De 60 à 30 jours De 60 à 30 jours

Source : (AFNOR, 2003)

Tableau 2.9 : Valeurs limites en microorganismes d'intérêt sanitaire

Types microorganisme		Toutes cultures sauf cultures maraîchères	Cultures maraîchères
Agents indicateurs de traitement	<i>Escherichia coli</i>	10 ⁴ /g MB	10 ³ /g MB
	<i>Clostridium perfringens</i>	10 ³ /g MB	10 ² /g MB
	<i>Entérocoques</i>	10 ⁵ /g MB	10 ⁵ /g MB
Agents pathogènes	<i>Oeufs d'helminthes viables</i>	Absence dans 1 g MB	Absence dans 25 g MB
	<i>Listeria monocytogenes</i>	Absence dans 1 g MB	Absence dans 25 g MB
	<i>Salmonella</i>	Absence dans 1 g MB	Absence dans 25 g MB

Source : (Hallouche, 1997)

2.8.4. Epandage des boues

Pour préserver la qualité du milieu récepteur, l'épandage des boues résiduelles implique la rétention, la transformation et le recyclage des éléments des boues dans le sol. Les boues doivent être retenues dans le sol, les composés organiques doivent être transformés en composés inorganiques pour devenir assimilables par les plantes, les éléments nuisibles doivent être éliminés ou inactivés, etc. Toutefois, certains paramètres du site récepteur peuvent influencer ces processus. Les principaux paramètres généralement retenus sont: l'épaisseur du sol, la profondeur de la nappe souterraine, le drainage, la pente, le pH, la capacité d'échange cationique et la végétation. Des normes ou recommandations existent pour la plupart de ces paramètres. Ainsi, le sol doit avoir une épaisseur minimale de 1,5 mètre, la nappe d'eau souterraine doit se trouver à plus d'un mètre de la surface du sol, le sol doit être bien drainé, le pH doit se situer autour de 6,5 etc. Ces normes et recommandations ont permis de définir une échelle pouvant servir à l'évaluation des sites susceptibles de recevoir des boues. Les sites récepteurs potentiels ont été classifiés en zones utilisables, non utilisables ou utilisables sous certaines conditions, pour l'épandage des boues résiduelles (**Giroux, 1986**).

2.8.4.1. Condition d'épandage des boues

L'épandage de boues ne peut être pratiqué que si celles-ci respectent le principe "d'intérêt agronomique" et soient exemptes de grandes teneurs en polluants inorganiques ou organiques. L'application des boues doit suivre des règles d'épandage qui imposent des distances minimales (**Amir, 2005**) :

- d'épandage vis à vis des berges, des sources, des puits, des habitations en évitant une percolation rapide vers les eaux superficielles ou souterraines ou tout ruissellement.
- d'isolement d'au moins trois (03) mètres vis-à-vis des routes et fossés.

Il interdit l'épandage :

- sur des sols gelés, de forte pente
- pendant les périodes de forte pluviosité et doit être en dehors des terres régulièrement travaillées (maraîchages).

Il définit des délais minima :

- avant la remise à l'herbe des animaux, et de cultures maraîchères.
- la durée du dépôt (inférieure à quarante-huit [48] heures), et seules sont entreposées les quantités de boues nécessaires à la période d'épandage considérée.

Pour éviter le plus possible la contamination par les microorganismes pathogènes et les nuisances dues aux odeurs, seules les boues suivantes peuvent être utilisées pour la valorisation (**Giroux, 1986**):

- boues stabilisées par digestion aérobie ou anaérobie;
- boues traitées à la chaux;
- boues provenant de systèmes de traitement d'eaux usées (aération prolongée, fosses ou étangs d'oxydation) et dont l'âge des boues est supérieur à 20 jours;
- boues compostées;

- boues pasteurisées;
- boues séchées à haute température;
- boues désinfectées

Cependant, des problèmes et des obstacles économiques ou techniques à l'application des règles d'épandage surgissent, ceux-ci comprennent les possibilités de stockage et de transport, l'insuffisance ou l'inadéquation des techniques de stabilisation et de déshydratation. D'autre part, du point de vue hygiénisation, la capacité d'épuration des sols est limitée dans certaines conditions. Ainsi, l'utilisation des boues sans hygiénisation préalable constitue en quelque sorte un retour à la pratique ancestrale de l'épandage des eaux usées brutes (**Bengtsson et Tillman 2004**).

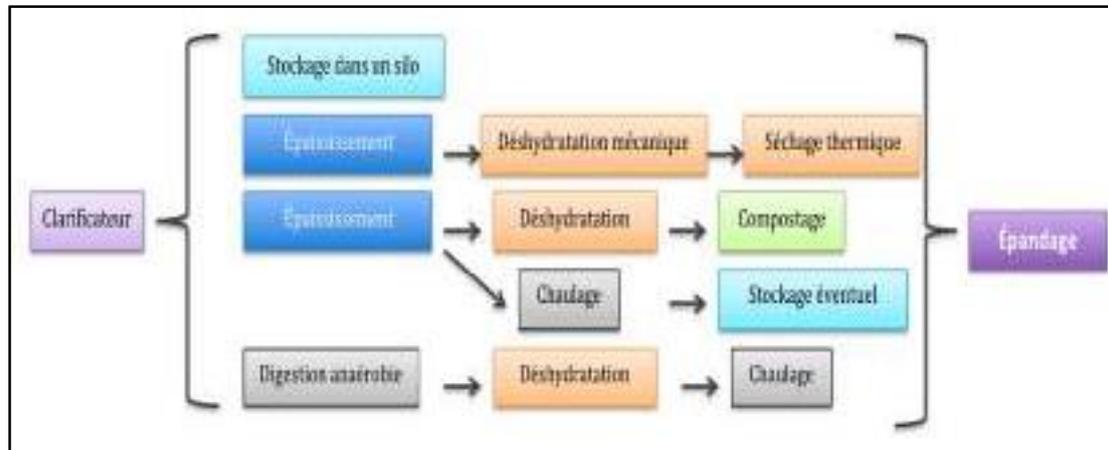
2.8.4.2. Les critères de la gestion d'épandage

Afin de mieux gérer l'utilisation agronomique des boues de STEP, **Amorce (2012)** a cité les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles, dans le cadre d'un plan d'épandage qui contient :

- **Une étude préalable** sur les caractéristiques des boues, du sol et leur aptitude à l'épandage, sur les modalités techniques de la mise en œuvre (les périodes et les matériels d'épandage, conditions de stockage). Cette étude justifie du respect des conditions édictées par la loi qui impose également que les capacités d'entreposage doivent tenir compte des périodes où l'épandage est interdit (par exemple en hiver) ou impossible (période de sécheresse). L'étude doit également prévoir une autre filière d'élimination en cas d'incident.
- **Un « registre d'épandage »**, il s'agit d'une synthèse des activités d'épandage contenant les parcelles épandues, caractéristiques des boues, des sols, etc., une copie de ce registre doit être transmise au préfet tous les ans et le producteur de boues doit garder ce document pendant dix ans.
- **Un programme prévisionnel annuel**, avant chaque campagne, il doit préciser les parcelles réceptrices pour la campagne suivante, leurs caractéristiques ainsi que les cultures pratiquées.
- **Un bilan annuel de programme d'épandage**, en forme de registre, témoignant d'un suivi continu de la qualité des épandages et des boues, en précisant leurs caractéristiques (surtout leurs teneurs en métaux lourds, en micropolluants et en micro-organismes pathogènes ainsi que leur intérêt agronomique), leur provenance et leur origine. Ce registre doit aussi contenir l'accord signé avec l'utilisateur, les quantités de boues concernées et leurs préconisations d'emploi. Il doit également définir les dates d'utilisation, les parcelles réceptrices, etc.

En fonction de la qualité des boues et notamment de leur charge polluante, la fréquence des analyses peut varier. Il est généralement admis qu'après la première année, cette périodicité est réduite de moitié. Par ailleurs, si un mélange de boues est autorisé, ce qui est assez rare, ces analyses sont à effectuer sur les différentes composantes et doivent faire mention de la proportion du mélange. Enfin, une solution alternative à l'épandage doit être prévue, au cas où

l'exploitant aurait à gérer un lot de boues non conforme aux exigences réglementaires d'épandage. Malgré les coûts croissants de traitement des boues nécessaires à une valorisation agricole, l'épandage reste la filière la plus économique. Avant d'être épandues, les boues peuvent avoir subi un ou plusieurs traitements (Figure 2.2).



Source : (Amorce, 2012)

Figure 2.2 : Différentes étapes de traitement des boues avant épandage

Les boues traitées en vue d'un épandage peuvent être :

- **Boues liquides** : siccité 2-5%, produites par les petites stations (< 2000 EH), elles ont subi un épaississement ou un stockage en silo.
- **Boues pâteuses** : siccité 15-25%, issues de la digestion biologique, correspondent à des STEP de taille moyenne (65 000 - 20 000 EH). Elles ont subi une déshydratation sur filtre à bande ou une centrifugation.
- **Boues chaulées** : siccité 25-30%, ce type de boues peut être pâteux ou solide, produit par des STEP de taille moyenne à grande (20 000 - 100 000 EH). Elles sont issues d'un chaulage après une déshydratation.
- **Boues compostées** : siccité 35-70%, issues d'un compostage des boues déshydratées.
- **Boues de lagunage** : siccité de 10-20%, elles correspondent à une catégorie particulière de boues liquides traitées de façon extensive par des macrophytes.
- **Boues solides** : résultent d'un traitement par filtre presse ou d'un séchage thermique. Elles sont produites surtout par des grandes STEP (coût de production assez important).

L'épandage des boues, présente des avantages agronomiques : les boues de STEP sont riches en éléments fertilisants (N et P). En effet, dans les boues liquides, la plupart de l'azote se trouve sous forme d'ammonium qui est facilement assimilé par les végétaux. Dans les boues pâteuses et solides, l'azote est sous forme organique et sera disponible à long terme. De plus, l'apport de phosphore par les boues est très important, quasiment égal à celui des engrais chimiques. Malgré les intérêts qu'elle présente, cette valorisation a des limites. Elle est assez mal acceptée par le grand public à cause de la présence des ETM, des CTO et les germes pathogènes dans les boues (Amorce, 2012).

CHAPITRE 3

MATERIELS ET METHODES

PARTIE EXPERIMENTALE

3.1. Situation géographique et activité agricole dans la région

Jijel fait partie des zones littorales, elle se situe sur la côte méditerranéenne, au nord-est de l'Algérie (36°49'N ; 5°46'E) s'étendant sur une superficie de 239.103 ha. Grâce à des conditions climatiques favorables, l'agriculture constitue l'activité économique principale. 18,2 % de la superficie total son des surface agricoles utilisables occupées par différent types de cultures (maraîchères (15,3%), Culture fourragères (37%), Oléiculture (39%), Arboriculture (6,8%), Céréales (2,3%), Légumes secs (1%)). Le système de production suivie dans la région de Jijel est diversifié, d'une part l'agriculture de type intensif avec la prédominance de l'oléiculture caractérise les zones de montagne, et d'autre l'activité agricole au niveau des plaines est orientée principalement vers la pratique de cultures maraichères en plein champ et sous serre d'où l'utilisation des engrais chimiques est relativement importante (Boumalek et al., 2019).



Figure 3.1 : Situation géographique de la Wilaya de Jijel

3.2. Caractéristique climatologique de la région

Les données climatiques établies par l'office national de météorologie (ONM) situé à l'aéroport d'Achouat (commune de Taher), en se basant sur une série de données de 20 ans (1990-2010), révèlent que la région de Jijel est soumise à un climat de type méditerranéen caractérisé par un été chaud et humide, un hiver doux et pluvieux avec des précipitations moyennes annuelles importantes, de l'ordre de 986 mm/an et une température moyenne annuelle d'environ 18°C, ce pendant les température moyennes mensuelles varient entre 11,5°C au mois de Janvier et 26,2°C au mois d'Aout . Le taux d'humidité de la région est

assez élevé avec une moyenne de 75,7%, un maximum de 78,1% au mois de Janvier et un minimum de 71,6% au mois d'Aout (**Boumalek et al., 2019**).

3.3. Description de la station d'épuration de Jijel

La station d'épuration est située à l'Ouest de la ville dans la région *d'Elrabta* à 2 km du chef-lieu de la wilaya, elle occupe environ 5,9 hectares et a été mise en service en juin 2008.

La STEP est destinée à traiter les eaux usées d'origine domestique de la ville de Jijel et ses alentours, elle est dimensionnée pour traiter les rejets d'une population équivalente à 150 000 habitants en première phase et à 225 000 habitants en deuxième phase, après une extension future. Les eaux brutes arrivant à la station sont généralement d'origine domestique, acheminées via le réseau d'assainissement de la commune de Jijel et rejetées, après traitement, dans la mer (**STEP document, 2008**).



Source : (Google Earth)

Figure 3.2 : Station d'épuration d'Elrabta-Jijel

La station d'épuration (Figure 3.2) a été construite par deux entreprises *Wabag et Cosider* et l'étude d'implantation dans la région *d'Elrabta (Ramlet Zouwaya)* a été élaboré par le bureau d'étude Hydrotraitement sous l'accord de la direction d'hydraulique de la wilaya de Jijel. Plusieurs facteurs ont dirigé les responsables de l'étude d'implantation vers ce site, dont les plus importants sont : l'isolement de la station aux habitations pour éviter les problèmes des odeurs, le raccordement adéquat du système d'assainissement et la protection de la côte méditerranéenne (**STEP document, 2008**).

3.4. Caractéristiques générales de la STEP

Les caractéristiques générales et les différentes stations de relevage raccordées à la station d'épuration de Jijel sont rapportées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 3.1 : Caractéristiques générales de la station d'épuration de Jijel

Milieu récepteur	La mer
Stations de relevage (8 stations)	-SR1 Rabta (Jijel) -SR2 Pêcherie (Jijel) -SR3 Plage (Jijel) -SR4 Ouled Bounar (Jijel) -SR5 Ras El-Afia (Jijel) -SR1 El-Aouana (El-Aouana) -SR2 Marigha (El-Aouana) -SR3 Andreux (El-Aouana)
Nature des eaux brutes	Urbaines
Capacité de la station	150 000 (EQ/H) / 30 000 m ³ /j.
Superficie de L'assiette	5,9 Hectare
Groupement de réalisation : - Génie civil - Equipements	- COSIDER Canalisation -VA Tech WABAG
Type du dispositif d'assainissement de la ville	Unitaire
Système d'épuration	Boues activées à très faible charge (Aération prolongée)
Alimentation en eau usée	Gravitaire et par refoulement jusqu'à la station
Date de mise en service	Juin 2008
Date de transfert de la station à l'ONA	Dimanche 1 novembre 2009

3.5. Caractéristiques techniques de la STEP

La station fonctionne à faible charge massique de l'ordre de 0,07 [kg DBO₅] / [kg MVS] et à faible débit suivant le processus d'une aération prolongée à boue activée. Ce processus permet d'obtenir une bonne efficacité d'élimination de la DBO₅ et une stabilisation des boues.

La STEP a été dimensionnée sur la base des critères techniques suivant :

3.5.1. Charge hydraulique

Le tableau ci-dessous présente les valeurs nominales de la Charge hydraulique de la STEP pour la phase actuelle, ainsi que pour la phase d'extension :

Tableau 3.2 : Valeurs nominales de la Charge hydraulique de la STEP

Paramètre	Unité	Valeur du paramètre	
		Phase 1	Phase 2
Nombre d'équivalent habitant	EH	150.000	225.000
Débit moyen rejeté	m ³ /j	30.000	45.000
Débit de pointe au temps sec	m ³ /h	1.960	2.940
Débit de pointe au temps de pluie	m ³ /h	3.750	6.251

Source : (STEP document, 2008)

3.5.2. Charge polluantes

Le tableau ci-dessous présente les valeurs nominales de la charge polluante de la STEP pour la phase actuelle, ainsi que pour la phase d'extension :

Tableau 3.3 : Caractéristiques de l'eau brute

Paramètre	Unité	Valeur du paramètre	
		Phase 1	Phase 2
Concentration de la DB05	g/m ³	300	300
Charge massique de DB05	kg/j	9000	13 500
Concentration de la DCO à l'entrée	g/m ³	600	600
Charge massique de DCO à l'entrée	kg/j	18 000	27 000
Concentration de NTK à l'entrée	g/m ³	55	55
Charge massique de NTK	kg/j	1650	2 475
Charge massique de MES	kg/j	12 000	15 570

Source : (STEP document, 2008)

3.6. Collecte des eaux résiduaires

Le réseau d'assainissement de la ville de Jijel est à 92% unitaire et à 8% séparatif dont un volume important de la collecte se fait à travers un seul collecteur qui assure le transport à la fois des eaux domestiques et des eaux pluviales.

Le réseau unitaire est également économique car son dimensionnement est calculé en fonction des eaux pluviales dont le débit est plus important que celui des eaux domestiques. L'inconvénient majeur provient de la variabilité en quantité et en qualité des polluants qui arrivent à la station d'épuration (**Bliefert et Perraud, 2001**).

Le réseau est majoritairement gravitaire, contient huit stations de relevage raccordées à la STEP, dont cinq se trouvent à la commune de Jijel et trois appartiennent à la commune d'El Aouana.

3.7. Procédé de traitement et description des ouvrages de la STEP

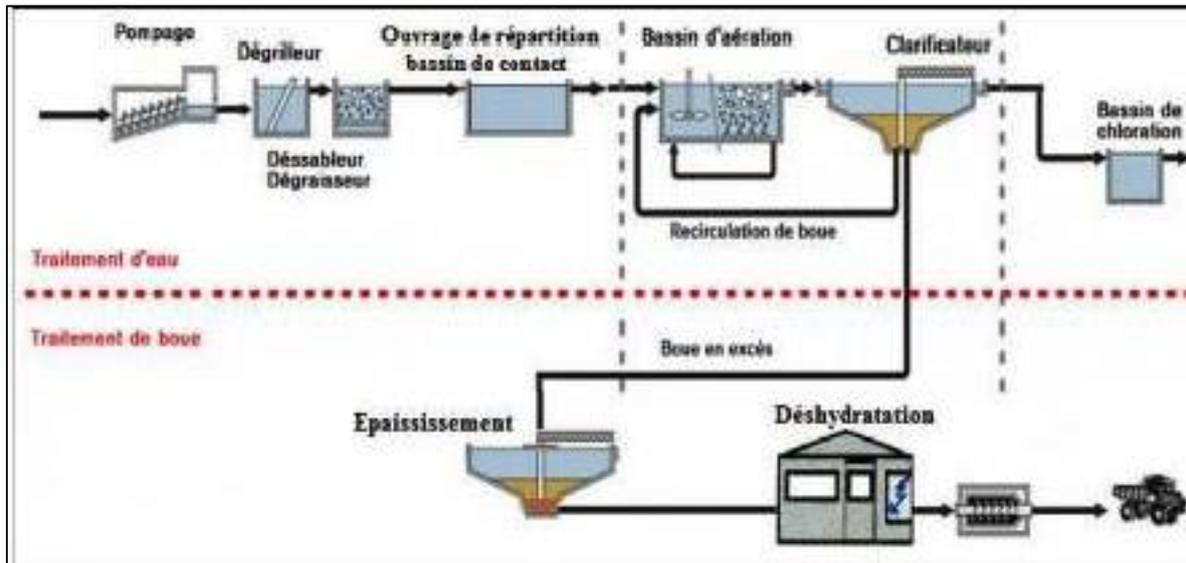
La STEP de Jijel comporte deux chaînes de traitement :

- **La première chaîne** pour l'eau, rassemble : le prétraitement, traitement biologique à boues activées, décantation et désinfection.
- **La deuxième chaîne** pour le traitement des boues qui comporte, épaissement, déshydratation, et lits de séchage

Tableau 3.4 : Les équipements de filières de traitement de la STEP

Filière eau	Filière boues
Ouvrage de réception	Recirculation et extraction des boues en excès
Dégrillage grossier (mécanisé)	Épaissement des boues (Avec Herse)
Dégrillage fin (mécanisé)	Lits de séchage (18 lits de secours)
Dessablage déshuilage aéré	Déshydratation Mécanique filtre à bande et table d'égouttage
Bassin d'aération (12 Aérateurs de surface la Puissance unitaire =75KW)	
Clarificateurs (02 Décanteurs de type racleur)	
Désinfections	
Relevage de tête	
Comptage des eaux brutes et épurées.	
Préleveurs automatiques pour échantillonnage	
Groupe électrogène	

Les eaux usées résiduaire sont acheminées soit gravitairement, soit via les stations de relevage. Les étapes d'épuration par lesquelles passent les eaux usées et les boues sont schématisées ci-dessous (Figure 3.3) :



Source : (Google)

Figure 3.3 : Schéma simplifié des procédés de traitement au niveau de la STEP

3.7.1. Déversoir d'orage

Le déversoir d'orage (Annexe 10) a été installé à l'extérieur de la station. Le rôle de cet ouvrage est la protection du système contre les surplus des eaux usées. Les ouvrages hydrauliques seront dimensionnés pour un débit de 25 000 m³/h pour la première phase, un débit à ne pas dépasser sous peine de dysfonctionnement de la station. Le surplus d'eau sera évacué dans une conduite vers l'oued *Chaabet Ben Achour*, qui se déverse dans la mer.

3.7.2. Prétraitement

3.7.2.1. Dégrillage grossier

Il existe deux dégrilleurs automatiques assurant la rétention mécanique de déchets (papiers, fibres textiles, plastique, etc.). Le principe de fonctionnement est extrêmement simple, puisqu'il consiste à faire passer l'eau brute à travers les grilles composées de barreaux inclinés de 60 à 80° (Annexe 11). L'espacement entre les barreaux est supérieur à 50 mm. Les matières de vidanges, sont stockées dans la fosse de dépotage implantée en tête de la station et sont évacués en incinération.

3.7.2.2. Station de relevage

Elle comporte quatre pompes qui fonctionnent en alternance selon la variation du débit entrant. La commande des quatre pompes s'effectue par une sonde ultra sonique installée en haut du puits. Elles permettent de relever les eaux brutes admises dans la station pour les injecter dans le circuit du traitement (Annexe 12).

3.7.2.3 Dégrillage fin

Cet équipement (Annexe 13) comporte trois dégrilleurs, deux fonctionnent automatiquement et le troisième manuellement (Dégrilleur de secours). Ils sont installés sur le même axe en

contact direct avec le dessableur- déshuileurs, afin de retenir mécaniquement tous les petits corps de dimension supérieure à 10 mm, qui peuvent perturber le fonctionnement des installations.

3.7.2.4. Dessablage-déshuilage

La station d'épuration de Jijel compte deux dessableurs-déshuileurs installés cote à cote (Annexe 14). Chacun est muni d'un système d'injection d'air sous forme de microbulles permettant l'ascension et la flottation des huiles et graisses à la surface. Les matières lourdes (graviers et sables) décantent en bas du bassin dont l'objectif est d'éviter les dépôts dans les conduites et canaux, et de protéger les pompes contre l'abrasion.

L'ouvrage est muni d'un :

- **Système « air lift »** pour extraire les résidus après un raclage du fond du bassin, ces derniers seront évacués dans un classificateur après passage par un « égouttoir ».
- **Système de racleur superficiel**, pour accumuler les graisses et les déverser dans des bennes.

3.7.3. Traitement biologique

La STEP de El-Rabta est dimensionnée pour fonctionner par le procédé des boues activées qui consiste à provoquer le développement d'une culture bactérienne dispersée sous forme de flocons (boues activées) dans un bassin brassé et aéré (bassin d'aération), dans ce bassin, le brassage a pour but d'éviter les dépôts et d'homogénéiser le mélange des flocons bactériens avec l'eau usée (liqueur mixte), l'aération peut se faire à partir de l'oxygène de l'air (**Gaid, 1993**).

La zone de traitement biologique comporte deux ouvrages principaux : les puits de contacts et/ou l'ouvrage de répartition (Annexe 15) et les bassins d'aération (Annexe 16).

3.7.3.1. Puits de contact (Ouvrage de répartition)

C'est un regard de faible volume, qui n'a pas un rôle de dépollution mais il est nécessaire pour assurer un mélange « intime » des eaux usées en provenance du prétraitement et les boues de retour afin d'éviter la prolifération d'algues filamenteuses (**STEP document, 2008**).

3.7.3.2. Bassin d'aération

Le mélange eaux usées-boues activées collectées dans l'ouvrage de répartition est déversé dans les bassins d'aération (réacteurs biologiques) dans lesquels s'effectue la transformation de la matière organique par les microorganismes aérobies. Ils constituent un élément fondamental de la filière définie sous le terme de boues activées. Une bonne gestion de l'aération permet également d'assurer les réactions suivantes :

3.7.3.2.1. La phase d'aération

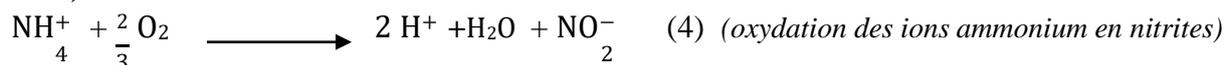
C'est la période de temps où les aérateurs de surface sont en marche, traduits par l'injection d'air dans les bassins, elle comporte deux réactions fondamentales :

- **L'élimination de la charge carbonée** : c'est un traitement qui élimine l'essentiel des agents polluant carbonés biodégradables par une biomasse épuratrice (bactéries, protozoaires).



- **La nitrification** : C'est un traitement qui élimine ou transforme l'azote ammoniacal par bactéries nitrifiantes fixées sur matériaux filtrants (nitrosomonas et nitrobacter) en nitrate. En réalité, cette réaction s'effectue en deux étapes successives : la nitritation et la nitratisation, réalisée par des bactéries différentes selon les schémas ci-après :

a) **Nitritation** :

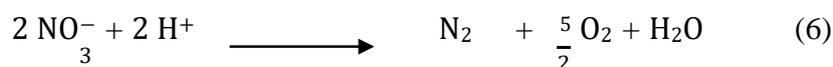


b) **Nitratisation**:



3.7.3.2.2. La phase d'anoxie

C'est la période de temps où les aérateurs de surface sont en arrêt, elle comporte essentiellement la dénitrification, le traitement par lequel il y aura réduction de la charge de NO_3^- par transformation en N_2 atmosphérique au moyen d'une source carbonée, elle est réalisée par les bactéries hétérotrophes (espèces dénitrifiantes) utilisant l'oxygène du NO_3^- comme récepteur final d'électrons (Altmeyer et al., 1990).



La station d'épuration d'Elrabta-Jijel comporte deux grands bassins d'aération chacun dispose six aérateurs identiques de surface permettant l'oxygénation de l'eau.

Le tableau ci-dessous présente les caractéristiques techniques du bassin d'aération :

Tableau 3.5 : Caractéristiques du bassin d'aération

Désignation	unité	Valeur
Charge massique	kg DBO ₅ / kg MVS	0,07
MES	g / l	5
Charge en DBO5	kg / j	9 000
Nombre de Bassin		2
Hauteur d'eau	m	4.5
Longueur droit	m	66
Longueur	m	44
Volume totale	m ³	26 136

Source : (STEP document, 2008)

3.7.3.3. Décanteur secondaire

La STEP est dotée de deux décanteurs cylindro-coniques (Annexe 17), équipés de racleurs de fond appelés clarificateurs. La liqueur mixte de boues activées est dirigée vers ces ouvrages de décantation secondaire dans le but de séparer l'eau épurée des boues qu'elle contient. La liqueur mixte est introduite dans le centre, l'eau clarifié déborde en périphérie dans une double goulotte de reprise et les boues se déposent sur le radier et seront raclées vers le centre de l'ouvrage où elles s'épaississent légèrement.

3.7.4. La désinfection

L'eau qui sort des décanteurs secondaires sera désinfectée, cette désinfection a pour objectif principal d'hygiéniser les eaux épurées, afin de protéger les zones sensibles de rejet (la mer), ou pour une éventuelle réutilisation de ces eaux. La désinfection se fait par l'injection de l'eau de javel (hypochlorite de sodium) ou le chlore gazeux à l'entrée du bassin de chloration (Annexe 18) afin de détruire les germes pathogènes et donc obtenir une eau épurée à la sortie de la STEP qui devra correspond à la norme exigée. Néanmoins, la chloration est suspendue actuellement au niveau du bassin de désinfection

3.7.5. Traitement des boues

3.7.5.1. Recirculation des boues

Pour assurer un traitement biologique efficace, il faut maintenir une concentration constante (au voisinage de 5g/l) dans le bassin d'aération. Pour cela, il est nécessaire de recirculer une partie des boues qui sont extraites du décanteur secondaire vers l'entrée du bassin d'aération (boues recirculées), ce qui permet de respecter une charge massique de fonctionnement considérée dont le temps de séjour sera limité dans les décanteurs pour garantir une bonne qualité et un âge de boue bien défini. Le débit des boues recirculées est tributaire du débit journalier arrivant sur la station, en règle générale, le volume recirculé ne dépasse pas deux fois le volume des eaux usées à traiter (de 100 à 200%), et il peut même atteindre le débit de pointe à temps sec.

Les boues activées extraites du décanteur secondaire sont refoulées vers la tête des bassins aérés par trois pompes centrifuges immergées (deux pompes principales et une pompe de secours) de capacité unitaire 1000 m³/h installées dans une chambre située à proximité du décanteur secondaire (STEP document, 2008).

3.7.5.2. Evacuation des boues en excès

La biomasse augmentant chaque jour avec la quantité de la pollution retenue. Il est donc nécessaire d'enlever régulièrement les boues excédentaires pour maintenir un taux de MES stable dans le bassin d'aération, et d'éviter conséquemment l'accumulation et le débordement du lit de boue dans les décanteurs secondaires.

Les boues en excès sont extraites du bassin aéré et refoulées vers l'installation de traitement des boues à l'aide de deux pompes centrifuges immergées (une pompe principale et une

pompe de secours) de capacité unitaire 68 m³/h installés dans la station de pompage des boues (STEP document, 2008).

3.7.5.3. Epaissement des boues

L'objectif principal d'épaissement des boues est de réduire le volume de ces dernières et ainsi d'augmenter leur concentration, cette opération concerne les boues en excès, elles seront pompées à une concentration de 10 g/l à la sortie de décanteur secondaire et acheminées vers l'épaississeur pour assurer un épaissement de la boue sous l'action de la pesanteur (la pression d'eau) et simultanément par «raclage» qui assure la séparation de la phase liquide-solide (boue/eau). Concernant cette STEP, la concentration à la sortie de l'épaississeur (Annexe 19) est de l'ordre de 30 à 35g/l.

3.7.5.4. Déshydratation des boues

Les boues épaissies sont ramenées au centre de l'ouvrage et seront évacuées vers les unités de déshydratation (Annexe 20). La déshydratation permet de diminuer la teneur en eau des boues et d'atteindre une siccité allant de 15 à 40%.

3.7.5.4.1. Déshydratation des boues par filtres à bandes

Elle correspond en fait à une augmentation forte de siccité, modifie l'état physique des boues, celles-ci passant de l'état liquide à l'état pâteux ou solide. Cette opération est assurée par des filtres à bandes (Annexe 21). Après un mélange avec des polymères, la boue est déversée sur un tapis roulant qui assure l'élimination de toute trace d'eau. Le but de cette opération est le séchage des boues pendant la période pluvieuse, et donc obtenir une boue parfaitement floculée, pâteuse avec une siccité de 18 à 20%.

3.7.5.4.2. Déshydratation naturelle (lits de séchage)

C'est le procédé le plus utilisé le long de l'année sauf en période pluvieuse, car il est peu onéreux et très facile à mettre en œuvre. Il consiste en une filtration gravitaire couplée à un séchage de la boue épaissie épandues sur des aires rectangulaire appelées « lits de séchages » (Annexe 22) en couches superposées n'excédant pas les 50 cm d'épaisseur.

La STEP compte dix-huit lits de séchage rectangulaire (15m x 30m). Le lit est constitué d'une couche de sable de filtration disposée sur une couche support de gravillons. Cette dernière sert aussi à protéger un réseau de canalisation ou seront drainées les eaux récupérées de la boue. L'élimination de l'humidité résiduaire s'opère grâce à l'effet d'évaporation et d'égouttage de la boue (STEP document, 2008).

3.8. Méthodes d'analyse

Le laboratoire de la STEP de Jijel a pour mission principale, le contrôle de la qualité des eaux à l'entrée et à la sortie et des boues d'épuration afin d'évaluer les performances épuration de la filière de traitement en termes de rendements épuratoires, d'abattement de la pollution et de qualité des rejets.

L'ensemble des analyses nécessaires pour le contrôle et le suivi du fonctionnement de la station ont été effectués au niveau du laboratoire interne de la STEP, du laboratoire central de l'ONA et d'un laboratoire externe (agréé) à savoir :

a) Filière des eaux : température ($T^{\circ}\text{C}$), Conductivité électrique (**CE**), demande biochimique en oxygène (**DBO5**), demande chimique en oxygène (**DCO**), matière en suspension (**MES**), azote (**Nt**, N-NH_4^+ , N-NO_2^- et N-NO_3^-), phosphore (**P-PO₄³⁻** et **Pt**), paramètres bactériologiques (coliforme totaux (**CT**), coliforme fécaux (**CF**) et streptocoques fécaux (**SF**)) et éléments traces métalliques (zinc (**Zn**), manganèse (**Mn**) et fer (**Fe**)).

b) Filière des boues : humidité (%), conductivité électrique (**CE**), matière organique (**MO**), carbone organique total (**COT**), azote total (**Nt**), phosphore total (**Pt**), carbonate de calcium (**CaCO₃**), calcium(**Ca**), potassium(**k**), magnésium (**Mg**), soufre (**S**), fer (**Fe**) cobalt (**Co**), manganèse (**Mn**), sélénium (**Se**), cuivre (**Cu**), cadmium (**Cd**), chrome (**Cr**), cuivre (**Cu**), nickel (**Ni**), plomb (**Pb**), zinc (**Zn**), mercure (**Hg**) et paramètres bactériologiques (coliforme totaux (**CT**), coliforme fécaux (**CF**) et Salmonelles).

3.8.1. Filière des eaux (phase liquide)

3.8.1.1. Echantillonnage et prélèvement

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques (gaz dissous, matières en suspensions) et bactériologique de l'eau. Avant de commencer le prélèvement, il convient de nettoyer le matériel avec de l'eau et du détergent puis le rincer à l'eau. On peut avant utilisation, rincer le matériel d'échantillonnage dans l'eau dans laquelle sera effectué le prélèvement, afin de réduire au minimum le risque de contamination. Pour assurer une bonne conservation des échantillons, il est recommandé (voire impératif) de maintenir les prélèvements à 4°C pendant toute la durée des prélèvements.

Les échantillons soigneusement étiquetés et conservés à 4°C seront transportés jusqu'au laboratoire dans un laps de temps ne dépassant pas 24 heures. Toutefois, un certain nombre de mesures seront à pratiquer sur place : température, pH, oxygène dissous (**Rodier et al., 1996**).

Durant la période d'étude, deux sites de prélèvement ont été choisis dont le prélèvement d'échantillon de l'eau se fait soit par deux appareils d'échantillonneurs automatiques, l'un placé à l'entrée (eaux brutes) et l'autre à la sortie (eaux épurées), soit manuellement à partir d'un matériel d'échantillonnage nettoyé avec des détergents, suivi d'un rinçage abondant à l'eau de robinet, pour éviter une éventuelle contamination.

3.8.1.2. Méthode potentiométrique

La méthode potentiométrique permet des mesures rapides. Elle est à la fois utilisable sur le terrain et au laboratoire. Pour certains types d'effluents industriels, comme ceux des papeteries, et en présence de composés soufrés, chlorés, de matières organiques, elle donnera les résultats les plus satisfaisants (**Rodier et al., 2009**). Cette méthode met en œuvre le plus

souvent des électrodes spécifiques qui sont utilisées par immersion dans l'eau, elles permettent de mesurer:

a) **Le potentiel d'oxydoréduction (pH)** : la différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence (calomel-KCl saturé) plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H⁺ (Rodier et al., 2009). Le pH est mesuré in situ à l'aide d'un pH mètre de marque HACH (Annexe 23).

b) **La conductivité électrique** : il correspond à la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1cm, l'unité est en micro siemens par centimètre (µs/ cm²).

c) **La température** : elle est affichée directement et simultanément à l'aide de conductimètre, es résultats sont exprimés en °C.

Les deux paramètres (conductivité et température) sont mesurés à l'aide d'un conductimètre de marque HACH HQIUD (Annexe 24).

3.8.1.3. Méthode gravimétrique

La méthode gravimétrique, longtemps considérée comme une méthode de référence, est d'une mise en œuvre assez longue et fait appel à une certaine expérience de la manipulation. Elle convient à des concentrations en MES supérieures à 10 mg/l (Rodier et al., 2009). Son principe est basé sur la mesure de la masse, après séparation solide-liquide, pour l'élément recherché.

3.8.1.3.1. Matière en suspension (MES)

pour l'eau brute la détermination des matières en suspension de l'eau s'effectue par filtration à l'aide d'une disposition de filtration sous vide (Annexe 25), basée sur la séparation solide-liquide, il suffit de placer le filtre dans la pompe de filtration, ensuite verser le volume d'eau (100 ml) jusqu'à filtration complète, puis récupérer le filtre et le mettre à l'étuve à 150 °C pendant 2 heures, le filtre est pesé après refroidissement total dans le dessiccateur, le taux des matières en suspension (MES), exprimé en milligramme par litre (mg/l) est donné par l'expression (Rodier et al., 2009) :

$$\text{MES} = (M_0 - M_1) * 1000 / V \quad (7)$$

Où :

V: Le volume en ml de l'échantillon

M₀ : La masse en mg du disque filtrant avant étuvage)

M₁ : La masse en mg du disque filtrant après étuvage)

Remarque : La concentration de MES de l'eau épurée est mesurée directement à l'aide d'un spectrophotomètre étalonné avec de l'eau distillée.

3.8.1.4. Méthode manométrique

La mise en œuvre de cette méthode s'effectue par le versement d'un échantillon d'eau dans une bouteille fermée avec un bouchon muni d'un capteur de pression (manomètre), le volume choisi est en fonction de la gamme de mesure souhaitée. La diminution de l'oxygène consommé lors de la biodégradation de l'échantillon provoque une diminution de pression mesurée à l'aide du manomètre (**Rodier et al., 2009**).

3.8.1.4.1. La demande biologique en oxygène (DBO₅)

Elle est mesurée à l'aide d'un appareil DBO mètre de marque HACH DBO Trak, Une quantité d'eau est versé, dans une bouteille fermée avec un bouchon muni d'un capteur de pression, le volume choisi est en fonction de la gamme de mesures souhaitées.

L'appareil de mesure BOD Trak (Annexe 26) est placé dans un réfrigérateur maintenu à 20°C pendant 5 jours pour la DBO₅, la consommation d'O₂ se traduit par une diminution de la pression d'air dans les flacons, la consommation d'oxygène pour l'oxydation des matières organique par les micro-organismes provoquent la formation de CO₂ qui sera piégé par des cristaux de NaOH, les résultats de DBO₅ seront lus directement par affichage de l'appareil BOD Trak après 5 jours, les résultats exprimés en mg O₂/l (**Rodier et al., 2009**).

3.8.1.5. Méthode colorimétrique

C'est la méthode analytique la plus utilisée en analyse d'eau. Elle nécessite la mise en œuvre préliminaire d'une réaction colorée spécifique de l'élément recherché. Elle s'appuie sur le fait que toute solution coloré traversée par un faisceau de lumière absorbée est proportionnelle à la concentration du composé colorée recherché, la lecture se fait dans un spectrophotomètre

Certaines substances colorées (ou chromophores), qui absorbent dans le domaine du spectre visible (λ comprises entre 380 nm et 750 nm environ) et permettent un dosage spectrométrique que l'on peut qualifier de colorimétrique. De nombreux dosages appliquent la colorimétrie, soit directement sur des substances colorées, mais le plus souvent après une réaction de l'élément à doser avec un réactif qui conduit à la formation d'une substance colorée, susceptible d'un dosage colorimétrique. Des substances qui absorbent spécifiquement dans l'ultraviolet (λ comprises entre 200 et 380 nm) et permettent des dosages à l'aide de la spectrométrie UV (**Rodier et al., 2009**).

3.8.1.5.1. Paramètres mesurés par spectrophotométrie

Pour mesurer les paramètres ; DCO, nitrite, nitrate, ammonium, azote total, phosphore total et ortho phosphore, on utilise des tests en cuve commercial LCK de HACH. Cette technique consiste à introduire ces cuves munies de réactifs et des échantillons d'eaux brutes et d'eaux épurées dans un spectrophotomètre de type **VIS DR 2800** (Annexe 27), dont chaque paramètre possède un test en cuve spécifique contient des réactifs propres au test ciblé.

3.8.1.6. Détermination des éléments traces métalliques (ETM)

Nous avons utilisé la méthode d'absorption atomique par spectrométrie (SAA) pour toutes les analyses de métaux lourds.

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique qui s'est largement développée ces dernières années mais dont le phénomène de base était connu depuis très longtemps. Les séduisantes possibilités de la méthode et en particulier sa rapidité, l'ont fait adapter au dosage d'un certain nombre d'éléments rencontrés dans les eaux. En spectrométrie d'absorption atomique (SAA) on utilise un générateur de photons dont la fréquence correspond à l'élément à doser. Une population d'atomes, générée par un atomiseur à partir de l'échantillon, est éclairée par ce rayonnement lumineux de longueur d'onde donnée. Les atomes absorbent cette énergie incidente pour passer du niveau fondamental au niveau énergétique excité et le nombre de photons absorbés dans ce rayonnement incident peut être relié à la concentration par la relation (Rodier et al., 2009) :

$$A = k * C \quad (8)$$

A : absorbance,

C : concentration de l'élément considéré dans la solution à analyser,

k : coefficient spécifique à chaque élément.

Cette relation permet la quantification de l'élément en procédant préalablement à un étalonnage avec des solutions de concentrations connues.

3.8.1.6.1. Préparation des échantillons et dosage

Les échantillons d'eau épurée sont acidifiés à $\text{pH} < 2$ avec de l'acide nitrique (HNO_3), car l'acide concentré est un oxydant puissant qui dissout tous les métaux usuels. Après acidification les échantillons de l'eau épurée sont filtrés à l'aide des membranes de filtration ayant une porosité de $0,45 \mu\text{m}$ avec un appareillage de filtration verre (filtration sous vide), les échantillons sont stockés dans un réfrigérateur à 4°C jusqu'au dosage (Rodier et al., 2009).

3.8.1.7. Détermination des paramètres bactériologiques

Après ensemencement de plusieurs dilutions de l'échantillon, chacune dans une série de tubes contenant un milieu de culture non véritablement sélectif mais permettant de mettre en évidence la fermentation du lactose avec production de gaz, repiquer les tubes « positifs » sur un milieu liquide contenant des sels biliaires ou des agents de surface, incubés soit à 36°C soit à 44°C pour les dénombrements de coliformes ou de coliformes fécaux respectivement (Rodier et al., 2009).

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 des coliformes en nombre de germes par 100 ml fécaux respectivement (Rodier et al., 2009).

3.8.2. Filière des boues

3.8.2.1. Echantillonnage et prélèvement

Plusieurs échantillons de boue séchée ont été collectés à partir des lits de séchages au niveau de la STEP, où la boue d'épuration subit une déshydratation naturelle, cette technique consiste à épandre la boue épaissie sur des aires rectangulaires (15m x 30m) en couches superposées n'excédant pas les 50 cm d'épaisseur afin de faciliter la filtration gravitaire par les drains composés de sable et de gravillons. L'élimination de l'humidité s'opère grâce à l'effet d'évaporation et d'égouttage de la boue.

Au niveau du lit de séchage, on procède à un grattage de la surface de l'amas de boue déshydratée, grâce à une spatule métallique pour recueillir environ 3 kg dans un sac de plastique

Afin d'éviter toute modification des caractéristiques physico-chimique et bactériologique, les différents échantillons sont conservés depuis le moment de la prise d'échantillon jusqu'au moment d'analyses. Ainsi, ils sont transportés puis mis dans un réfrigérateur à environ 4°C. EN outre, on veille à ce que les échantillons pour analyse chimique ne dépassent pas un temps de séjour de 28 jours. Les analyses physiques sont effectuées dès la prise d'échantillon.

3.8.2.2. Paramètres physicochimiques

3.8.2.2.1. pH

Le pH est une mesure de l'acidité de boue c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H⁺). La détermination de pH de boue est similaire à celle du sol. Le pH a été mesuré dans une solution d'extraction aqueuse avec un rapport (boue/eau) de (1/5) à l'aide d'un pH mètre (Mathieu et al., 2003).

3.8.2.2.2. La conductivité électrique (CE)

La détermination de la conductivité électrique permette une estimation de la teneur en sels solubles d'une solution. Cette mesure a été effectuée dans une solution d'extraction aqueuse avec un rapport (boue/eau) de (1/5) à l'aide conductimètre à 25°C (Mathieu et al., 2003).

3.8.2.2.3. Humidité

Le taux d'humidité a été déterminé après séchage de la boue dans une étuve à 105°C pendant 24h. On prend le poids d'un échantillon de boue avant étuvage P₁ puis après étuvage on note le poids final d'échantillon P₂. Le taux d'humidité est calculé par la relation suivante :

$$\text{Humidité (\%)} = 1 - (P_2 - P_0) / (P_1 - P_0) * 100 \quad (9)$$

Où

P₀ : le poids du creuset vide

P₁ : le poids de l'échantillon avant étuvage

P₂ : le poids de l'échantillon après étuvage

3.8.2.2.4. La matière organique

La méthode de calcination a été utilisée pour la détermination de la teneur en matière organique dans les échantillons de boue. On prend le poids du creuset vide, puis on ajoute 10 g de boue fin, séché et tamisé par la suite, on note le poids (P_1) d'échantillon avant calcinations. La calcination des échantillons se fait au four à mouffles à 500 °C pendant deux heures puis on prend le poids final des échantillons (P_2) après calcinations. La teneur en matière organique est calculée à partir de l'équation suivante :

$$\text{MO (\%)} = 100 * (P_1 - P_2) / P_1 \quad (10)$$

Où

MO : est la teneur en matière organique en %

P₁ : poids d'échantillon avant calcination,

P₂ : poids d'échantillon après calcination.

3.8.2.2.5. Le carbone total

Le carbone organique (%) est dosé par la méthode de **Walkley & Black**, dont il est oxydé par du bichromate de potassium en excès, en milieu acide sulfurique. L'excès de bichromate non réduit par le carbone organique est alors titré par une solution de sel de Mohr (qui réduit les bichromates) en présence de diphénylamine jusqu'à l'obtention d'une couleur bleu vert.

3.8.2.2.6. Le calcaire total (CaCO₃)

Le calcaire total (CaCO₃) a été déterminé à l'aide de calcimètre de Bernard. Cette méthode est basée sur la réaction acide-base. Le volume de gaz carbonique dégagé lors de la réaction est mesuré à l'aide d'une burette à gaz (Calcimètre de Bernard). Un poids connu de carbonate de calcium pur est analysé est traité de la même manière. En comparant les deux volumes, on peut déterminer le taux de carbonates exprimé en carbonate de calcium dans l'échantillon de boue (**Mathieu et al., 2003**).

3.8.2.2.7. Eléments nutritifs (NPK) et éléments traces métalliques (ETM)

L'azote total a été déterminé par méthode de **Kjeldhal**, elle s'effectue en trois étapes (digestion, distillation et titration). La boue sèche finement broyée est chauffée avec de l'acide sulfurique concentré, qui à l'ébullition détruit par son action oxydante les matières organiques azotées. Le carbone et l'hydrogène se dégagent à l'état de CO₂ et H₂O, et l'azote transformé en ammoniac est fixé par l'acide sulfurique à l'état de sulfate d'ammoniac SO₄(NH₄)₂ (**Mathieu et al., 2003**).

Le phosphore, le potassium, le magnésium, le calcium, le soufre et les métaux lourds totaux ont été déterminés après digestion avec l'acide nitrique (HNO₃), le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) et l'acide chlorhydrique (HCl) (**USEPA, 1996**). Le phosphore a été déterminé par la méthode colorimétrique. Le soufre et le potassium ont été mesurés respectivement par turbidimétrie et photométrie de flamme. Le mercure a été détecté par spectrométrie d'absorption atomique à vapeur froide et les autres traces éléments ont été analysées par la spectrométrie d'absorption atomique.

3.8.2.3. Paramètres bactériologiques

Le principe général des techniques des analyses bactériologiques des boues consiste àensemencer une quantité connue d'une solution de boues à analyser sur un milieu de culture adapté, solide ou liquide. On suppose que, pendant l'incubation, chaque bactérie présente dans la solution se développe pour donner soit une colonie visible sur un milieu solide, soit des changements d'apparence dans un milieu liquide (**Madigan et Martinko, 2007**).

La détermination des salmonelles a été seulement qualitative (présence/absence), nous avons choisi la technique d'ensemencement dépend de la nature des bactéries à recherchées qui ont un risque pathogène (**Guiraud et Galzy, 1980**).

En ce qui concerne la détermination des coliformes totaux et fécaux ,10 grammes d'échantillon de boue est prélevée et mis en suspension dans 90 ml d'eau tamponnée (tampon phosphaté) de dilution (dilution 1:10) et un ph ajusté à 7,2, avec une bonne agitation afin d'homogénéiser le contenu avant de procéder à l'analyse (méthode par filtration sur membrane) (**CEAEQ, 2003a, 2003b**).

3.9. Méthodologie d'analyse statistique

En recherche scientifique, le recours à l'utilisation des tests d'hypothèse est indispensable pour prouver ou valider des résultats expérimentaux. Les méthodes statistiques peuvent être un outil pour la recherche de relations empiriques dans des systèmes complexes composés d'un grand nombre de variables afin de décrire certains comportements, phénomènes ou propriétés. Grâce aux méthodes statistiques, il est possible de donner une explication physique à un système et de mieux comprendre par exemple le fonctionnement d'une station d'épuration (**Avella et al., 2011**).

Un changement de coefficient de corrélation entre deux variables, ou la non-adéquation de nouvelles mesures aux modèles établis antérieurement peut être également un moyen tout à fait pertinent pour détecter des modifications de fonctionnement d'une station d'épuration (**Kiss et al., 2011**).

La compréhension des processus intervenant dans cycle de traitement des eaux usées ainsi que l'étude des différents paramètres liés au procédé, de leurs variations spatiales et temporelles nécessitent de disposer de données. Celles-ci sont essentielles et constituent un préalable à toute analyse statistique, que ce soit dans le but de procéder à une étude du procédé de traitement de l'eau usée, d'impacts environnementaux ou pour procéder à l'évaluation de la fiabilité de la station (**Djeddou, 2014**).

De façon générale, pour permettre le passage de l'acquisition des données à leur utilisation effective dans le cadre d'une analyse statistique on distingue les étapes suivantes : prétraitement, traitement et validation.

3.9.1. Outil informatique

Dans notre cas, nous avons utilisé le logiciel XLSTAT (version 2014), Il s'agit d'un « add-on » qui complète Microsoft Excel incluant plus de 100 fonctionnalités statistiques essentielles. Le Logiciel est la propriété intellectuelle d'Addinsoft SARL et de ses fournisseurs, il dispose

également des outils de préparation et de visualisation de données, de tests statistiques paramétriques et non-paramétriques, de méthodes de modélisation (modèles linéaires classiques et généralisés, modèles mixtes, modèles non-linéaires...), de fonctionnalités de data mining (analyse en composantes principales, analyse des correspondances...) et de méthodes de classification (classification ascendante hiérarchique, k-means...).

Le choix de ce logiciel est dicté par la flexibilité de sa manipulation et par les sorties graphiques qui sont de très bonne qualité et aussi l'éditeur de graphiques permet des mises en forme personnalisées qui sont très appréciées pour les restitutions audiovisuelles ou imprimées.

3.9.2. Prétraitement des données

Le prétraitement des données consiste à effectuer des modifications sur les données brutes pour former une base d'étude. Un nettoyage préalable peut être utilisé pour filtrer les données inutiles à travers la suppression des requêtes ne faisant pas l'objet de l'analyse. Le nettoyage des données inclut la vérification de la qualité et la cohérence des données, la correction des erreurs et des données erronées, le remplacement ou la suppression des valeurs manquantes, la suppression des valeurs extrêmes et excentrées (Soudani, 2005).

3.9.2.1. Suppression des valeurs manquantes

Au début, nous avons procédé à l'élimination des observations qui n'ont pas un nombre suffisant de paramètres pour notre étude, la série de données brutes comporte 34 variables et 2983 observations. Les données des paramètres de la pollution globale (MES, DBO₅, DCO, Nt, N-NH₄⁺, N-NO₂⁺, N-NO₃⁺, Pt, P-PO₄⁻³) sont manquantes particulièrement les week-ends les jours fériés, et pendant les périodes dont les réactifs chimiques n'ont pas été disponible ou le matériel d'analyse défectueux, par contre les données concernant les débits d'entrée, de sorties, les paramètres physiques de la boue, ont été pratiquement complets sauf pour quelques mois. Nous avons trouvé des périodes carrément manquantes, ceci est probablement dû aux erreurs accidentelles lors de la saisie et de la sauvegarde des données.

3.9.2.2. Valeurs extrêmes

On appelle valeur extrême (ou aberrante) une donnée observée pour une variable qui semble anormale au regard des valeurs dont on dispose pour les autres observations de l'échantillon. La prise en compte de valeurs extrêmes « outliers » au sein d'une distribution observée comporte deux aspects : l'identification de ces extrêmes et leur traitement (Altman, 1990). On peut utiliser soit une méthode graphique, soit des tests statistiques appropriés. Nous avons effectué les tests suivants via XLSTAT (version 2014) :

a) Tests de cohérence (h et k Mandel)

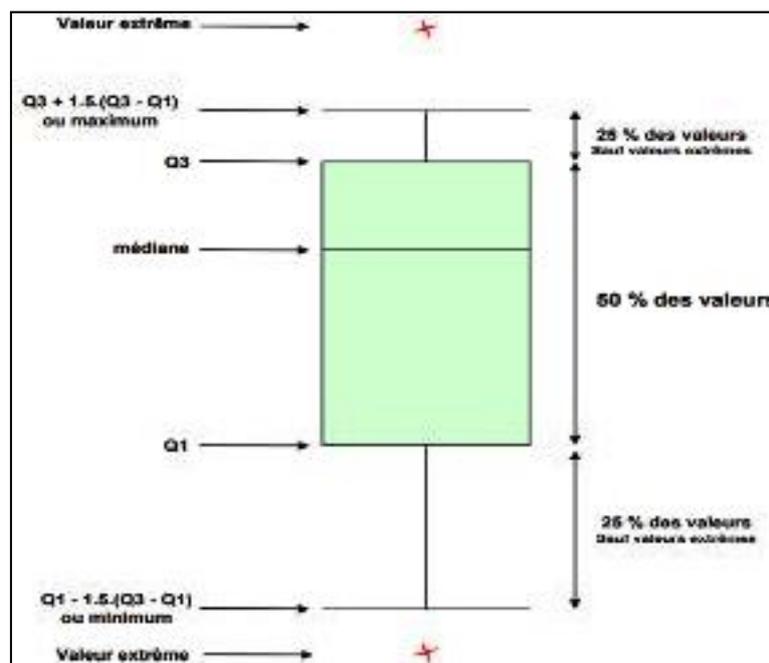
Les statistiques h et k de Mandel ont été développées afin d'identifier dans le cadre d'analyses inter-laboratoires, les laboratoires non conformes. Ces statistiques permettent de rechercher des différences aux niveaux des échantillons, la statistique h au niveau de la moyenne et la statistique k au niveau de la variance (Mandel, 1985, 1991). Ces tests conduisent à une

représentation graphique par histogramme des données et permettent de détecter visuellement les données non cohérentes.

b) Boîtes à moustache (Box plot)

Les boîtes à moustaches (Figure 3.4) peuvent également aider à repérer les valeurs aberrantes. Pour le logiciel XLSTAT une valeur est considérée comme aberrante si la valeur absolue de l'écart avec Q1 ou Q3 est supérieure à plus de 1,5 fois l'étendue interquartile. L'examen des valeurs aberrantes avec les boîtes à moustache est donc possible mais ce n'est qu'une méthode "qualitative". Cette représentation graphique se compose des données suivantes :

- la médiane ;
- le 1^{er} quartile (Q1) qui représente 25% des valeurs ;
- le 3^{ème} quartile (Q3) qui représente 75% des valeurs ;
- l'extrémité de la moustache inférieure qui correspond à la valeur minimum supérieure à la frontière basse ($Q1 - 1,5 \times (Q3 - Q1)$) ;
- l'extrémité de la moustache supérieure qui correspond à la valeur maximum inférieure à la frontière haute ($Q3 + 1,5 \times (Q3 - Q1)$) ;
- les valeurs atypiques lorsqu'elles existent.



Source : (Claire, 2012)

Figure 3.4 : Représentation par boîte à moustaches

c) Test de Grubbs et Beck

Le test de Grubbs-Beck a été utilisé pour vérifier la présence de valeurs extrêmes dans les séries de données étudiées. Il consiste à comparer chaque valeur extrême (moyenne maximale X_h ou moyenne minimale X_l) à la moyenne de l'ensemble de la population (Grubbs et Beck, 1972).

• **Principe mathématique du test :**

La variable aléatoire Y est égale au logarithme naturel de la valeur de la variable aléatoire étudiée X qui est normalement distribuée.

$$y_i = \ln x_i \quad (11), \quad i = 1, 2, \dots, N$$

Où

y_i = variable aléatoire individuelle (Y).

x_i = variable aléatoire individuelle (X).

Ces tests statistiques considèrent les éléments x_i de la série de mesures comme des valeurs aberrantes, dont la valeur extrême dépasse les valeurs de la limite inférieure X_l ou de la limite supérieure X_h de l'intervalle de confiance du test supposé pour le niveau de signification $\alpha = 0,10$. Les limites inférieure X_l et supérieure X_h sont calculées comme suit :

$$X_h = \exp(\bar{y} + K_n * s_y) \quad (12)$$

$$X_l = \exp(\bar{y} - K_n * s_y) \quad (13)$$

\bar{y} et s_y : Sont respectivement, la moyenne et l'écart type de la variable aléatoire (Y)

$$K_n = - 3.62201 + 6.28446 * (n^{1/4}) - 2.49835 * (n^{1/2}) + 0.491436 * (n^{3/4}) - 0.037911 * n \quad (14)$$

Où

n : taille de l'échantillon.

Les valeurs de la chronique étudiée doivent appartenir à l'intervalle $[X_l, X_h]$. Dans le cas où l'une des valeurs n 'appartient pas à cet intervalle, on conclura que celle-ci est une valeur aberrante (**Abegunde, 2018**).

3.9.3. Test paramétriques et non paramétriques

Dans une analyse des données d'auto-surveillance d'une station de traitement des eaux résiduaires, il y a habituellement des données suffisantes pour caractériser la variabilité des chargements des différents paramètres caractérisant la qualité d'effluent qui doivent être traité. La variabilité des débits et des paramètres de qualité sont caractérisés avec des fonctions de densité de probabilité, le choix adéquat de la loi de distribution est important pour la détermination des différents paramètres statistiques. Avant d'employer une distribution de probabilité pour représenter les données fondamentales d'une population de données, il est important d'examiner l'adéquation de cette distribution (**Djeddou, 2014**).

Par ceci nous voulons dire qu'à quel point la population de l'échantillon de données est conformes à une distribution donnée. Cependant, les tests statistiques convenables sont divisés en deux types :

Lorsqu'on fait l'hypothèse que les observations qui décrivent les individus sont tirées de distributions dépendant d'un nombre fini de paramètres, on parlera de **tests paramétriques**. Par opposition, lorsqu'on n'impose pas de distribution sur ces variables on sera dans le cadre de la **statistique non paramétrique**.

3.9.3.1. Conformité à la loi normale

Parmi les tests d'adéquation, la conformité à la loi normale (loi gaussienne, loi de Laplace-Gauss) revêt une importance supplémentaire. En effet, l'hypothèse de normalité des distributions sous-tend souvent de nombreux tests paramétriques (ex. comparaison de moyennes, résidus de la régression, etc.). En toute rigueur, s'assurer au préalable la compatibilité des distributions avec l'hypothèse de normalité avant de procéder au test statistique proprement dit devrait être incontournable (**Rakotomalala, 2008**).

XLSTAT propose quatre tests pour tester la normalité d'un échantillon :

- **Le test Shapiro-Wilk** Ce test convient le mieux aux échantillons de moins de 5000 observations;
- **Le test Anderson-Darling** Ce test proposé par Stephens (1974) est une modification du test de Kolmogorov-Smirnov et convient à plusieurs distributions, y compris la distribution normale, dans les cas où les paramètres de la distribution ne sont pas connus et doivent être estimés;
- **Le test de Lilliefors** Ce test est une modification du test de Kolmogorov-Smirnov et convient aux cas normaux où les paramètres de distribution, la moyenne et la variance ne sont pas connus et doivent être estimés;
- **Le test de Jarque-Bera** Ce test est d'autant plus puissant que le nombre de valeurs est élevé.

- **Hypothèses de test :**

Hypothèse nulle H_0 : La variable dont provient l'échantillon suit une loi Normale.

Hypothèse alternative H_1 : La variable dont provient l'échantillon ne suit pas une loi Normale.

Une **p-value** faible indique un risque faible de se tromper en concluant que les données sont non-normales. En d'autres termes, **si p-value < risque alpha**, les données s'écartent significativement de la normalité. (Risque alpha (α) du test est fixée à 0,05).

3.9.4. Analyse en composante principale (ACP)

Développée en 1901 par Karl Pearson, l'ACP est la plus connue des méthodes d'analyse multivariées. Cette méthode non paramétrique est couramment utilisée pour simplifier des ensembles de données multivariés. L'ACP est une méthode linéaire et non supervisée, permettant de mettre en évidence les relations linéaires entre les variables indépendantes, sans prendre en compte les variables dépendantes. Ainsi elle fait partie des méthodes exploratoires, qui ont pour vocation de décrire les données. L'ACP a pour objectif de réduire la dimension de la matrice de données de manière à mettre en évidence les principaux axes de variance contenus dans les données. Cette méthode réduit la dimensionnalité de cet ensemble multivarié en transformant les m dimensions initiales correspondant à n variables en k dimensions orthogonales indépendantes. Les nouvelles dimensions ainsi obtenues correspondent à des combinaisons linéaires des variables d'origine. Ces combinaisons linéaires, appelées composantes principales, résument la variance contenue dans les données. En conséquence, la première composante correspond à la direction de plus

grande variance, la deuxième composante est associée à la deuxième direction de plus grande variance, et ainsi de suite (**Berlioz-Barbier, 2015**).

Les observations, qui dans le cas d'étude d'une station d'épuration correspondent au nombre de jours dont les analyses physico-chimiques ont été effectuées, sont par la suite projetées dans l'espace décrit par les nouvelles dimensions. De par son algorithme, l'ACP repose sur le calcul de la matrice de covariance des données initiales, elle est de ce fait très sensible aux unités de mesure variables. Par conséquent, la normalisation mathématique des données est souvent utilisée comme étape de prétraitement.

Les étapes pour procéder à une analyse en composante principale (ACP) sur le logiciel **XLSTAT** sont comme suit :

Entrez vos données dans Excel : variables en colonnes, individus en lignes, avec des identifiants de variables et individus en un seul mot (court).

1) **Calcul de l'ACP :**

- Cliquez sur l'icône Analyse des données.
- Dans la palette qui apparaît, choisissez analyse en composantes principales (ACP).
- Dans Général, dans Tableau observations/variables, sélectionnez la plage des valeurs (utilisez le curseur), en incluant les identifiants des variables (colonnes) mais pas ceux des individus. Cochez Libellés des variables, et Libellés des observations pour lesquels vous devez sélectionner la plage dans la case en dessous, en incluant la case A1 éventuellement vide. L'option par défaut Feuille indique que les résultats apparaîtront sur une nouvelle feuille du classeur Excel.
- Dans Graphiques, vous pouvez choisir le type de biplot (Corrélation ou Distance). Cochez les options désirées quant aux graphiques à générer (ainsi que dans l'onglet Sorties).
- OK
- La fenêtre Sélections récapitule vos choix, si tout est correct, cliquez sur Continuer.
- Choisissez les axes pour le graphique de sortie (en général F1 et F2, l'histogramme des valeurs propres est là pour vous y aider), puis cliquez sur Terminer. Eventuellement choisissez OK si un message apparaît.

2) **Examen des résultats :**

Le fichier de résultat est affiché automatiquement, vos données sont dans la feuille précédente. Prenez le temps de l'examiner et de l'interpréter. Les données, sorties et graphiques sont modifiables dans Excel avec les options habituelles.

3) **Effectuez divers types d'ACP :**

En variant les options. En revenant à la feuille de données, toute nouvelle analyse générera ses résultats dans une nouvelle feuille, que vous pouvez renommer en double-cliquant sur le nom.

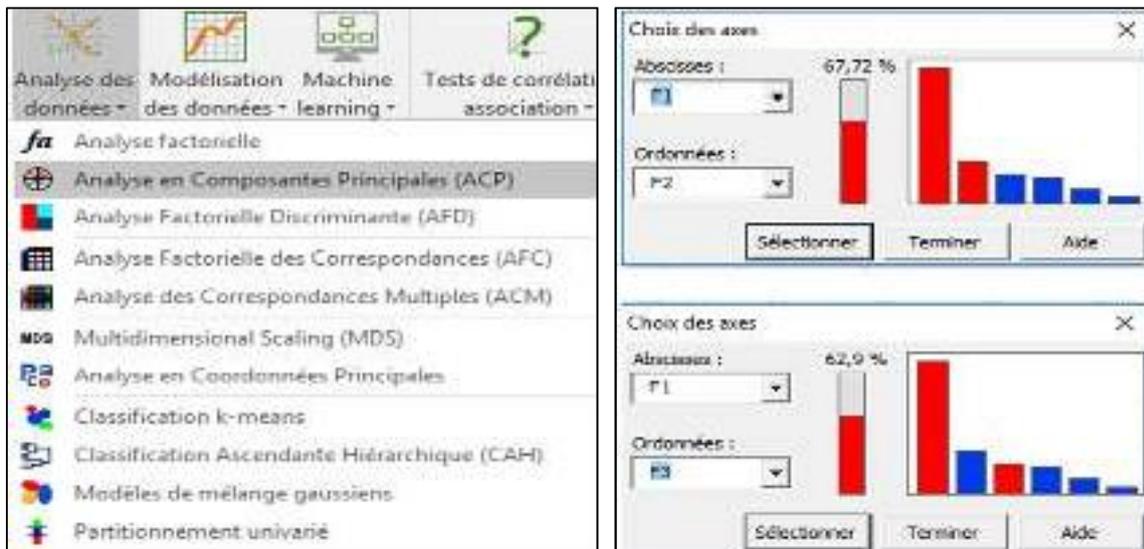


Figure 3.5 : Interface (logiciel XLSTAT)

Cette méthode statistique est un outil d'observation qui permet de décrire les faits et d'identifier les relations entre les variables mesurées. C'est une méthode qui permet l'analyse des relations entre les paramètres en les représentant sur un cercle de corrélation. Seules les variables éloignées du centre du cercle sont statistiquement bien expliquées dans le système et ont été considérées dans notre travail.

CHAPITRE 4

RESULTATS DE L'EVALUATION DES PERFORMANCES EPURATOIRES ET DISCUSSIONS

RESULTATS ET DISCUSSIONS

4.1. Résultats du prétraitement statistique et discussions

Dans cette section, nous avons procédé à un prétraitement statistique sur la série de données, qui a été mise à notre disposition, qui comprend 31 variables et 2983 observations pour la période allant de 2008 à 2016, afin de filtrer les données recueillies qui rassemblent un grand nombre d'information. Ce prétraitement statistique permet aussi de supprimer les observations non exploitables. Pour ce faire, nous avons appliqué une série d'analyses sur les données recueillies, à savoir : test de de cohérence (h et k Mandel), graphes, graphiques de type « boîtes à moustaches » et test de Grubbs et Beck.

Les paramètres de la pollution globale pour les eaux épurées à savoir ; demande biochimique en oxygène (**DBO₅**), demande chimique en oxygène (**DCO**), matière en suspension (**MES**), paramètres azotés (**Nt**, **N-NH₄⁺**, **N-NO₂⁻** et **N-NO₃⁻**) et paramètres phosphorés (**P-PO₄⁻³** et **Pt**) ont été évalués par rapport aux normes de rejet fixées par ; l'Office mondial de la santé (**OMS, 1989**), le journal officiel de la république (norme algérienne) (**JORA, 2006**) et l'Agence américaine de protection de l'environnement (**USPEA, 2014**) (voir annexe 1, 2, 3 et 4).

4.1.1. Tests de cohérence (h et k Mandel)

Les tests de cohérence h et k conduisent à une représentation graphique par histogramme des données et permettent de détecter visuellement les données non cohérentes. Les graphiques présentés dans les figures 1 et 2 ont été construits sur la base de séries de données brutes, qui comportent 31 variables et 2983 observations, en appliquant le test h et k de Mandel sur le logiciel **XLSTAT** afin de repérer les valeurs douteuses.

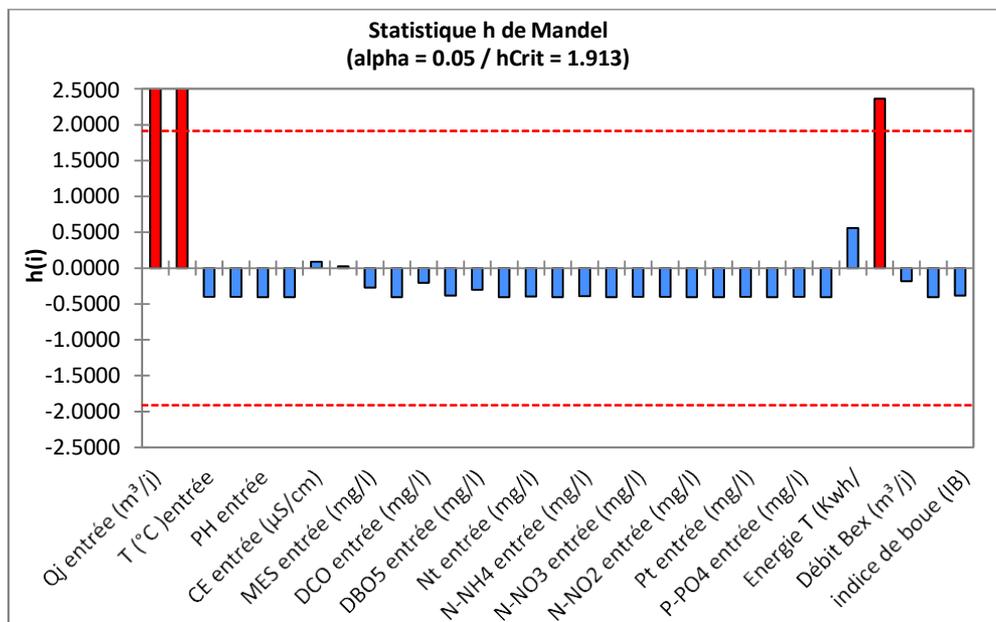


Figure 4.1 : Statistique h de Mandel

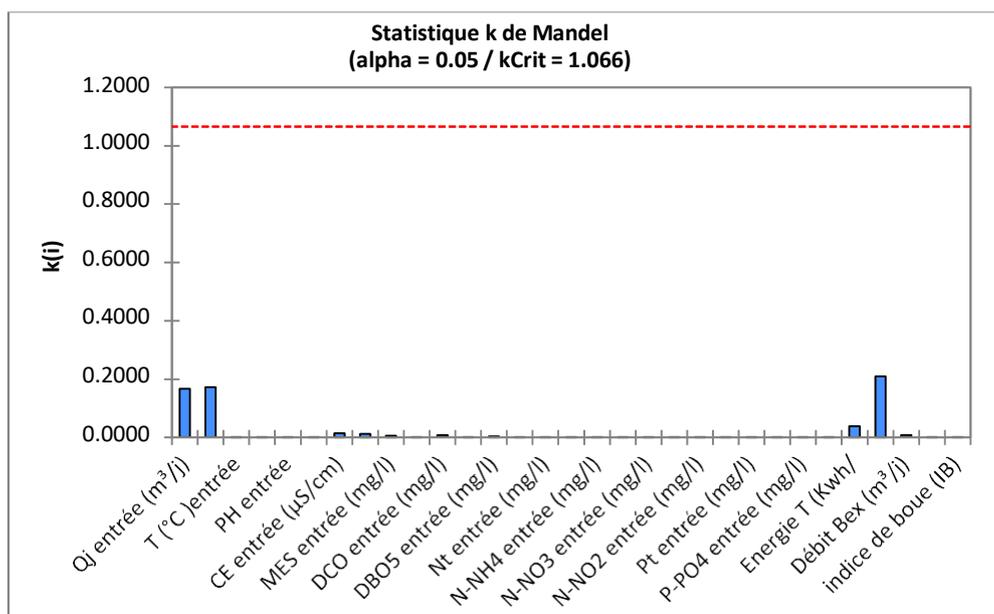


Figure 4.2 : Statistique k de Mandel

Comme il est illustré dans les figures (4.1 et 4.2) , les variables : débit journalier des eaux brutes (**Qj entrée**), débit journalier des eaux épurées (**Qj sortie**) et débit de boue recirculée (**Qbre**) ont présenté des grandes valeurs de h supérieures à la valeur critique du test ($h_{Crit}= 1.917$) au niveau de la moyenne, tandis que le test de la statistique k au niveau de la variance est jugé réussi, nous pouvons en déduire qu'il existe des valeurs aberrantes pour les variables : débit journalier des eaux brutes (**Qj entrée**), débit journalier des eaux épurées (**Qj sortie**) et débit de boue recirculée (**Qbre**).

4.1.2. Graphes et graphiques de type « boîtes à moustaches »

Dans cette partie, nous avons présenté l'évolution des paramètres de la pollution globale à savoir ; demande biochimique en oxygène (**DBO5**), demande chimique en oxygène (**DCO**), matière en suspension (**MES**), paramètres azotés (**Nt**, **N-NH4⁺**, **N-NO2⁻** et **N-NO3⁻**) et paramètres phosphorés (**P-PO4³⁻** et **Pt**) en fonction du temps, à l'entrée et la sortie de la STEP, au moyen de graphes et de graphiques «type - boîtes à moustaches ou **box plots** » afin d'illustrer la distribution des données, ce qui nous a permis d'étudier et de critiquer chaque paramètre indépendamment par rapport à l'ensemble des données recueillies, les résultats sont résumés dans les figures ci-dessous.

4.1.2.1. L'évolution de la charge hydraulique

A l'entrée de la station les débits sont extrêmement variables, allant jusqu'à 23841 m³/j enregistré en février 2014. Cet enregistrement présente 79% de la capacité nominale de la station. La valeur moyenne du débit oscille autour de 9580 m³/j représentant 32% de la capacité nominale.

Le graphique boîte à moustache (**box plot**) (Figure 4.3) révèle l'existence des valeurs douteuses (aberrantes) pour les observations du débit mesuré durant la période novembre

2008 jusqu'à décembre 2016. Les vides représentent les périodes dont on ne dispose pas d'enregistrements. Les points nuls sur le graphe présentent des valeurs manquantes du débit à l'entrée de la station.

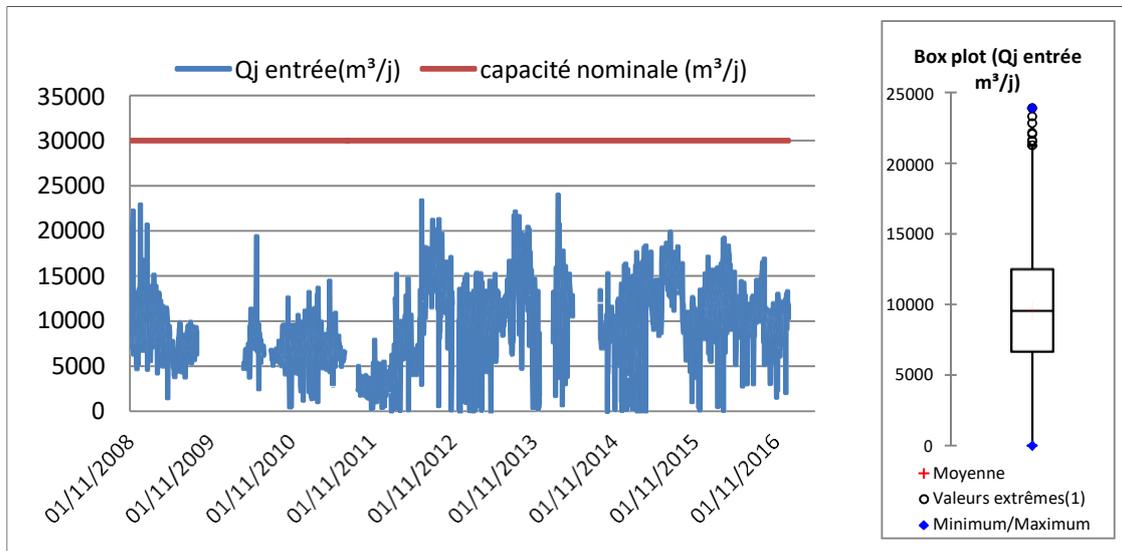


Figure 4.3 : Evolution journalière du débit à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

4.1.2.2. L'évolution de la température (T °C)

La température est un paramètre dont la détermination et le contrôle sont importants du fait de son influence sur les processus biologiques. La mesure de la température est très importante, car elle conditionne de nombreux paramètres, tels que la conductivité électrique, l'oxygène dissous, le pH et les réactions de dégradation et minéralisation de la matière organique (Rodier, 2009).

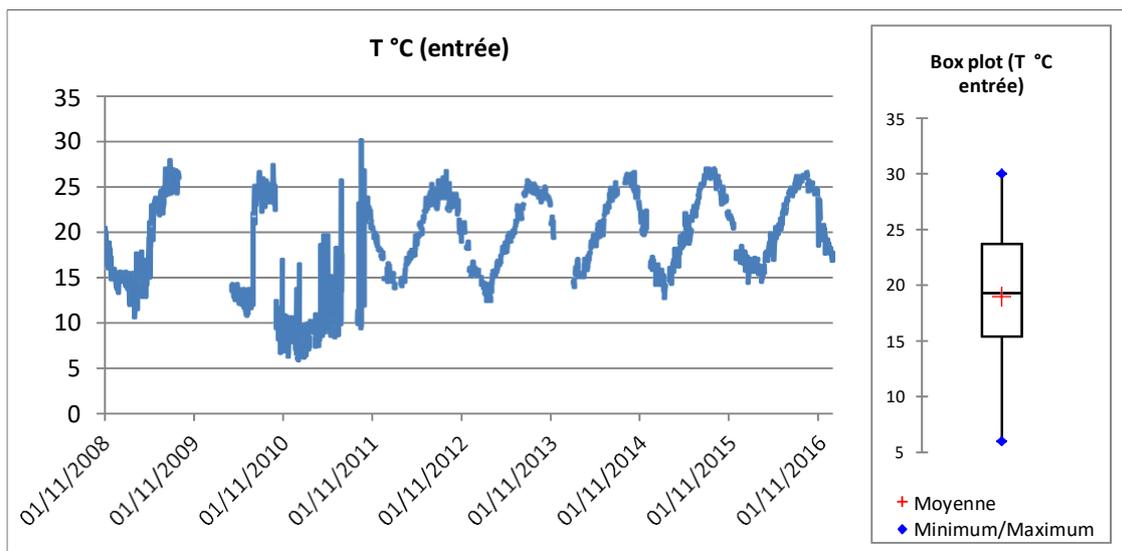


Figure 4.4 : Evolution journalière de la température à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

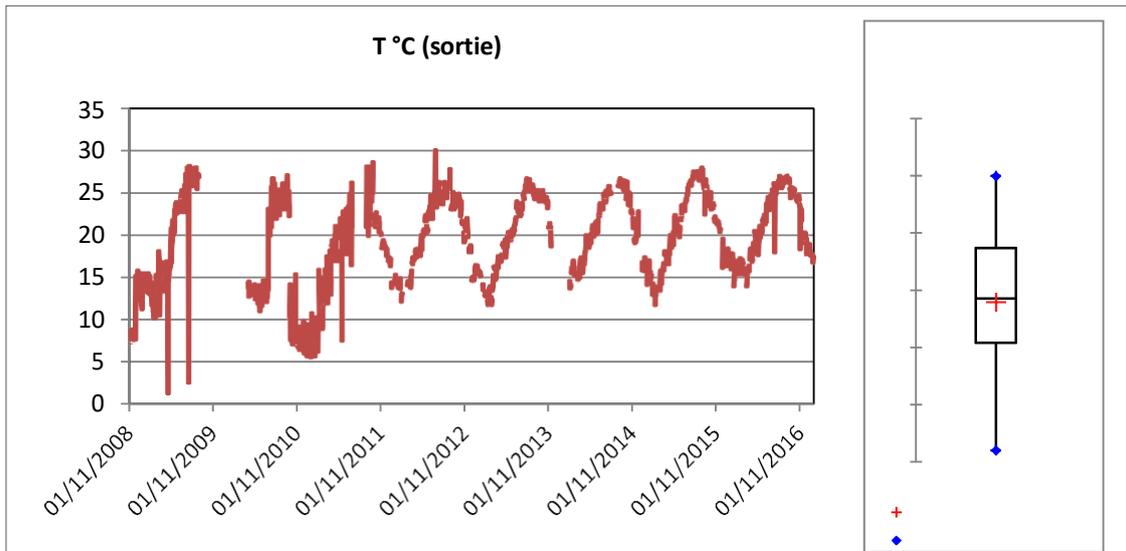


Figure 4.5 : Evolution journalière de la température à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les eaux brutes de la ville de Jijel ont une température moyenne de 19°C, cette valeur se situe dans la plage favorable à l'activité des microorganismes épurateurs (< 30°C). La moyenne enregistrée à la sortie est de 19,5°C, cette valeur est conforme à la norme, qui fixe 30°C comme valeur limite de rejet direct dans le milieu récepteur (JORA, 2006). Nous procédons donc à l'élimination des valeurs suspectes (douteuses) dès le départ.

4.1.2.3. L'évolution du pH

Il s'agit évidemment d'un paramètre fondamental de caractérisation des eaux usées, il joue un rôle primordial dans les processus biologiques dont certains exigent des limites très étroites de pH.

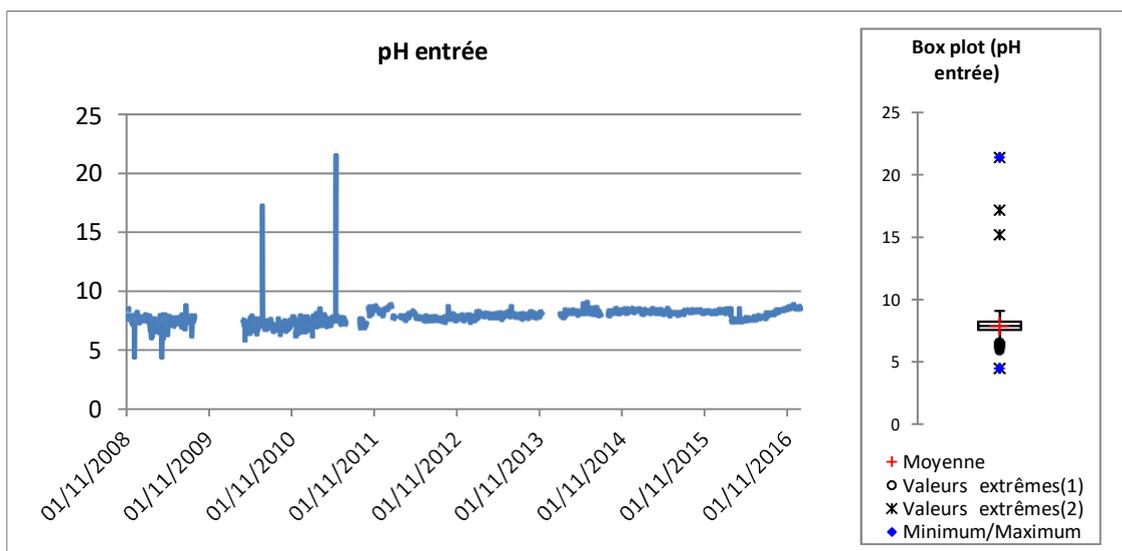


Figure 4.6 : Evolution journalière du pH à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

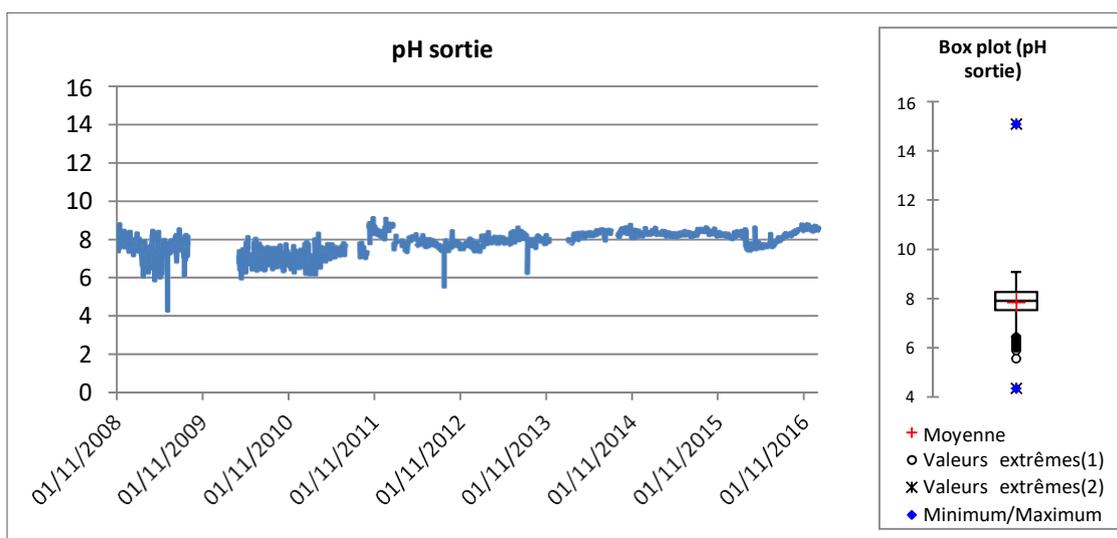


Figure 4.7 : Evolution journalière du pH à sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les figures box plots (4.6 et 4.7) illustrent la faible variation du pH caractérisant les eaux ismbrutes et les eaux épurées. A l'entrée de la station, les valeurs du pH varient entre 4,4 et 9 à part les deux pics enregistrés, le pH moyen des eaux brutes oscille donc autour de 7,8. En ce qui concerne les eaux traitées, la valeur moyenne du pH oscille autour de 7,8, néanmoins quelques fluctuations brusques ont été détectées, nous pouvons remarquer aussi des vides correspondant à des périodes dont les mesures sont manquantes.

La plupart des bactéries peuvent croître dans une gamme de pH comprise entre 5 et 9 l'optimum est situé entre 6,5 et 8,5 des valeurs de pH inférieur à 5 ou supérieure à 8,5 affectent la croissance et le développement des micro-organismes (Rodier, 1996).

4.1.2.4. La conductivité électrique (CE)

Les box plots des figures (4.8 et 4.9) illustrent que la distribution de la conductivité des eaux brutes et des eaux épurées comporte des valeurs aberrantes.

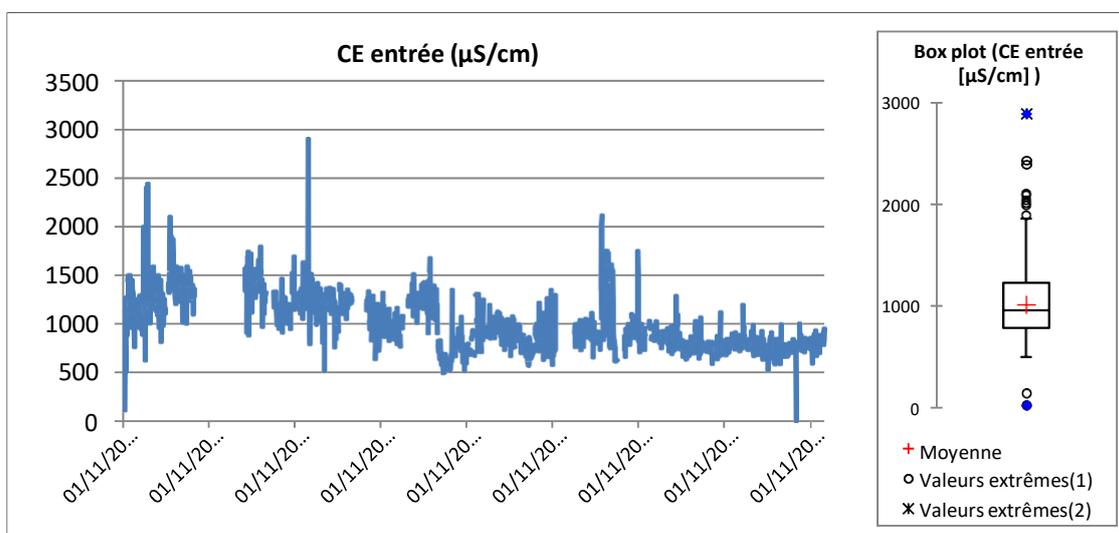


Figure 4.8 : Evolution journalière de la CE à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

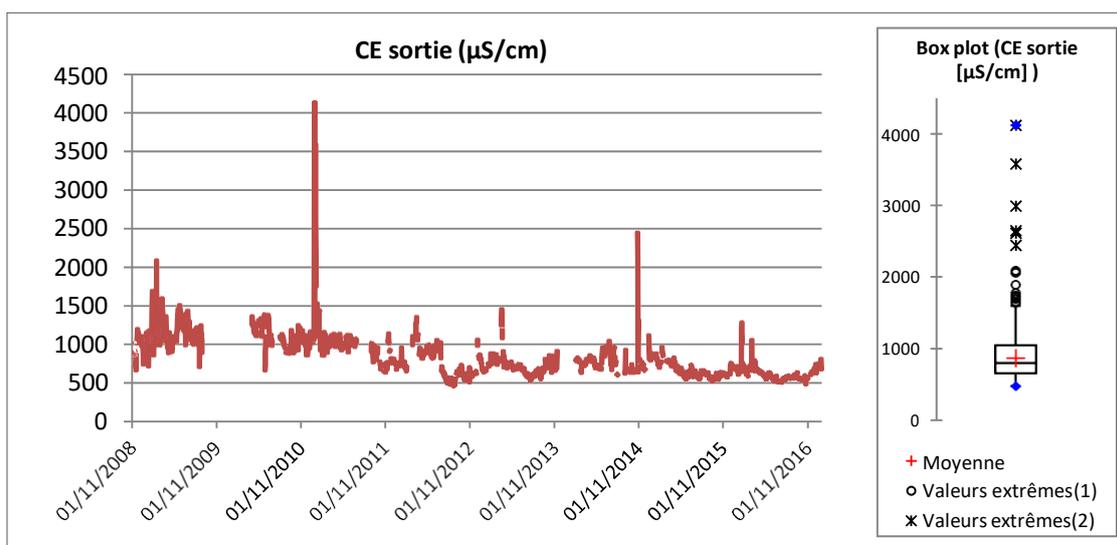


Figure 4.9 : Evolution journalière de la CE à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les eaux brutes ont une conductivité électrique moyenne de 1014 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tandis que la valeur moyenne est de 871 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la sortie de la STEP. Les valeurs de conductivité des eaux brutes pour la période allant de novembre 2008 à décembre 2016 dépassent 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ceci confirme également la teneur particulièrement élevée de la minéralisation, probablement due à un apport massif de détergents apportés par les eaux usées domestiques (Rodier, 2005). En revanche on constate une baisse de la minéralisation des eaux épurées qui est justifié par le passage des eaux brutes par les différentes phases d'épuration, néanmoins quelques fluctuations brusques ont été détectées, nous pouvons remarquer aussi des vides correspondant à des périodes où les mesures sont manquantes.

4.1.2.5. la matière en suspension (MES)

A partir des représentations box plots (Figure 4.10 et 4.11), nous constatons que la distribution de la MES comprend des valeurs aberrantes.

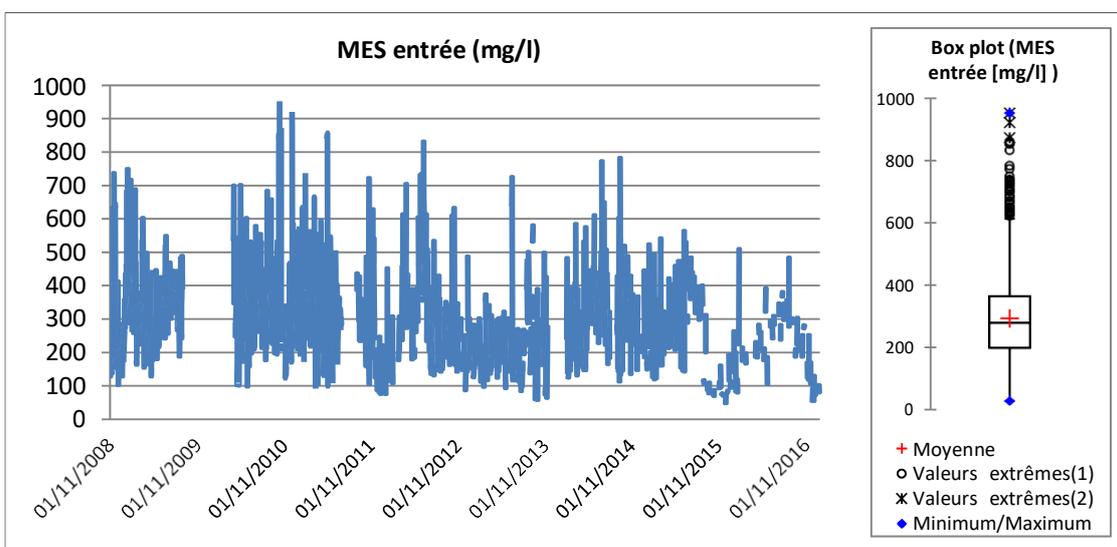


Figure 4.10 : Evolution journalière de la MES à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

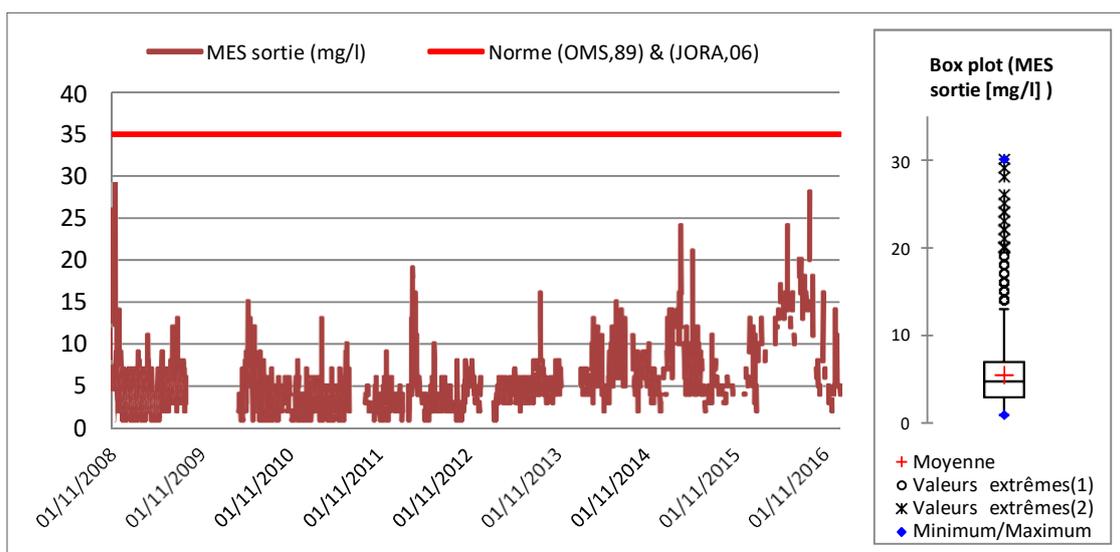


Figure 4.11 : Evolution journalière de la MES à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Nous détectons aussi quelques fluctuations à l'entrée de la station correspondant à une augmentation de la charge polluante reçue pendant les périodes hivernales. A la sortie de la station les concentrations varient entre 1mg/l et 30 mg/l avec une moyenne de 5,5mg/l. Les concentrations de la matière en suspension (MES) à la sortie de la STEP sont conformes à la norme de rejet fixé par l'OMS et celle fixée par le JORA (35 g/l) (OMS, 1989 ; JORA, 2006). Nous constatons que le taux d'abattement de ce paramètre de pollution est assez élevé, la station affiche un rendement moyen relatif estimé à 98%. Le vide sur les graphiques correspond à des périodes qui ne disposent pas de données.

4.1.2.6. La demande chimique en oxygène (DCO)

Les box plots des figures 4.12 et 4.13 illustrent que la distribution des concentrations de la DCO à l'entrée contient des valeurs aberrantes, contrairement à celles de la sortie.

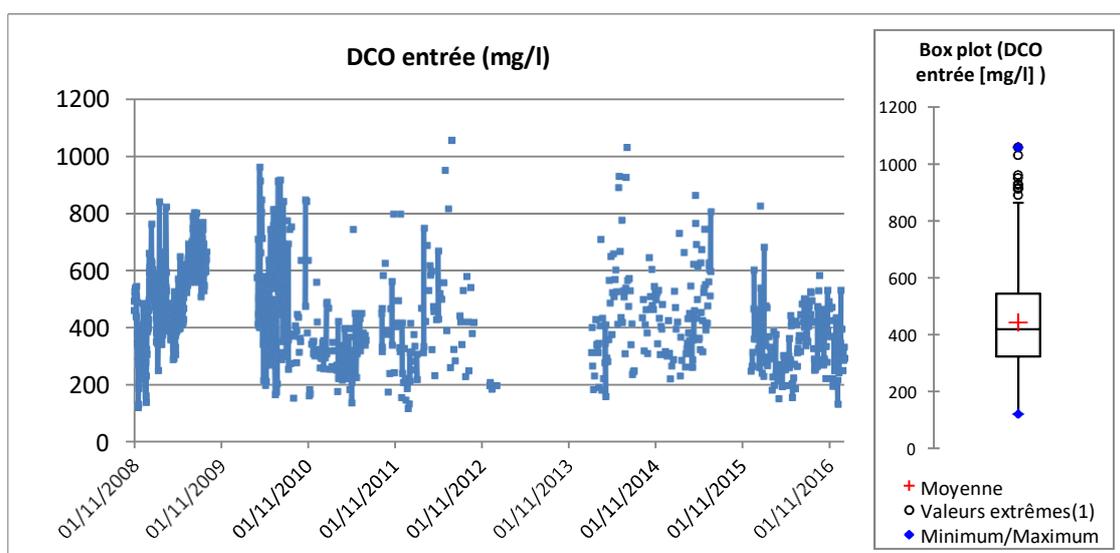


Figure 4.12: Evolution journalière de la DCO à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

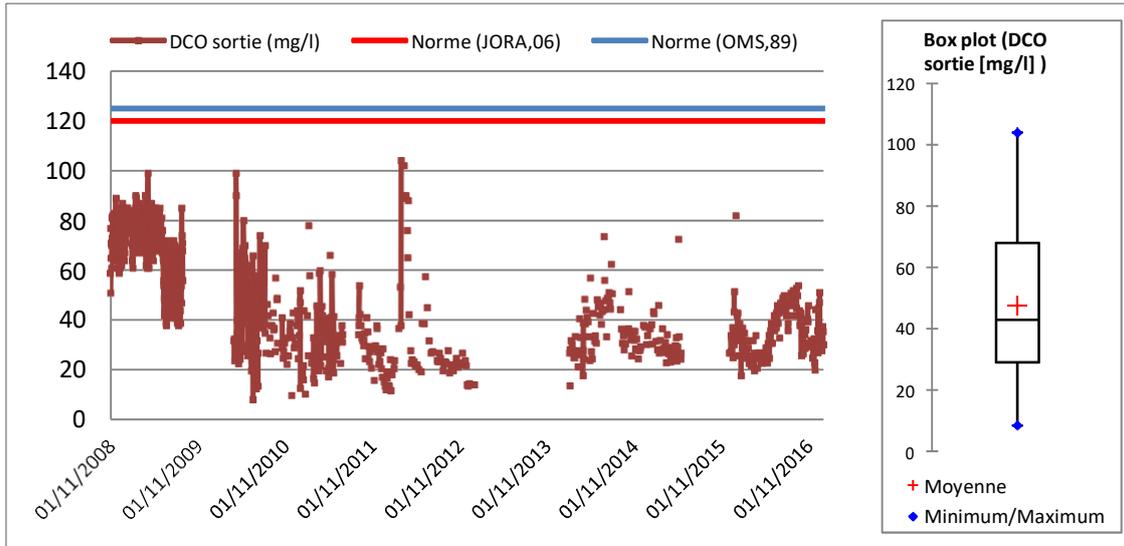


Figure 4.13 : Evolution journalière de la DCO à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les vides sur les graphiques correspondent à des périodes qui ne disposent pas de mesures. Les concentrations de la DCO des eaux brutes varient entre 119 mg /l et 1057 mg/l avec une moyenne de 418 g/l. A la sortie de la station, les concentrations varient entre 1mg/l et 30 mg/l avec une moyenne de 5,5mg/l. Les concentrations de la DCO à la sortie de la STEP sont conformes à la norme de rejet fixée par l'OMS (125 mg/l) et celle fixée par le JORA (120 mg/l) (**OMS, 1989 ; JORA, 2006**). Le rendement moyen d'abattement de la DCO est de 89 % qui est inférieur au taux d'abattement de MES, peut être due à une forte concentration qui ne peut pas être métabolisée par les biomasses épuratrices (Pollution industrielle).

4.1.2.7. La demande biochimique (DBO₅)

D'après les représentations box plots (figure 4.14 et 4.15), les concentrations de la DBO₅ pour les eaux brutes et les eaux épurées comprennent des valeurs aberrantes.

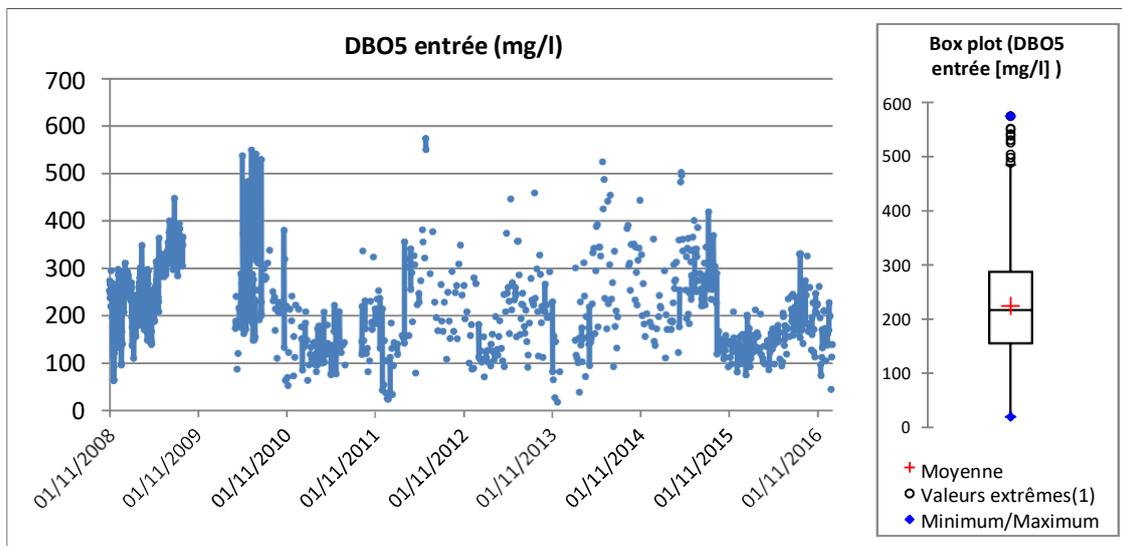


Figure 4.14 : Evolution journalière de la DBO₅ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

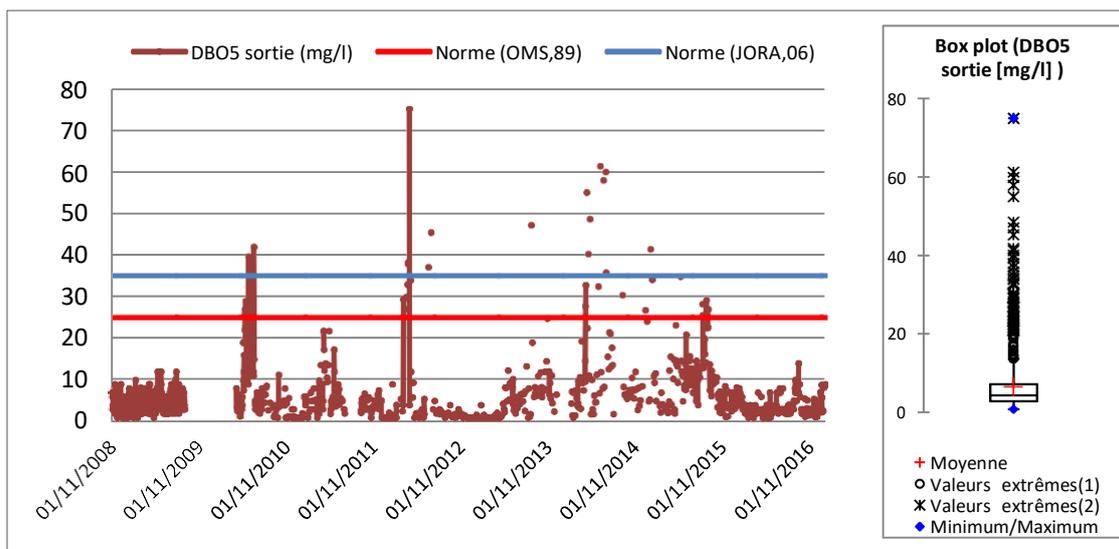


Figure 4.15 : Evolution journalière de la DBO₅ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Nous remarquons aussi une variabilité importante de la concentration à l'entrée de la STEP, allant de 20 mg/l jusqu'à 574 mg/l. A la sortie de la station les concentrations varient entre 1mg/l et 75 mg/l avec une moyenne de 6,7mg/l, ceci permet de constater quelques cas de dépassement (exemple ; un pic de 75 mg/l) de la norme rejet algérienne (35 mg/l) et celle de l'OMS (25 mg/l) (OMS, 1989 ; JORA, 2006). Le rendement moyen d'abattement de la DBO₅ est de 97%, ceci révèle que le traitement biologique de la pollution carbonée est très acceptable.

4.1.2.8. L'azote Total (Nt)

L'azote total contenus dans les eaux usées se trouve sous forme minérale (l'Ammoniac, nitrite, nitrate) et organique (acide aminé, protéines) (Rodier,1996).

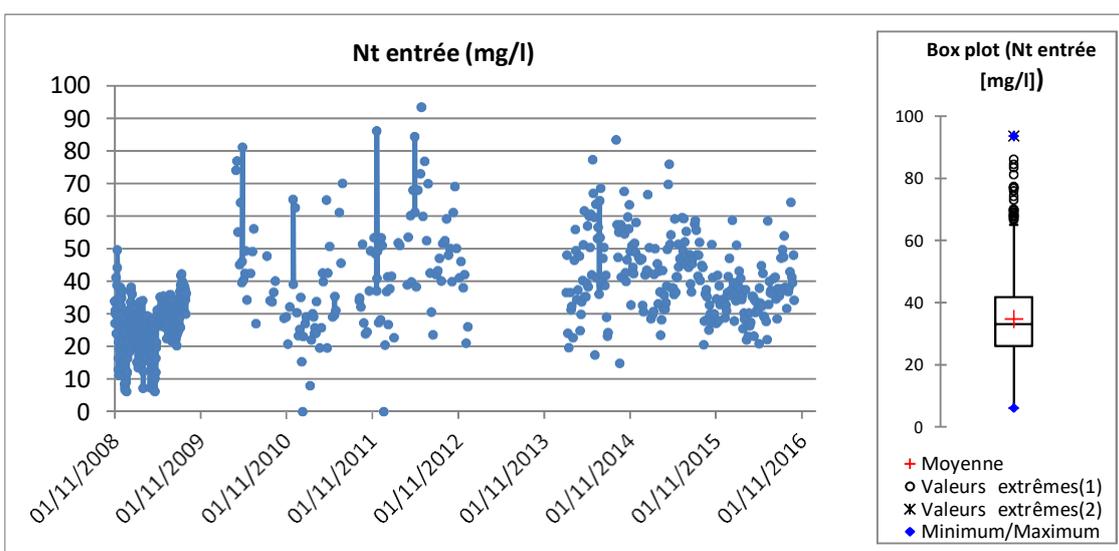


Figure 4.16: Evolution journalière de Nt à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

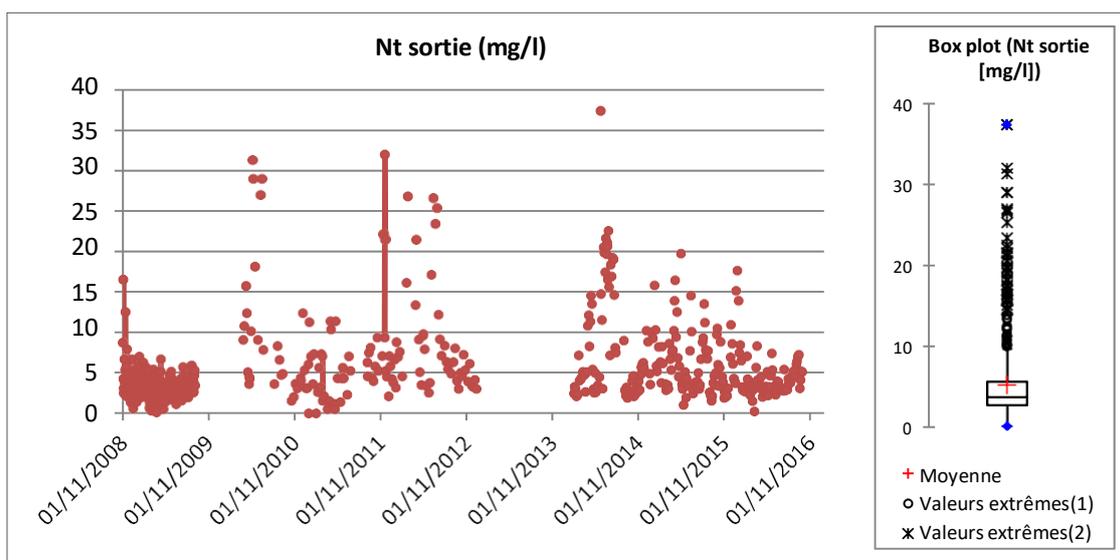


Figure 4.17: Evolution journalière de Nt à sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les box plots des figures 4.16 et 4.17 illustrent que la distribution des concentrations de l'azote total à l'entrée et la sortie de la STEP comprend des valeurs aberrantes.

A l'entrée de la station d'épuration, les valeurs enregistrées durant la période d'étude varient entre 6,21 mg/l et 93,5 mg/l avec une moyenne de 34,82 mg/l. A la sortie de la station d'épuration la valeur de l'azote totale varie entre 0,17 mg/l et 37,4 mg/l avec une moyenne de 5,27 mg/l, d'où l'élimination de l'azote total est de 95,18 %.

4.1.2.9. L'azote amoniacal ($N-NH_4$)

Les box plots des figures 4.18 et 4.19 illustrent que la distribution des concentrations de l' $N-NH_4$ à l'entrée comporte des valeurs douteuses (aberrantes), contrairement à celles de la sortie

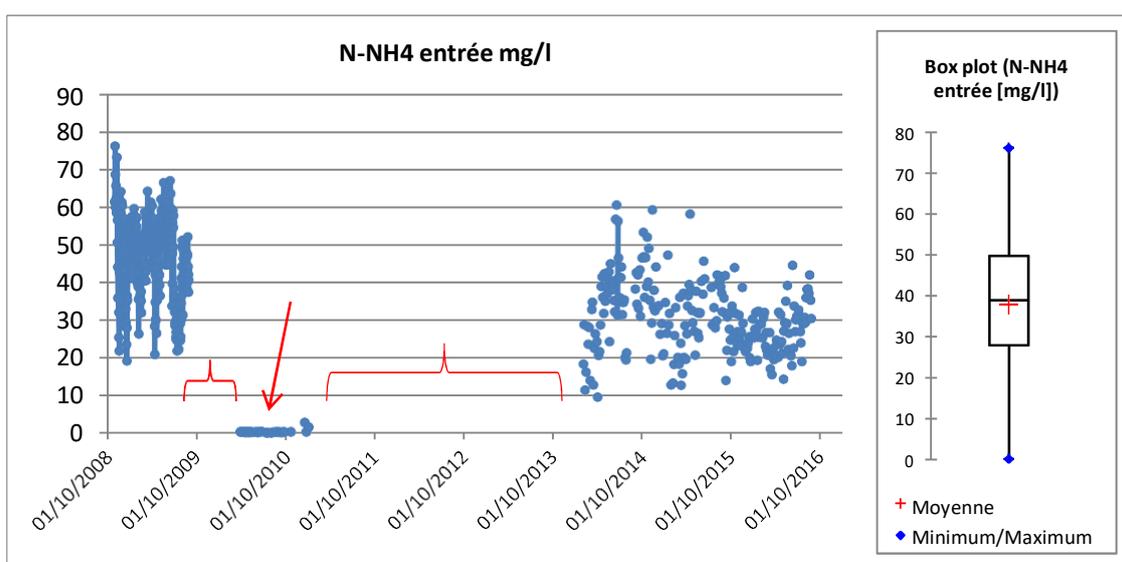


Figure 4.18: Evolution journalière de $N-NH_4$ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

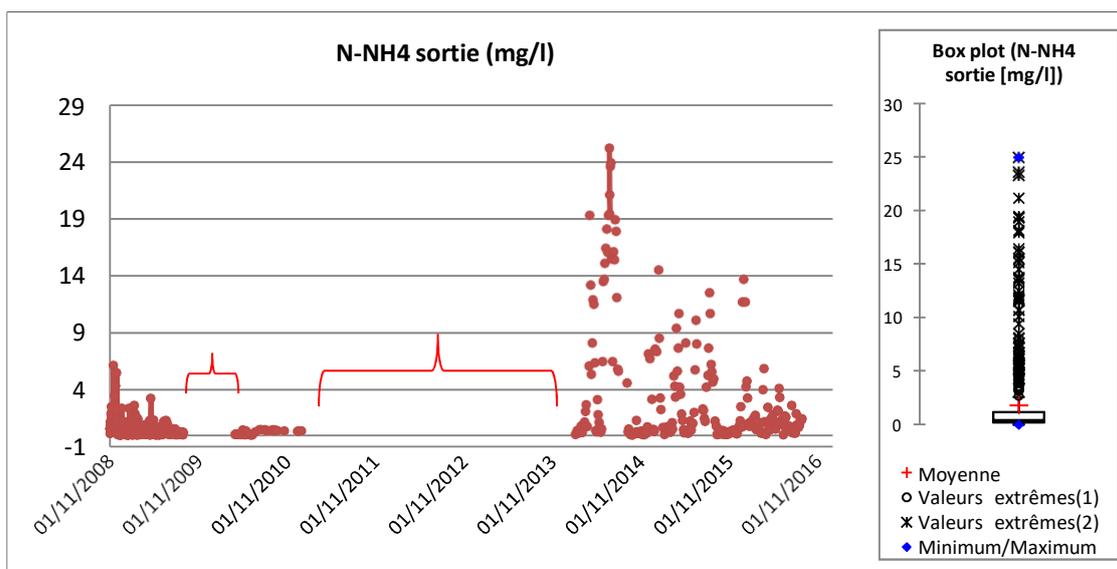


Figure 4.19: Evolution journalière de N-NH₄ à sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

La période repérée par une flèche (Figure 4.18) présente des concentrations très faibles et dont on n'avait pas d'explication, elle est considérée comme une période douteuse. Les vides repérés par des accolades correspondent à des périodes qui ne disposent pas d'analyse d' N-NH₄, ceci est généralement dû à l'expiration ou l'indisponibilité des réactifs chimiques nécessaires au niveau du laboratoire.

Les concentrations de l'azote ammoniacal des eaux brutes varient entre 0,16 mg/l et 76,2 mg/l avec une moyenne de 37,88 mg/l. A la sortie de la station les concentrations oscillent entre 0,02 mg/l et 25,2 mg/l avec une moyenne de 1,82 mg/l. Néanmoins, nous avons enregistré quelques cas de dépassement de la norme de rejet fixée par l'USEPA (10 mg/l) durant la période d'étude (USPEA, 2014).

Le rendement moyen d'élimination de l'N-NH₄ est de 95%, qui présente un degré de nitrification appréciable.

4.1.2.10. L'azote des nitrites (N-NO₂)

L'azote des nitrites contenus dans les eaux usées se trouve généralement à des faibles doses. Ils proviennent essentiellement de l'oxydation de l'ammonium (réaction de nitrification) (Rodier, 1996).

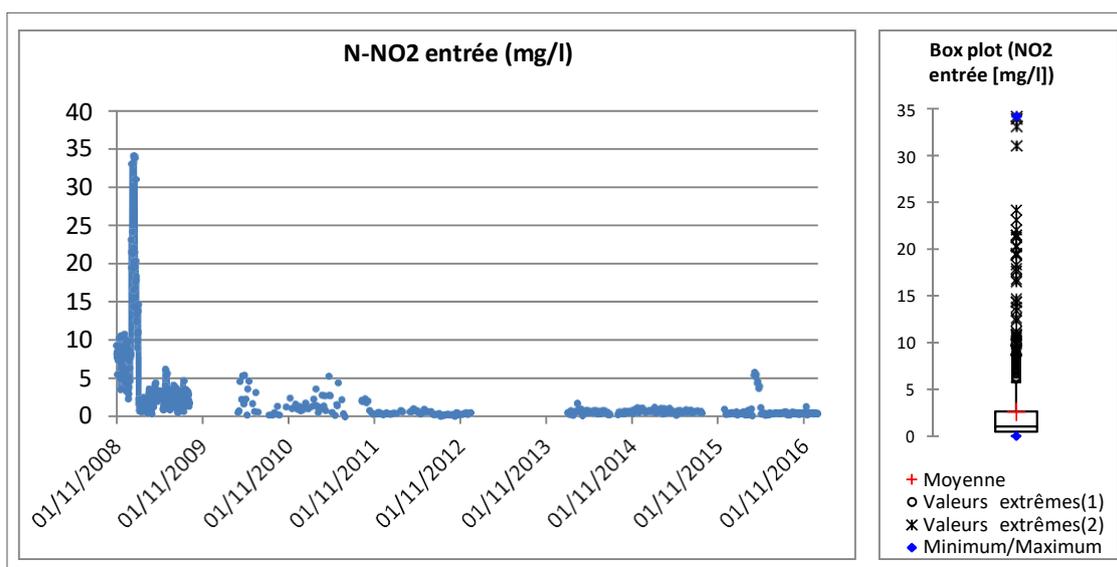


Figure 4.20 : Evolution journalière de N-NO₂ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

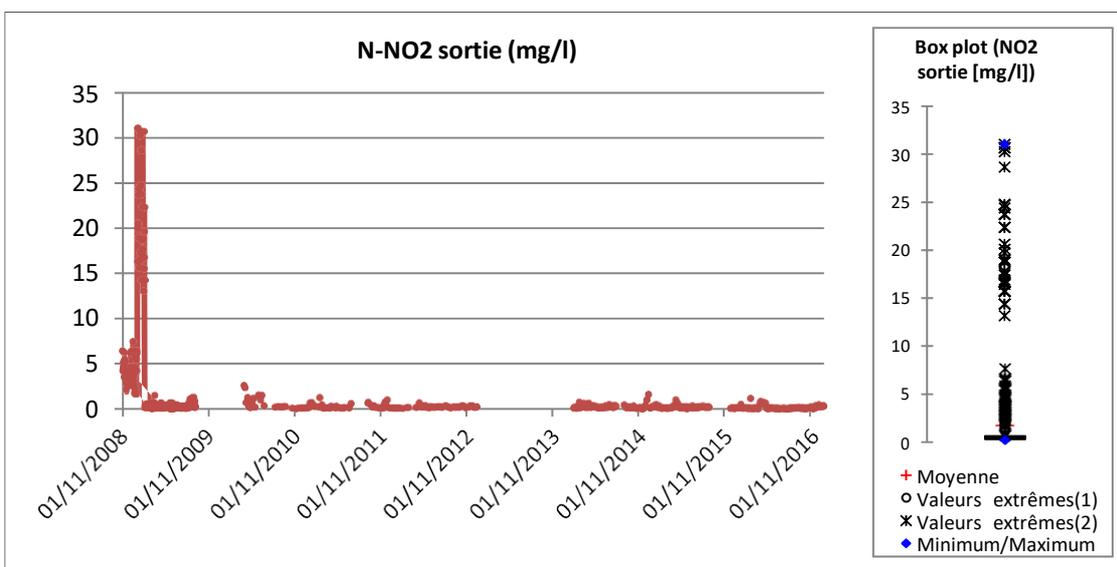


Figure 4.21 : Evolution journalière de N-NO₂ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les box plots des figures 4.20 et 4.21 illustrent que la distribution des concentrations de l'azote total à l'entrée et la sortie comprend des valeurs aberrantes.

D'après le graphique (4.20 et 4.21), les concentrations des nitrites enregistrées pour les eaux brutes varient entre 0,12 mg/l et 34,16 mg/l avec une moyenne de 2,72 mg/l. Alors que les valeurs enregistrées pour les eaux épurées varient entre 0,01 mg/l et 31 mg/l avec une moyenne de 9,85 mg/l, ainsi nous remarquons que la valeur moyenne des nitrites à l'entrée est supérieure à celle de l'entrée, ceci peut s'expliquer par la diminution de l'activité de la biomasse nitrifiante (Gaid, 1993).

Le pic repéré sur la figure 4.21 présente des concentrations extrêmement élevées et dont on n'avait pas d'explication.

4.1.2.11. L'azote des nitrates (N-NO₃)

Les box plots des figures 4.22 et 4.23, illustrent que la distribution des concentrations de l'N-NO₃ à l'entrée et la sortie comporte des valeurs douteuses (aberrantes).

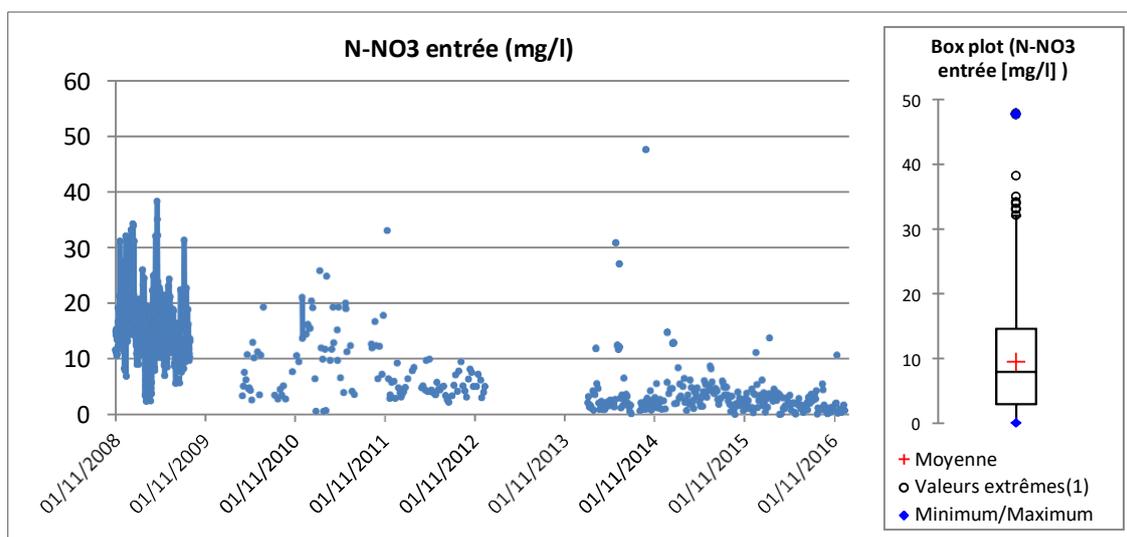


Figure 4.22 : Evolution journalière de N-NO₃ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

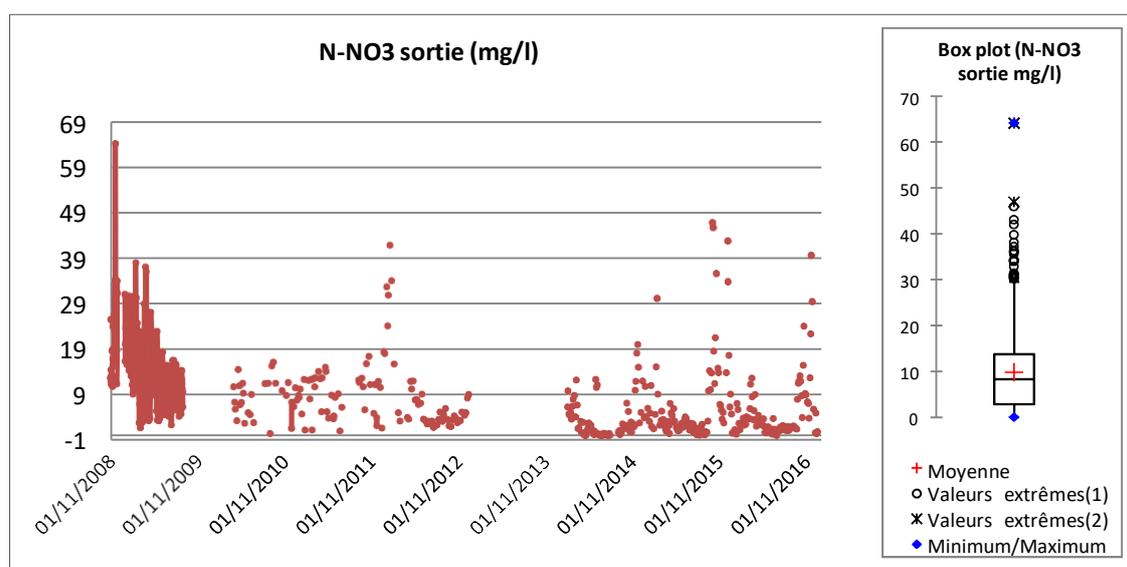


Figure 4.23 : Evolution journalière de N-NO₃ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les vides repérés sur les graphes correspondent à des périodes qui ne disposent pas d'analyse d' N-NO₃, qui est justifiée par l'expiration ou l'indisponibilité des réactifs chimiques nécessaires au niveau du laboratoire, il y a aussi d'autres causes liées aux erreurs accidentelles lors de la saisie et/ou la sauvegarde des mesures.

Les concentrations de N-NO₃ des eaux brutes varient entre 0,1 mg /l et 47,7 mg/l avec une moyenne de 9,4 mg/l. A la sortie de la station les concentrations oscillent entre 0,01 mg/l et 64,1 mg/l avec une moyenne de 9,7 mg/l. Néanmoins, nous avons enregistré quelques cas de

dépassement de la norme de rejet fixée par l'USEPA (50 mg/l) pendant la période étudiée (USPEA, 2014).

Les concentrations élevées des nitrates à la sortie de la STEP permettent d'en déduire qu'il y a une mauvaise dénitrification au niveau du bassin biologique. Ceci est généralement dû à un excès d'aération au niveau du bassin d'aération qui nécessite une régularisation surtout dans le cas où la station ne dispose pas de bassin d'anoxie.

4.1.2.12. Le phosphore total (Pt)

Les box plots des figures 4.24 et 4.25, illustrent que la distribution des concentrations de phosphore total à l'entrée et la sortie comporte des valeurs douteuses (aberrantes)

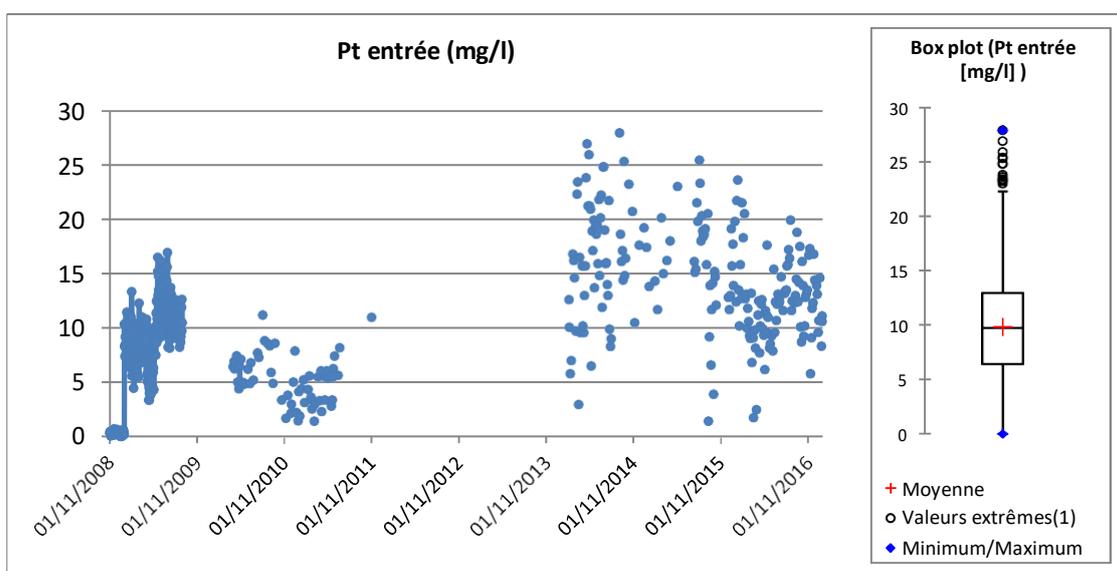


Figure 4.24 : Evolution journalière du Pt à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

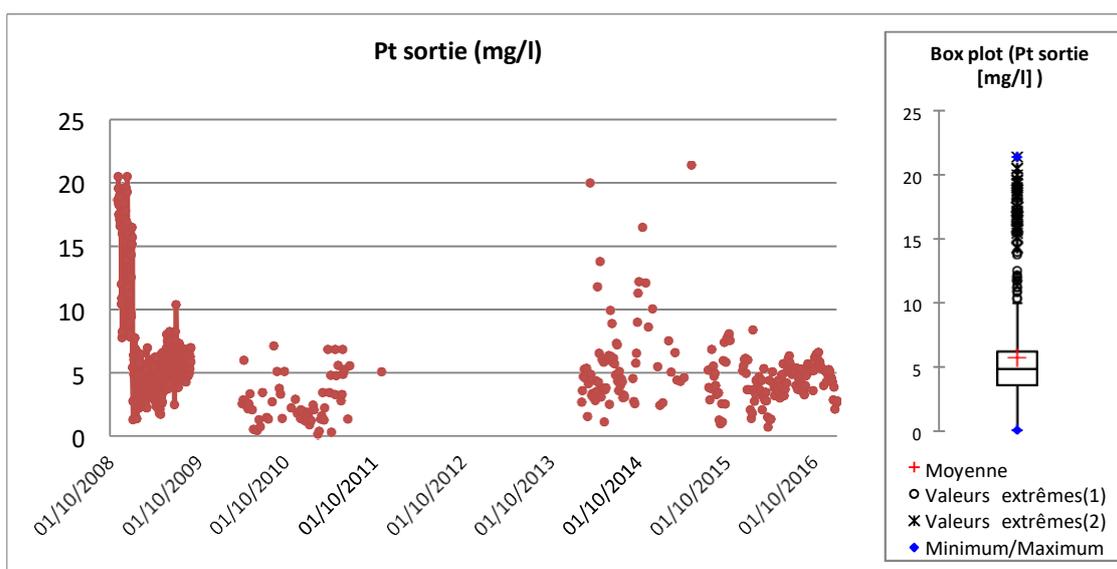


Figure 4.25 : Evolution journalière du Pt à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les vides repérés sur les graphes correspondent à des périodes qui ne disposent pas d'enregistrement du Pt, et qui vont être éliminées par la suite.

Les concentrations du phosphore total pour les eaux brutes varient entre 0,04 mg /l et 27,9 mg/l avec une moyenne de 9,8 mg/l. A la sortie de la station les concentrations oscillent entre 0,07 mg/l et 21,3 mg/l avec une moyenne de 5,7 mg/l, Nous avons enregistré des valeurs qui sont supérieures à la norme algérienne (10 mg/l) pour certaines observations (**JORA, 2006**).

Le rendement moyen d'abattement du phosphore total est de 41,98 %, présente un taux de déphosphatation relativement faible.

4.1.2.13. L'orthophosphate (P-PO₄)

Les box plots de la figure (4.26) et (4.27), illustrent que la distribution des concentrations de P-PO₄ à l'entrée et la sortie ne comporte pas des valeurs douteuses (aberrantes).

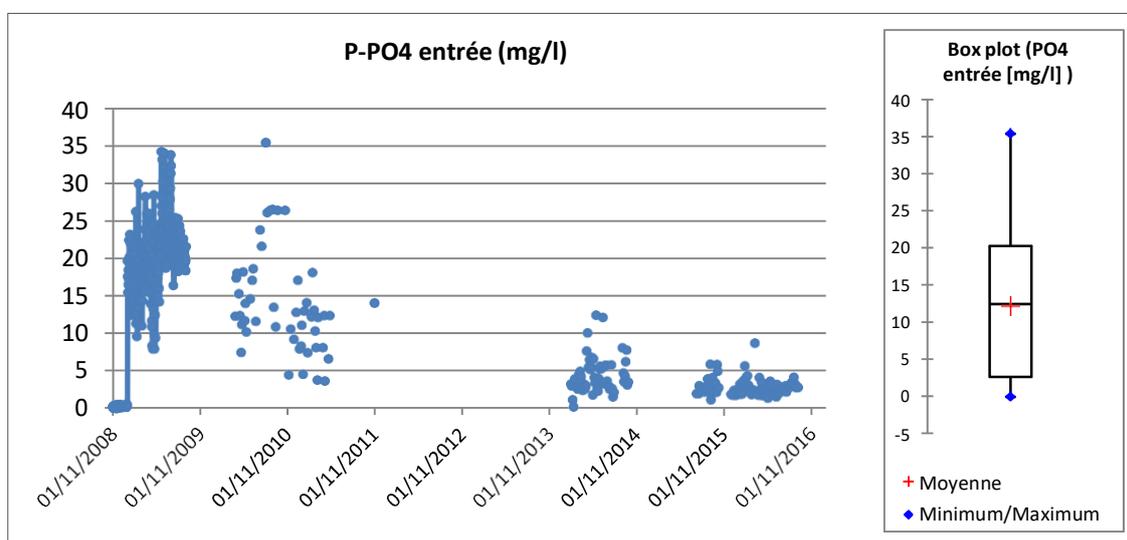


Figure 4.26 : Evolution journalière du P-PO₄ à l'entrée de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

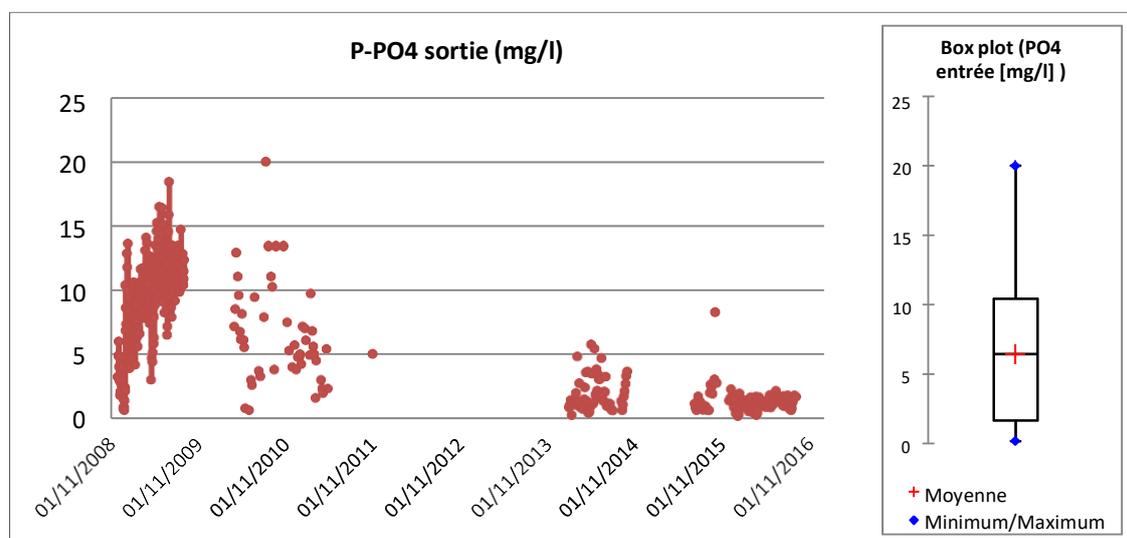


Figure 4.27 : Evolution journalière du P-PO₄ à la sortie de la STEP (Nov 2008-Déc 2016)

Les vides repérés sur les graphes correspondent à des périodes qui ne disposent pas d'enregistrement de P-PO₄, nous avons détecté des concentrations négatives (c'est des fausses valeurs), qui vont être éliminées par la suite.

Les concentrations de P-PO₄ des eaux brutes varient entre 0,19 mg /l et 35,4 mg/l avec une moyenne de 12,1 mg/l. A la sortie de la station les concentrations oscillent entre 0,17 mg/l et 20 mg/l avec une moyenne de 6,4 mg/l, Nous avons enregistré des valeurs supérieures à la norme de rejet direct fixée par l'USEPA qui est de 4 mg/l (plus de 50% des observations) (USPEA, 2014).

4.1.3. Test de Grubbs et Beck

Après avoir critiqué les données via les représentations graphiques et boîtes à moustaches, il est important d'effectuer un prétraitement plus fin (quantitatif) afin de quantifier les valeurs aberrantes. Pour ce faire nous avons appliqué le test de **Grubbs et Beck** sur la série de données, après avoir éliminé les données manquantes. Les résultats du test sont regroupés dans le tableau suivant :

Tableau 4.1 : Résultats du test de Grubbs et Beck

Variable / Statistique du test	N	Moyenne	Ecart Type	K _n	X _h	X _l
Qj entrée (mt/j)	351	9,08	0,35	3,32	28071,36	2753,24
Qj sortie (mt/j)	351	8,99	0,48	3,32	39213,55	1648,18
T (°C) entrée	351	2,93	0,25	3,32	43,09	8,19
T (°C) sortie	351	2,92	0,33	3,32	54,77	6,32
PH entrée	351	2,02	0,08	3,32	9,71	5,90
PH sortie	351	2,03	0,08	3,32	9,95	5,85
CE entrée (µS/cm)	351	7,05	0,26	3,32	2755,61	478,76
CE sortie (µS/cm)	351	6,91	0,27	3,32	2500,08	403,15
MES entrée (mg/l)	351	5,74	0,38	3,32	1076,70	89,15
MES sortie (mg/l)	351	1,55	0,73	3,32	53,49	0,41
DCO entrée (mg/l)	351	6,13	0,34	3,32	1405,35	149,76
DCO sortie (mg/l)	351	4,00	0,40	3,32	207,07	14,33
DBO₅ entrée (mg/l)	351	5,45	0,37	3,32	788,71	69,03
DBO₅ sortie (mg/l)	351	1,50	0,63	3,32	36,78	0,55
Nt entrée (mg/l)	351	3,36	0,38	3,32	100,35	8,27
Nt sortie (mg/l)	351	1,23	0,61	3,32	26,17	0,44
N-NH₄ entrée (mg/l)	351	3,44	1,07	3,32	1076,59	0,91
N-NH₄ sortie (mg/l)	351	-0,80	1,23	3,32	26,34	0,01
N-NO₃ entrée (mg/l)	351	2,05	0,99	3,32	210,30	0,29
N-NO₃ sortie (mg/l)	351	1,88	1,26	3,32	424,81	0,10
N-NO₂ entrée (mg/l)	351	0,57	1,03	3,32	54,48	0,06
N-NO₂ sortie (mg/l)	351	-1,16	1,54	3,32	51,32	0,01
Pt entrée (mg/l)	351	2,29	0,36	3,32	33,01	2,97
Pt sortie (mg/l)	351	1,45	0,44	3,32	18,60	0,98

P-PO₄ entrée (mg/l)	351	2,46	0,90	3,32	233,49	0,58
P-PO₄ sortie (mg/l)	351	1,66	1,03	3,32	162,83	0,17
Energie T (Kwh/)	351	7,78	0,32	3,32	6816,37	835,60
Débit bre (mt/j)	351	8,73	0,51	3,32	33127,59	1156,17
Débit bex (mt/j)	334	6,27	0,50	3,32	2826,26	99,31
O₂ dissous (mg/l)	329	0,37	0,94	3,32	32,92	0,06
indice de boue (IB)	337	4,06	0,50	3,32	302,28	11,20

Le test est jugé réussi sauf pour les paramètres qui sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau 4.2 : Nombre de valeurs aberrantes (test de Grubbs et Beck)

Paramètre	Qj sortie (mt/j)	PH entrée	PH sortie	Débit bre (mt/j)	Débit bex (mt/j)
Nombre des valeurs aberrantes	3	1	1	2	5

4.2. Résultats d'analyse en composantes principales (ACP) et discussions

Dans le but d'examiner les relations existantes entre les différents paramètres physicochimiques et pour mieux évaluer l'efficacité du traitement biologique, les rendements épuratoires et la consommation d'énergie, une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur la série de données durant la période (2009 - 2016) au pas de temps journalier, après avoir éliminé toutes les données non exploitables (prétraitement). Cette technique a également l'avantage d'identifier et de lier les différents facteurs (sources) aux effets observés sur le phénomène d'épuration des eaux usées, aussi permettant une meilleure compréhension des processus épuratoires et du fonctionnement de la STEP. Seules les variables éloignées du centre du cercle sont statistiquement bien expliquées dans le système et ont été considérées dans notre travail. Les variables proches les unes des autres sont en corrélation normale, celles opposées de 180° sont en corrélation inverse, et celles placées à 90° sont indépendantes. Les corrélations ont été calculées selon le coefficient de Spearman. Il faut donc rappeler que les corrélations utilisées ici ont cherché à mettre en évidence des relations linéaires entre les variables. Par conséquent, l'absence de corrélations ne signifie pas qu'il y a une absence de liaisons entre les variables.

4.2.1. Evaluation des paramètres de la pollution globale à l'entrée de la station

4.2.1.1. Variable et codification

Une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur le tableau des données au pas de temps journalier où nous disposons de 9 variables actives, 3 variables supplémentaires et 336 observations. Pour simplifier l'utilisation des variables actives et supplémentaires sur le logiciel **XLSTAT**, nous avons codifié chacune d'elles dans le tableau suivant :

Tableau 4.3 : Codification des variables (paramètre physicochimique)

Type variable	Variable	Code
Variable active	MES à l'entrée de la STEP	MES.ent
	DBO ₅ à l'entrée de la STEP	DBO ₅ .ent
	DCO à l'entrée de la STEP	DCO.ent
	Nt à l'entrée de la STEP	Nt.ent
	N-NH ₄ à l'entrée de la STEP	N-NH ₄ .ent
	N-NO ₂ à l'entrée de la STEP	N-NO ₂ .ent
	N-NO ₃ à l'entrée de la STEP	N-NO ₃ .ent
	Pt à l'entrée de la STEP	Pt.ent
	P-PO ₄ à l'entrée de la STEP	P-PO ₄ .ent
Variable supplémentaire	Conductivité Electrique à l'entrée de la STEP	Ce.ent
	Charge massique	Cm
	Charge Volumique	Cv

4.2.1.2. Matrice de corrélation

Variable	MES.ent	DCO.ent	DBO ₅ .ent	Nt.ent	N-NH ₄ .ent	N-NO ₃ .ent	N-NO ₂ .ent	Pt.ent	P-PO ₄ .ent	CE.ent	Cm	Cv
MES.ent	1,00	0,53	0,44	0,12	0,13	0,19	0,21	0,18	0,32	0,24	0,34	0,36
DCO.ent	0,53	1,00	0,78	0,08	0,32	0,39	0,35	0,23	0,67	0,54	0,55	0,42
DBO ₅ .ent	0,44	0,78	1,00	0,10	0,31	0,35	0,36	0,25	0,66	0,54	0,68	0,57
Nt.ent	0,12	0,08	0,10	1,00	-0,24	-0,34	-0,23	0,53	-0,20	-0,10	-0,06	0,13
N-NH ₄ .ent	0,13	0,32	0,31	-0,24	1,00	0,47	0,44	0,02	0,56	0,43	0,19	0,11
N-NO ₃ .ent	0,19	0,39	0,35	-0,34	0,47	1,00	0,62	-0,34	0,53	0,47	0,36	0,12
N-NO ₂ .ent	0,21	0,35	0,36	-0,23	0,44	0,62	1,00	-0,28	0,49	0,41	0,28	0,08
Pt.ent	0,18	0,23	0,25	0,53	0,02	-0,34	-0,28	1,00	0,07	-0,09	0,06	0,22
P-PO ₄ .ent	0,32	0,67	0,66	-0,20	0,56	0,53	0,49	0,07	1,00	0,72	0,42	0,16
CE.ent	0,24	0,54	0,54	-0,10	0,43	0,47	0,41	-0,09	0,72	1,00	0,33	0,05
Cm	0,34	0,55	0,68	-0,06	0,19	0,36	0,28	0,06	0,42	0,33	1,00	0,82
Cv	0,36	0,42	0,57	0,13	0,11	0,12	0,08	0,22	0,16	0,05	0,82	1,00

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05.

Les valeurs en couleur noir correspondant aux variables actives.

Les valeurs en couleur bleu correspondant aux variables supplémentaires.

L'analyse de cette matrice de corrélation relève l'existence d'association entre les différentes variables analysées dont les coefficients de corrélation varient entre -1 et 1, Les valeurs affichées en gras sont significatives à un niveau de signification de 0,05. Cela indique que le risque de rejeter l'hypothèse nulle (la corrélation est statistiquement significative) alors qu'elle est vraie est inférieur à 5%.

4.2.1.3. Contribution

D'après l'analyse des résultats numériques de cette ACP, les valeurs propres (affichées dans le tableau 4.4) montrent que l'axe F1 explique près de la moitié (soit 41,03%) de la variabilité totale des données.

Tableau 4.4 : Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Valeur propre	3,69	2,10	0,85	0,64	0,58	0,37	0,31	0,25	0,21
Variabilité (%)	41,03	23,34	9,42	7,15	6,42	4,14	3,42	2,77	2,31
% cumulé	41,03	64,37	73,79	80,95	87,37	91,50	94,92	97,69	100

L'axe F2 et F3 indiquent 23,34% et 9,42% de la variabilité totale des données respectivement. Ainsi, 64,37% et 50,46% de la variabilité du tableau de données est extraite par les plans factoriels F1 x F2 et F1xF3. De ce fait, l'interprétation des résultats de l'ACP sera faite en se limitant à ces trois premiers axes.

Tableau 4.5 : Corrélations entre les variables et les facteurs

Variable / Facteur	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
MES.ent	0,514	0,399	-0,528	-0,179	0,510	-0,006	0,008	0,038	-0,060
DCO.ent	0,802	0,388	-0,122	-0,114	-0,200	0,055	-0,071	-0,074	0,353
DBO₅.ent	0,777	0,392	-0,052	-0,070	-0,315	-0,053	-0,135	-0,206	-0,267
Nt.ent	-0,193	0,761	-0,026	0,562	0,005	0,142	-0,172	0,135	-0,013
N-NH₄.ent	0,643	-0,203	0,575	0,018	0,383	0,056	-0,238	-0,088	0,016
N-NO₃.ent	0,714	-0,442	-0,088	0,208	-0,021	0,431	0,230	-0,048	-0,047
N-NO₂.ent	0,689	-0,364	-0,111	0,460	0,048	-0,389	0,110	-0,046	0,041
Pt.ent	0,001	0,829	0,399	-0,021	0,100	-0,053	0,363	-0,089	0,000
P-PO₄.ent	0,864	0,024	0,201	-0,151	-0,139	-0,057	0,043	0,403	-0,059
CE.ent	0,582	-0,025	0,030	-0,286	-0,203	0,374	-0,349	0,466	-0,115
Cm	0,508	0,149	-0,117	-0,080	-0,218	0,012	-0,028	-0,247	-0,132
Cv	0,325	0,309	-0,132	0,100	-0,016	-0,191	-0,051	-0,500	-0,201

Les résultats correspondant aux variables supplémentaires sont affichés en couleur bleu.

4.2.1.4. Cercles de corrélation

L'analyse du cercle de corrélation (Figure 4.28) formé par les axes (F1, F2), nous a permis de discriminer des groupes de variables ayant des affinités plus ou moins grandes les unes avec les autres.

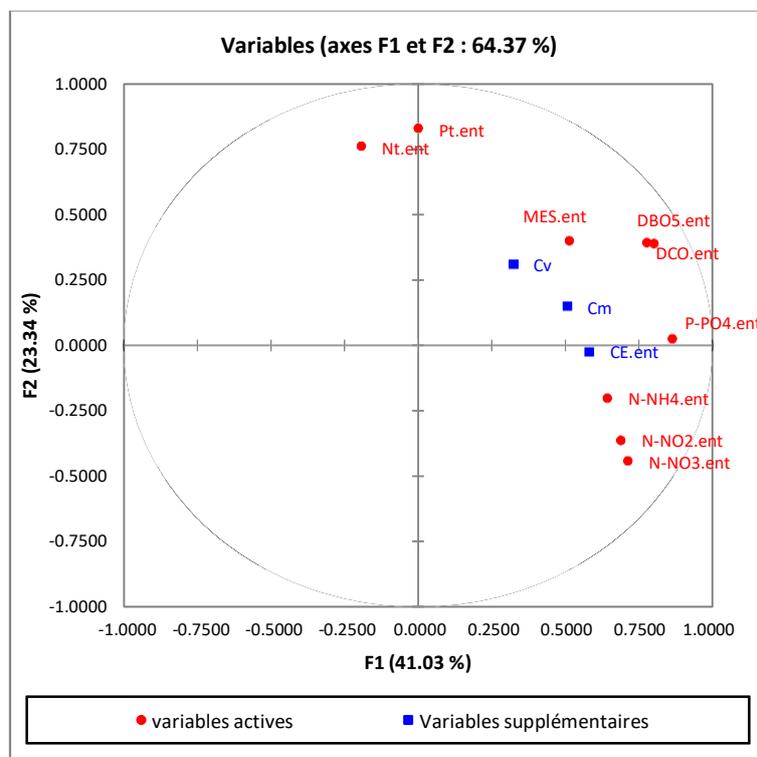


Figure 4.28: Cercle de corrélation F1x F2 (Paramètres de la pollution globale)

Toutes les variables actives sont bien corrélées avec un signe positif avec le premier axe F1, à l'exception des charges polluantes Pt ($r = 0,001$) et Nt ($r = -0,193$) à l'entrée qui sont faiblement corrélées avec F1 et forme un groupement dont la corrélation entre ces deux variables est moyennement significative ($r = 0,53$). De ce fait, nous distinguons trois (03) groupements de variables :

1^{er} groupement de variables : DBO₅, DCO et MES des eaux brutes à l'entrée qui représentent la pollution organique, un léger éloignement de MES à l'entrée par rapport aux deux autres paramètres sur le cercle de corrélation, indique que la fraction minérale de la matière en suspension (MES) est très faible par rapport à la fraction organique, d'où l'organicité de l'effluent exprimée par le ratio (MVS/MES) est d'environ 1. Généralement la présence de la matière minérale est due au lessivage des sols suite à des événements pluviaux importants en amont du réseau d'assainissement (**Ranchet et Philippe, 1982**).

2^{ème} groupement : N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ et P-PO₄ des eaux brutes à l'entrée qui représente la pollution azotée et phosphorée dissoute, il est clair que l'ortho phosphate P-PO₄ est éloigné un peu dans le groupe, car l'origine de la pollution exprimée par ce dernier est différente de celle exprimée par (N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃).

3^{ème} groupement : Phosphore total (Pt) et azote total (Nt) des eaux brutes à l'entrée qui représentent la pollution azotée et phosphorée sous forme soluble et particulaire.

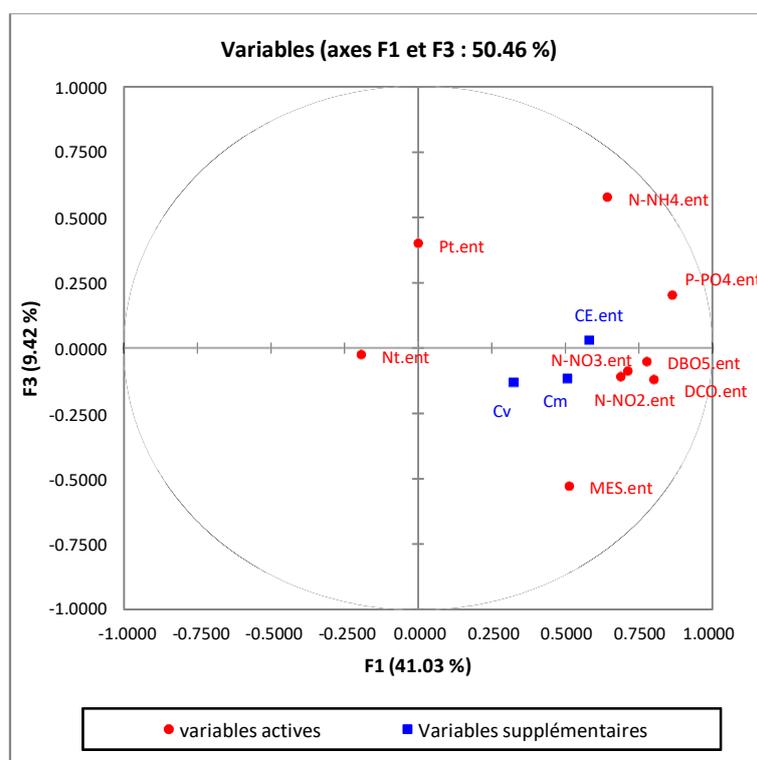


Figure 4.29 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la pollution globale)

Le cercle de corrélation formé par les axes F1 et F3 (Figure 4.29) et les variables actives DCO ($r = 0,8$), DBO5 ($r = 0,77$), N-NO₃ ($r = 0,71$), N-NO₂ ($r = 0,69$), N-NH₄ ($r = 0,64$) et P-PO₄ ($r = 0,86$) sont fortement corrélés et structurant positivement l'axe F1. En outre, la variable supplémentaire CE ($r = 0,58$) est bien corrélée avec le même axe (F1). Par contre la corrélation entre la conductivité CE et les paramètres Nt et Pt est faiblement significative ($r = -0,1$ et $r = -0,09$, respectivement), ceci explique que la minéralisation élevée de l'eau usée par rapport à celle distribuée pour la même agglomération est fortement liée à la charge de pollution organique et aux ions contenus dans l'eau brute (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺ et PO₄⁻³) caractérisant la pollution azotée dissoute et la pollution phosphatée dissoute.

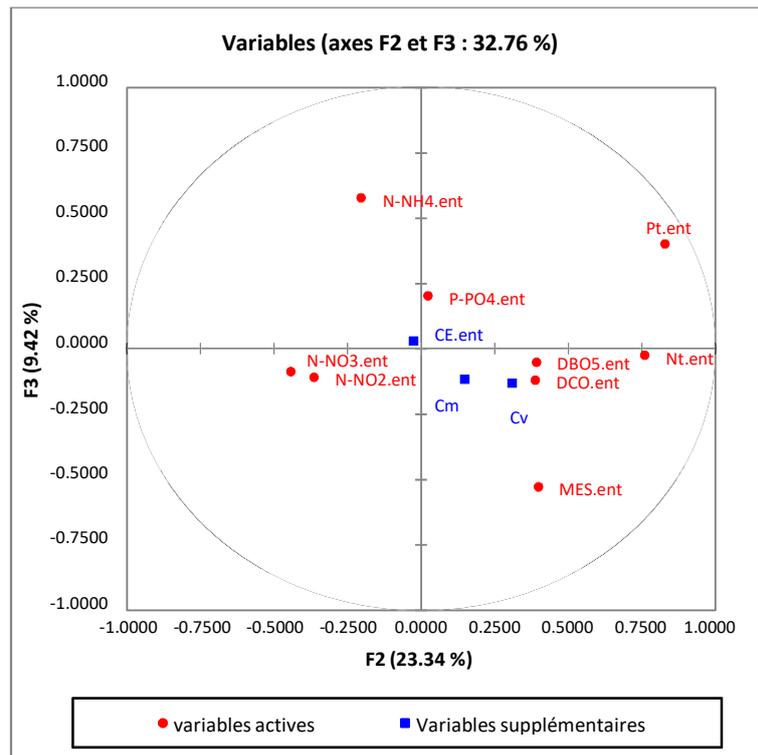


Figure 4.30 : Cercle de corrélation F2x F3 (Paramètres de la pollution globale)

Le cercle de corrélation formé par les axes F2 et F3 (Figure 4.30) avec une inertie de 32,76%, ne dispose pas d'informations appropriées, car la plupart des variables actives et supplémentaires se rapprochent du centre.

4.2.2. Evaluation du traitement biologique (Réacteur Biologique)

4.2.2.1. Méthode de calcul

Dans le but d'évaluer les rendements épuratoires au niveau du réacteur biologique nous proposons deux types de variables dont nous pouvons nous en servir selon la disponibilité des données. Le premier type est basé sur les mesures d'abattement de la pollution (MES, DCO, DBO₅, Nt, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, Pt, P-PO₄) effectuées, c'est-à-dire les variables actives. Dans le deuxième type nous utiliserons les paramètres caractérisant le réacteur biologique (Charge massique, Indice de boue, Temps de séjour, Concentration de O₂ dissous) comme variables supplémentaires.

L'abattement de la pollution de chaque paramètre (i) est calculé par la formule suivante :

$$R(i) = [Q_e (\text{entrée}) * C_e (\text{mg/l})] - [Q_s (\text{sortie}) * C_s (\text{mg/l})] \quad (15)$$

Avec :

R (i) : abattement de la pollution.

C_e : la concentration mesurée à l'entrée de la station d'épuration

C_s : la concentration mesurée à la sortie de la station d'épuration

Q_e : le débit journalier mesuré à l'entrée de la station d'épuration

Q_s : le débit journalier mesuré à la sortie de la station d'épuration

4.2.2.2. Variable et codification

Les paramètres du traitement biologique ont été soumis à une analyse statistique par ACP au pas de temps journalier, qui contient 9 variables actives, 4 variables supplémentaires et 312 observations. Pour faciliter la manipulation des variables actives et supplémentaires sur le logiciel **XLSTAT**, nous avons codifié chacune d'elles dans le tableau suivant :

Tableau 4.6 : Codification des variables (Paramètre du traitement biologique)

Type variable	Variable	Code
Variable active	Abattement MES	R.MES
	Abattement DBO ₅	R.DBO ₅
	Abattement DCO	R.DCO
	Abattement Nt	R.Nt
	Abattement N-NH ₄	R.N-NH ₄
	Abattement N-NO ₂	R.N-NO ₂
	Abattement N-NO ₃	R.N-NO ₃
	Abattement Pt	R.Pt
	Abattement P-PO ₄	R.P-PO ₄
Variable supplémentaire	Oxygène dissous	O ₂ .dis
	Charge massique	Cm
	Temps de séjour	Ts
	Indice de boue	IB

4.2.2.3. Matrice de corrélation

Variabes	R.MES	R.DCO	R.DBO ₅	R.Nt	R.N-NH ₄	R.N-NO ₃	R.N-NO ₂	R.Pt	R.P-PO ₄	O ₂ .dis	Cm	Ts	IB
R.MES	1,00	0,66	0,60	0,50	0,43	-0,01	-0,02	0,44	0,29	-0,18	0,39	-0,62	0,12
R.DCO	0,66	1,00	0,84	0,51	0,43	0,10	0,03	0,46	0,39	-0,13	0,67	-0,43	0,23
R.DBO ₅	0,60	0,84	1,00	0,41	0,44	0,12	0,11	0,36	0,43	-0,10	0,84	-0,41	0,15
R.Nt	0,50	0,51	0,41	1,00	0,26	-0,09	-0,16	0,66	-0,11	-0,46	0,13	-0,68	0,61
R.NH ₄	0,43	0,43	0,44	0,26	1,00	0,00	0,14	0,26	0,44	0,12	0,31	-0,45	-0,27
R.NO ₃	-0,01	0,10	0,12	-0,09	0,01	1,00	0,37	-0,09	0,12	0,14	0,20	0,16	-0,06
R.NO ₂	-0,02	0,03	0,11	-0,16	0,14	0,37	1,00	-0,15	0,27	0,30	0,25	0,11	-0,22
R.Pt	0,44	0,46	0,36	0,66	0,26	-0,09	-0,15	1,00	0,04	-0,33	0,11	-0,60	0,43
R.PO ₄	0,29	0,39	0,43	-0,11	0,44	0,12	0,27	0,04	1,00	0,44	0,50	0,04	-0,50
O ₂ .dis	-0,18	-0,13	-0,10	-0,46	0,12	0,14	0,30	-0,33	0,44	1,00	0,11	0,41	-0,66
Cm	0,39	0,67	0,84	0,13	0,31	0,20	0,25	0,11	0,50	0,11	1,00	-0,14	0,02
Ts	-0,62	-0,43	-0,41	-0,68	-0,45	0,16	0,11	-0,60	0,04	0,41	-0,14	1,00	-0,34
IB	0,12	0,23	0,15	0,61	-0,27	-0,06	-0,22	0,43	-0,50	-0,66	0,02	-0,34	1,00

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification alpha=0,05.

Les valeurs en couleur noire correspondant aux variables actives.

Les valeurs en couleur bleue correspondant aux variables supplémentaires.

4.2.2.4. Contribution

Après l'analyse des résultats numériques de cette ACP, les valeurs propres (affichées dans le tableau 4.7) indiquent que les axes F1, F2 et F3 expliquent 41,14%, 19,95 % et 11,35% de la variabilité totale des données respectivement.

Tableau 4.7 : Valeurs propres (Paramètre du traitement biologique)

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Valeur propre	3,61	1,80	1,02	0,70	0,55	0,50	0,40	0,27	0,15
Variabilité (%)	40,14	19,95	11,35	7,79	6,11	5,52	4,46	3,03	1,65
% cumulé	40,14	60,09	71,44	79,23	85,34	90,86	95,32	98,35	100

Ces trois premiers axes détiennent à eux seuls plus de 70% de l'information totale, avec des valeurs propres supérieures à 1, de ce fait, l'interprétation des résultats de l'ACP sera faite en se limitant à ces trois premiers axes.

Tableau 4.8 : Corrélations entre les variables et les facteurs (Paramètre du traitement biologique)

Variable / Facteur	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
R.MES	0,807	-0,078	-0,031	-0,093	0,100	-0,238	-0,513	-0,053	-0,028
R.DCO	0,891	0,056	0,049	-0,277	0,109	0,001	0,160	-0,043	0,292
R.DBO₅	0,847	0,173	0,003	-0,293	0,163	-0,042	0,262	-0,098	-0,245
R.Nt	0,655	-0,518	0,320	0,198	0,033	-0,063	0,078	0,385	-0,030
R.N-NH₄	0,633	0,233	-0,347	0,420	-0,368	-0,298	0,135	-0,068	0,014
R.N-NO₃	0,055	0,572	0,684	-0,177	-0,408	-0,012	-0,062	0,016	-0,013
R.N-NO₂	0,054	0,726	0,296	0,447	0,425	-0,010	-0,003	-0,029	0,020
R.Pt	0,637	-0,457	0,215	0,286	-0,107	0,437	-0,049	-0,232	-0,019
R.P-PO₄	0,458	0,608	-0,439	-0,048	-0,079	0,393	-0,116	0,225	-0,017
O₂.dis	-0,100	0,536	-0,304	-0,045	-0,098	0,032	-0,091	0,055	0,130
Cm	0,596	0,369	-0,038	-0,325	0,089	-0,018	0,232	-0,057	-0,206
Ts	-0,606	0,125	-0,072	-0,206	-0,055	0,149	-0,018	-0,021	0,053
IB	0,162	-0,568	0,545	0,163	0,233	0,080	0,152	0,018	0,003

Les résultats correspondant aux variables supplémentaires sont affichés en couleur bleue.

4.2.2.5. Cercles de corrélation

D'après l'analyse du cercle de corrélation (Figure 4.31), les variables actives R.DBO₅, R.DCO, R.MES, N-NH₄, P-PO₄, Nt, Pt et la variable supplémentaire Cm présentent des groupements corrélés positivement avec le premier axe F1 formant un gradient d'abattement de la pollution (de gauche à droite), tandis que le temps de séjour (Ts) des eaux brutes est corrélé négativement (r = -0,606) avec le même axe (F1). Cela indique que l'abattement des différents types de pollution (pollution organique : MES, DCO, DBO₅ pollution Dissoute et particulaire : N-NH₄, P-PO₄, Pt, Nt) est conditionné par le temps de séjour et la charge massique qui caractérisent l'équilibre biologique du traitement. Schématiquement, elle représente le rapport : (nourriture/biomasse) (elle est de l'ordre < 0,007 pour un système de boue active à très faible charge massique (Nakib , 2015).

Le cercle de corrélation (Figure 4.32) formé par les axes F2 et F3 avec une inertie de 31,30% ne dispose pas d'assez d'informations. Néanmoins, il confirme que la variable supplémentaire indice de boue (IB) et les variables actives de l'abattement Pt et Nt sont corrélées négativement avec la deuxième composantes F2, ce qui permet de lier la décantation des boues au ratio d'équilibre nutritionnel C/N/P qui représente un facteur critique dans le traitement biologique et toute déviation signifie un déséquilibre en nutriments conduit à un handicap biologique (Trivedi et Heinen, 2000).

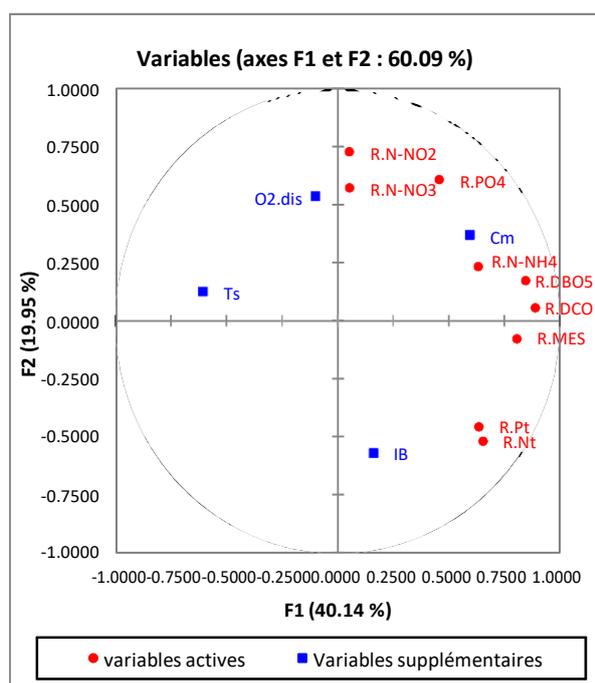


Figure 4.31 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres du traitement biologique)

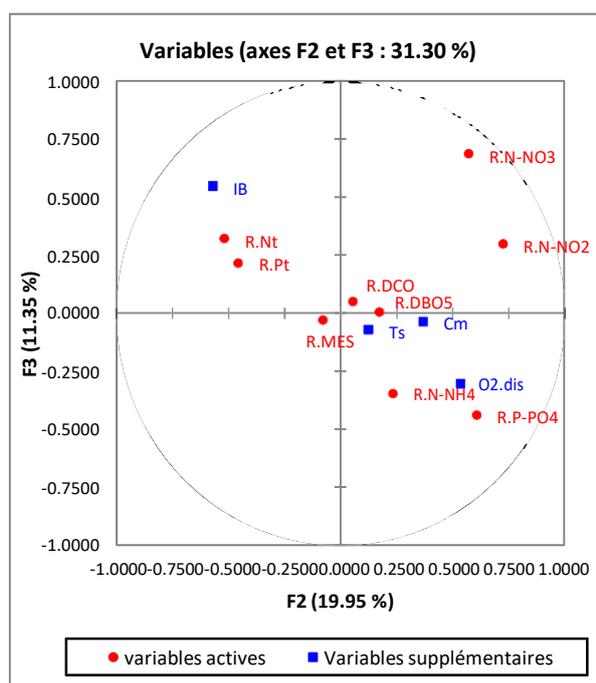


Figure 4.32 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres du traitement biologique)

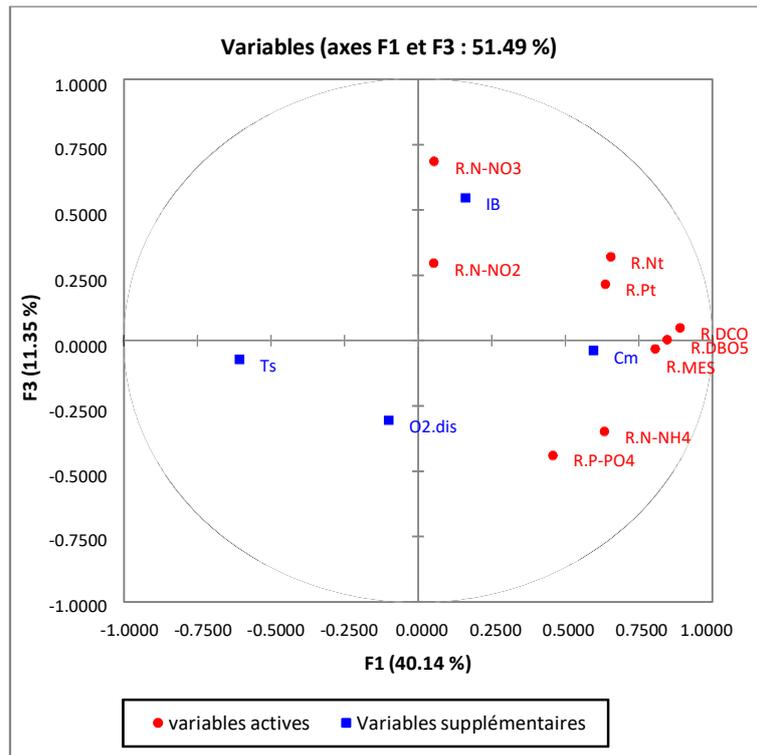


Figure 4.33 : Cercle de corrélation F1x F3 (Paramètres du traitement biologique)

Dans le cercle de corrélation (Figure 4.33), La contribution des deux axes factoriels F1 et F3 est de 51,49% d'inertie, dont les variables structurant positivement l'axe F3 sont R.N-NO₃ ($r = 0,68$) et R.N-NO₂ ($r = 0,29$), par contre la variable supplémentaire O₂ dissous est structurée négativement l'axe F3 avec une corrélation de ($r = -0,3$), ceci explique que l'élimination des nitrates progresse inversement avec la concentration de l'oxygène dissous dans le bassin d'aération. Les faibles corrélations des variables R.N-NO₃ ($r = 0,05$) et R.N-NO₂ ($r = 0,05$) avec l'axe F1 qui représente le gradient d'abattement des différents types de pollution, traduisent un dysfonctionnement au niveau des processus de nitrification-dénitrification.

4.2.3. Evaluation de la consommation énergétique

Pour mieux évaluer la consommation énergétique nous proposons deux méthodes dont nous pouvons nous servir selon la disponibilité des données. La première méthode consiste à calculer les ratios de la consommation énergétiques de chaque paramètre en relation avec les différents postes énergivores (Bassin d'aération, station de relevage, poste de recirculation des boues) au sein de la STEP, par la suite nous allons les analyser indépendamment par l'ACP. Dans la deuxième méthode nous exploitons les résultats précédents de l'ACP pour déterminer l'ordre d'importance des paramètres des postes énergivores regroupés.

4.2.3.1. Méthode de calcul

Le Ratio de la consommation énergétique pour chaque paramètre (i) est calculé par les formules suivantes pour chaque poste énergivore :

a) **Bassin d'aération** :

$$Ra = En \text{ (kw/j)} / [[(Qe \text{ (m}^3\text{/j)} * Ce \text{ (g/l)}) - [Qs \text{ (m}^3\text{/j)} * Cs \text{ (g/l)}]]] \quad (16)$$

Avec :

Ra: Ratio de la consommation énergétique

Ce : la concentration journalière mesurée à l'entrée de la station d'épuration

Cs : la concentration journalière mesurée à la sortie de la station d'épuration

Qe : le débit journalier mesuré à l'entrée de la station d'épuration

Qs : le débit journalier mesuré à la sortie de la station d'épuration

En : Consommation énergétique journalière totale

b) **Stations de relevage** :

$$Ra = En \text{ (kw/j)} / (Qe \text{ (m}^3\text{/j)}) \quad (17)$$

Avec :

Ra : Ratio de la consommation énergétique

En : Consommation énergétique journalière totale

Qe : le débit journalier mesuré à l'entrée de la station d'épuration

c) **Poste de recirculation** :

$$Ra = En \text{ (kw/j)} / (Qb \text{ (m}^3\text{/j)}) \quad (18)$$

Avec :

Ra : Ratio de la consommation énergétique

En : Consommation énergétique journalière totale

Qb : le débit de boue journalier (recirculé /en excès) journalier

4.2.3.2. **Codification de variables**

Afin de faciliter la manipulation des variables sur le logiciel XLSTAT, nous avons codifié chacune d'elles dans le tableau suivant :

Tableau 4.9 : Codification des variables (Paramètres de la consommation énergétique)

Variable	Code
Ratio d'abattement MES	Ra.MES
Ratio d'abattement DBO ₅	Ra.DBO ₅
Ratio d'abattement DCO	Ra.DCO
Ratio d'abattement Nt	Ra.Nt
Ratio d'abattement N-NH ₄	Ra.N-NH ₄
Ratio d'abattement N-NO ₂	Ra.N-NO ₂
Ratio d'abattement N-NO ₃	Ra.N-NO ₃
Ratio d'abattement Pt	Ra.Pt

Ratio d'abattement P-PO ₄	Ra.P-PO ₄
Ratio abattement pollution organique	Ra.Corg
Ratio abattement pollution azotée	Ra.Cazot
Ratio abattement pollution phosphorée	Ra.Cphos
Ratio abattement pollution totale	Ra.Ctot
Abattement pollution organique	Corg
Abattement pollution azotée	Cazot
Abattement pollution phosphorée	Cphos
Abattement pollution totale	Ctot
Débit traité	Qtr
Débit de boue recirculée	Qbre
Débit de boue en excès	Qbex
Ratio débit traité	Ra.Qtr
Ratio de boue recirculée	Ra.Qbre
Ratio de boue en excès	Ra.Qbex
Energie total	En

4.2.3.3. Evaluation de la consommation énergétique au niveau du bassin d'aération

Afin d'étudier le phénomène aération-consommation énergétique, nous avons adopté deux approches :

4.2.3.3.1. 1^{er} approche d'évaluation de la consommation énergétique (BA)

La première approche est basée sur l'évaluation de la consommation énergétique par rapport aux ratios de chaque paramètre de la charge polluante éliminée ; Ra.DCO, Ra.MES, Ra.DBO₅, Ra.Nt, Ra.N-NH₄, Ra.N-NO₃, Ra.N-NO₂, Pt, Ra.P-PO₄. Par la suite on essaye de ressortir la variation de l'énergie totale par rapport à la quantité (exprimé en kg) éliminées de chaque type de pollution (pollution organique, azoté et phosphorée) à partir des données dont nous disposons, par l'ACP.

• Variabes et codification :

Une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur le tableau des données au pas de temps journalier, dont la **1^{er} ACP** comporte 10 variables actives et 351 observations et la **2^{ème} ACP** comporte 4 variables actives, 3 variables supplémentaires et 351 observations. Les variables sont codifiées dans le tableau ci-dessus (4.9).

• Résultat 1^{er} ACP :

Dans les deux cercles de corrélation formés par les axes F1xF2 (Figure 4.34) et F1xF3 (Figure 4.35), les variables Ra.MES ($r = 0,77$), Ra.DCO ($r = 0,84$), Ra.DBO₅ ($r = 0,86$), Ra.N-NH₄ ($r = 0,8$), Ra.P-PO₄ ($r = 0,81$), Ra.N-NO₂ ($r = 0,63$) et En ($r = 0,71$) sont fortement corrélés et positivement à l'axe F1.

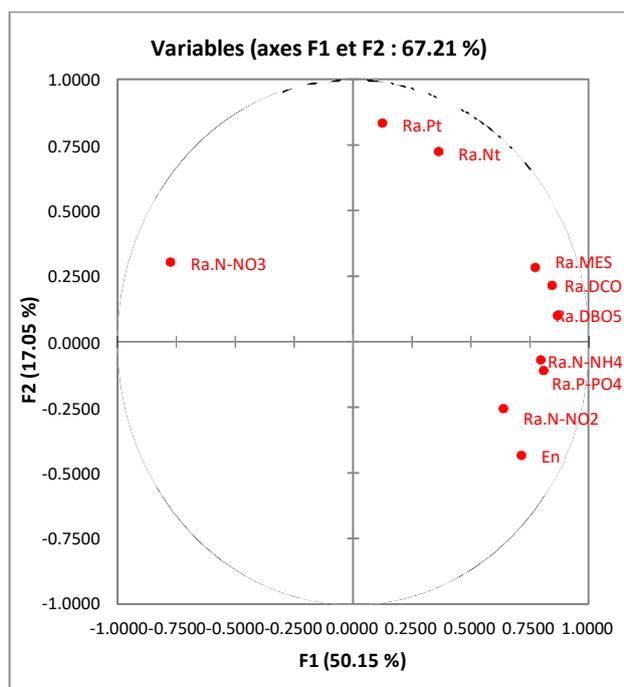


Figure 4.34 : Cercle de corrélation F1xF2
(Paramètres de la consommation énergétique BA -
1^{er} approche-1^{er} ACP)

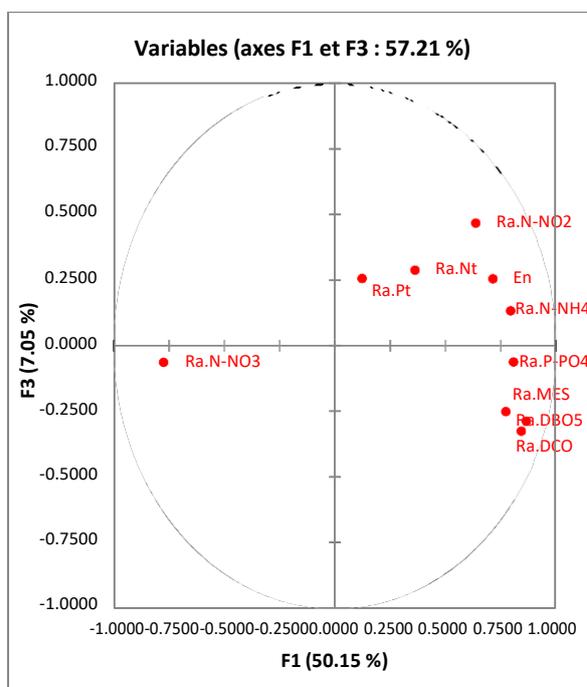


Figure 4.35 : Cercle de corrélation F1xF3
(Paramètres de la consommation énergétique BA -
1^{er} approche- 1^{er} ACP)

La projection de la variable en (Energie total) sur le plan factoriel (F1, F3) permet de mettre en évidence qu'il existe un gradient de la consommation énergétique de gauche à droite. La variable Ra.N-NO₃ ($r = -0,77$) est corrélée négativement à l'axe F1, tandis que les variables Ra.Nt ($r = 0,36$) et Ra.Pt ($r = 0,12$) est faiblement corrélées sur le même axe, ceci permet de déduire que l'élimination de NO₃, Nt et Pt n'a pas d'effet significatif sur la consommation d'énergie. Prenant en compte la totalité d'information expliquée par les trois premières composantes principales soit près de 75%, nous pouvons donc cibler les variables qui ont un effet significatif sur la consommation de l'énergie totale au niveau du bassin d'aération. On distingue les paramètres principaux qui définissent chaque groupe de pollution :

1°) Le calcul du ratio de la charge polluante organique éliminée (Ra.Corg) est basé sur les paramètres MES, DCO et DBO₅.

2°) Le calcul du ratio de la charge polluante azotée éliminée (Ra.Cazot) est basé sur les paramètres NH₄ et NO₂.

3°) Le calcul du ratio de la charge polluante azotée éliminée (Ra.Cphos) est basé sur les paramètres PO₄.

• Résultat 2^{ème} ACP :

Les valeurs propres des trois axes factoriels F1, F2 et F3 et leur contribution à l'inertie totale, déterminent 61,89% de l'information totale à raison d'une inertie de 67,99%, 13,69% et 10,63% respectivement pour F1, F2 et F3.

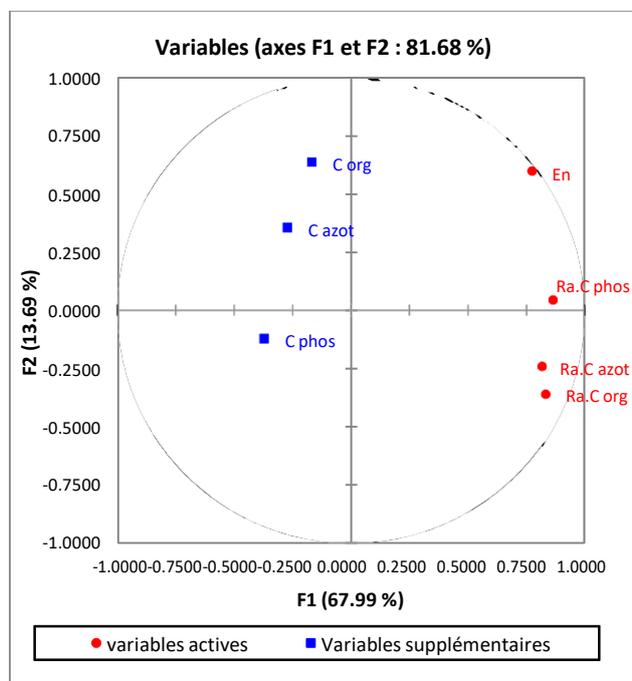


Figure 4.36 : Cercle de corrélation F1xF2
(Paramètres de la consommation énergétique BA-
1^{er} approche- 2^{ème} ACP)

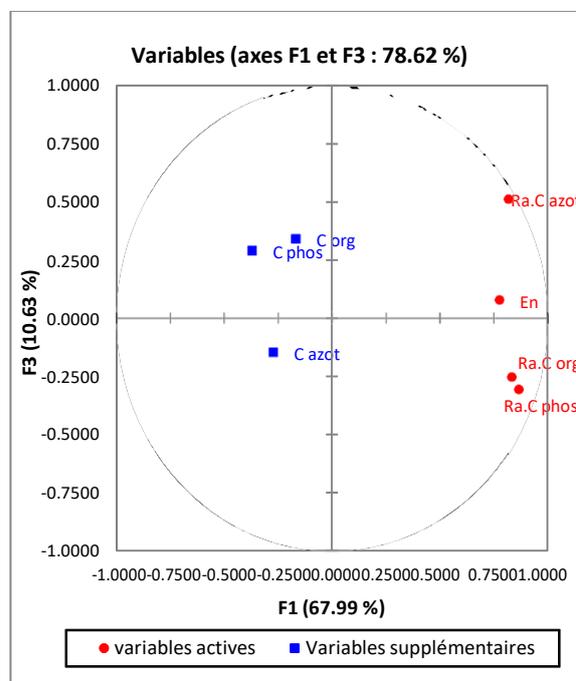


Figure 4.37 : Cercle de corrélation F1xF3
(Paramètres de la consommation énergétique BA-
1^{er} approche- 2^{ème} ACP)

Le cercle de corrélation formé par les axes F1xF3 (Figure 4.37), illustre que les variables ; En ($r = 0,77$), Ra.C.org ($r = 0,83$), Ra.C.azot ($r = 0,81$) et Ra.C.phos ($r = 0,86$) sont fortement corrélés et positivement par rapport à l'axe F1. Par ailleurs, la variation de la consommation énergétique est fortement liée à la quantité de la pollution abattue (exprimée en kg). Ceci confirme que les paramètres entrant dans le calcul de la charge polluante organique, azotée et phosphorée à partir des résultats de l'ACP précédente sont appropriés.

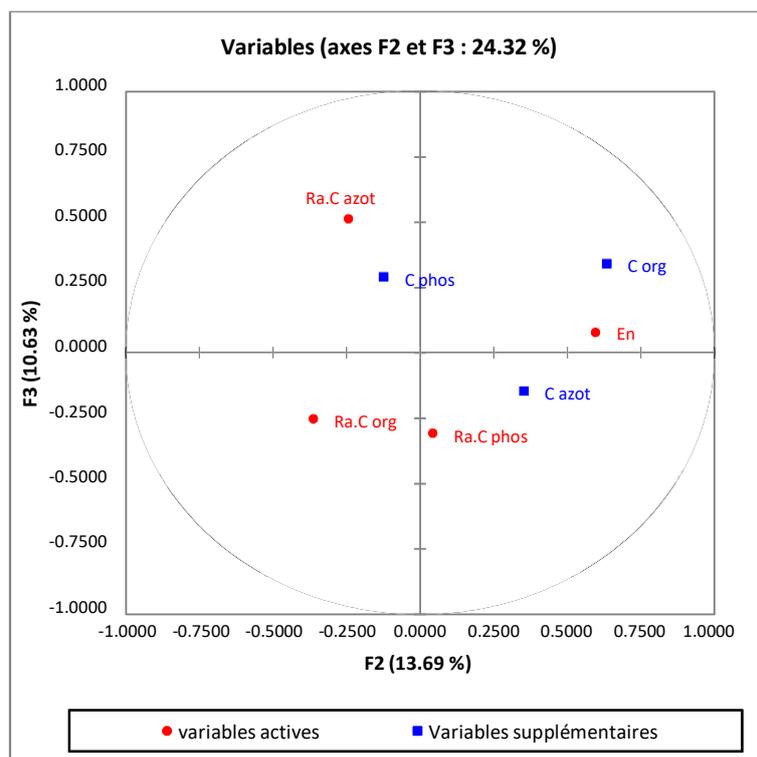


Figure 4.38 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA- 1^{er} approche- 2^{ème} ACP)

L'information cherchée est mieux expliquée dans le cercle de corrélation F2xF3 (Figure 4.38), d'où la variable active En ($r = 0,59$) est corrélée positivement par rapport à l'axe F2, les corrélations des variables supplémentaires sur l'axe F2 à savoir Corg ($r = 0,63$), Cazot ($r = 0,35$), Cphos ($r = -0,12$) présentent le degré de signification de la consommation totale d'énergie. Il est clair que la corrélation négative de Cphos indique, que l'élimination de la pollution phosphorée n'a pas d'effet significatif sur la consommation énergétique, ce pendent l'élimination de la charge organique Corg et la charge azotée Cazot présentent un degré de signification élevé et moyen respectivement, par rapport à la consommation totale d'énergie.

4.2.3.3.2. 2^{ème} approche d'évaluation de la consommation énergétique (BA)

La deuxième approche consiste à évaluer la consommation énergétique par rapport à la charge totale éliminée des paramètres ; DCO, MES, DBO₅, Nt, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, Pt, P-PO₄. Par la suite on essaye de ressortir, à l'aide de l'ACP, la variation de l'énergie totale pour chaque kilogramme de la pollution éliminée (pollution organique, azotée et phosphorée) à partir des données dont nous disposons.

• Variables et codification :

Une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur le tableau des données au pas de temps journalier, où la 1^{er} ACP comporte 10 variables actives et 351 observations et la 2^{ème} ACP comporte 4 variables actives, 3 variables supplémentaires et 351 observations. Les variables sont codifiées précédemment (Tableaux (4.9 et 4.3)).

• Résultat 1^{er} ACP :

Les valeurs propres des trois axes factoriels F1, F2 et F3 et leur contribution à l'inertie totale, déterminent 70,92% de l'information totale à raison d'une inertie de 35,89%, 24,16% et 10,86 % respectivement pour F1, F2 et F3.

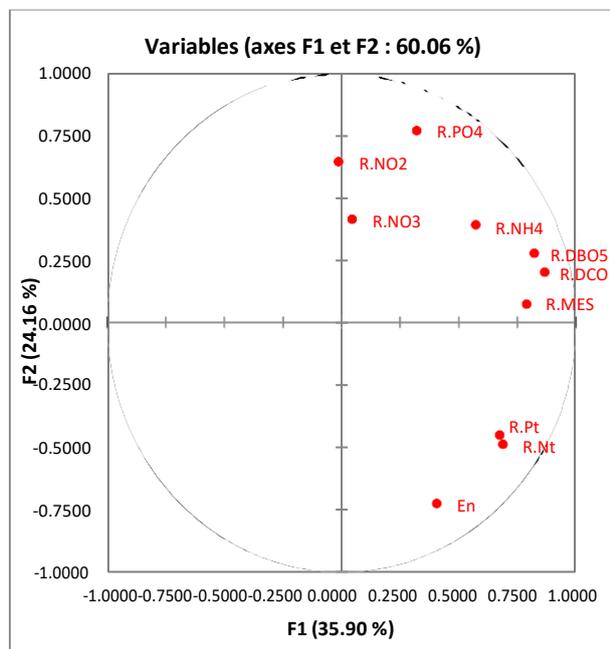


Figure 4.39 : Cercle de corrélation F1xF2
(Paramètres de la consommation énergétique BA-
2^{ème} approche- 1^{er} ACP)

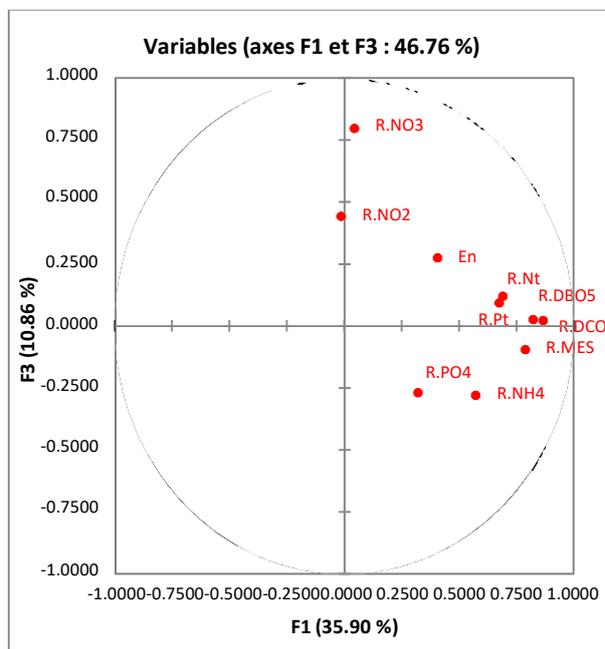


Figure 4.40 : Cercle de corrélation F1xF3
(Paramètres de la consommation énergétique BA-
2^{ème} approche- 1^{er} ACP)

L'analyse des deux cercles de corrélation formé par les axes F1xF2 (figure 4.39) et F2xF3 (Figure 4.40), nous permettra de tirer les interprétation suivantes : les variable R.DBO₅ ($r = 0,82$), R.DCO ($r = 0,86$), R.MES ($r = 0,79$), R.Nt ($r = 0,69$), R.Pt ($r = 0,67$) sont fortement corrélés structurant positivement l'axe F1, les variables En ($r = 0,41$), R.N-NH₄ ($r = 0,57$) et R.P-PO₄ ($r = 0,33$) sont moyennement corrélés par rapport au même axe (F1) avec des signes positifs, tandis que les variables R.N-NO₃ ($r = 0,04$) et R.N-NO₂ ($r = -0,01$) sont faiblement corrélées avec l'axe F1, ceci permet de constater que le degré de signification de la consommation énergétique par rapport à chaque paramètre de la charge polluante abattue varie dans un interval [très faible – fort].

Les groupes de variables (R.DBO₅, R.DCO, R.MES), (R.Nt, R.N-NH₄) et (R.Pt, R.P-PO₄) définissent les paramètres entrants dans le calcul de la pollution organique, azotée et phosphorée respectivement sur la base des corrélations calculées.

• Résultat 2^{ème} ACP :

D'après l'analyse des résultats de cette ACP, les valeurs propres indiquent que les axes F1, F2 et F3 expliquent 57.13%, 23,77% et 10,88% de la variabilité totale des données respectivement.

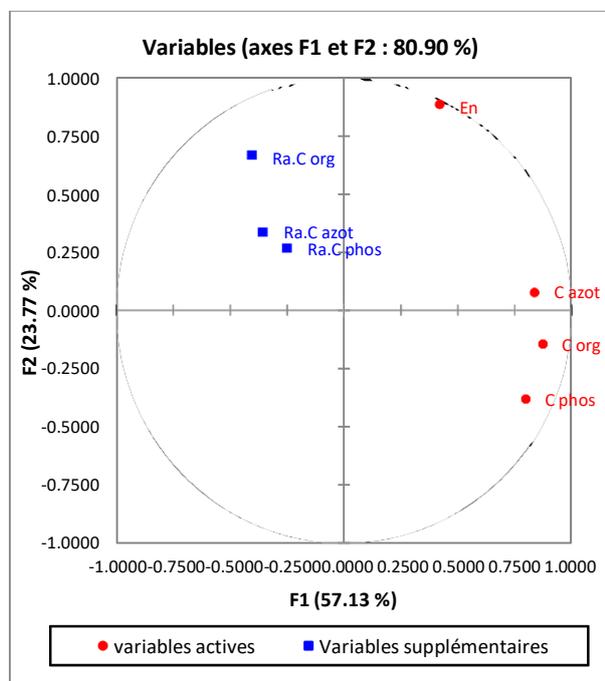


Figure 4.41 : Cercle de corrélation F1xF2
(Paramètres de la consommation énergétique BA-
2^{ème} approche- 2^{ème} ACP)

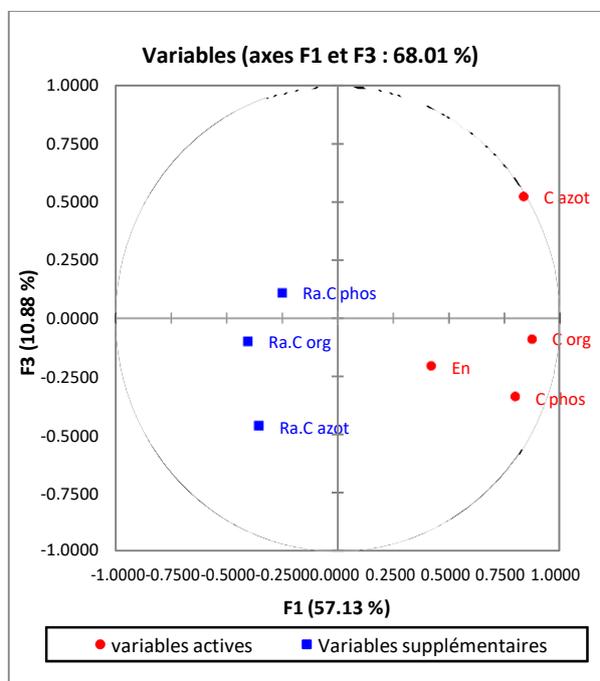


Figure 4.42 : Cercle de corrélation F1xF3
(Paramètres de la consommation énergétique BA-
2^{ème} approche- 2^{ème} ACP)

Ces trois premiers axes détiennent à eux seuls plus de 90% de l'information totale. Dans le cercle de corrélation formé par les axes F1xF2, les variables Corg ($r = 0,87$), Cazot ($r = 0,83$) et Cphos ($r = 0,79$) sont fortement corrélées entre elles et structurant positivement l'axe F1, la variable En ($r = 0,42$) est mieux expliquée dans le cercle formé par les axes F1xF3 (figure IV.42), et dont elle est moyennement corrélée à l'axe F1, ceci peut expliquer que la consommation de l'énergie totale ne dépend pas uniquement des aérateurs (équipements électromécaniques) mais aussi à d'autres organes au niveau de la station.

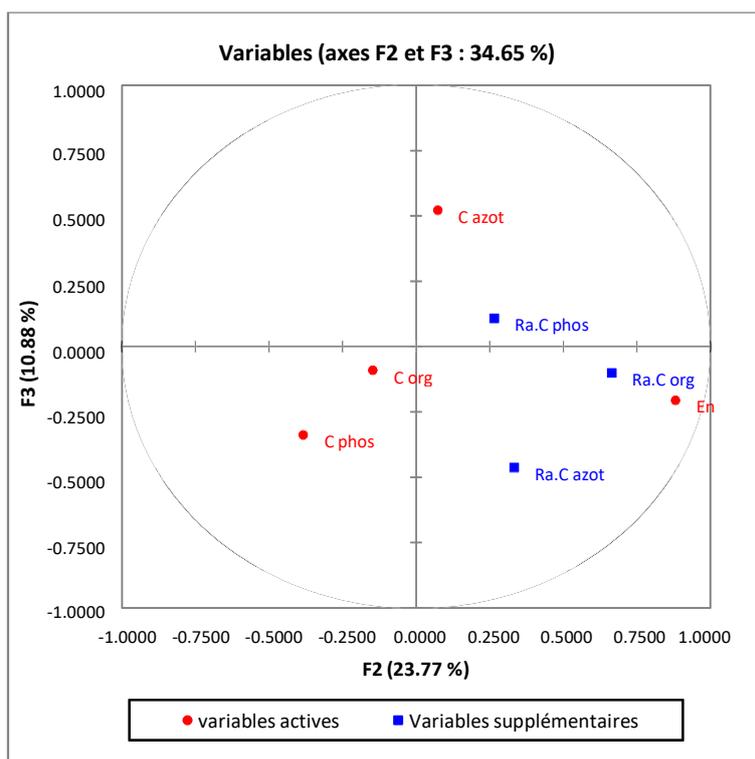


Figure 4.43 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la consommation énergétique BA-2^{ème} approche- 2^{ème} ACP)

Le cercle de corrélation formé par les axes F2xF3 (Figure 4.43) indique que la variable active En ($r = 0,88$) est fortement corrélée et structurant positivement l'axe F2. Les corrélations de variables supplémentaires par rapport à l'axe F2 à savoir Ra.Corg ($r = 0,66$), Ra.Cazot ($r = 0,33$), Ra.Cphos ($r = 0,26$) permet de classifier le degré de signification de la consommation énergétique pour chaque kilogramme de pollution éliminé. Il est clair que le degré de signification du ratio Ra.Corg est élevé comparé aux deux autres ratios (Ra.Cazot et Ra.Cphos), ce qui explique que la grande partie d'oxygénation assurée par les aérateurs, qui entraînent l'élimination de la charge polluante organique.

4.2.3.4. Evaluation de la consommation énergétique (PR & SR)

• Variable et codification :

Les paramètres du poste de recirculation (PR) et de la station de relevage (SR) ont été soumis à une analyse statistique par ACP au pas de temps journalier, qui comporte 4 variables actives, 3 variables supplémentaires et 334 observations. Pour faciliter la manipulation des variables actives et supplémentaires sur le logiciel **XLSTAT**, nous avons codifié chacune d'elles précédemment (Tableau 4.9).

• **Résultat ACP :**

En analysant le cercle de corrélation formé par les axes F1xF2 (Figure 4.44) avec une inertie de près de 72%, nous remarquons que les variables Qbre ($r = 0,82$), Qtr ($0,82$) et En ($r = 0,62$) sont fortement corrélées entre elles et positivement à l'axe F1, par contre la variable Qbex est éloigné par rapport au groupement (Qbre, Qtr et En) et moyennement corrélée à l'axe F1.

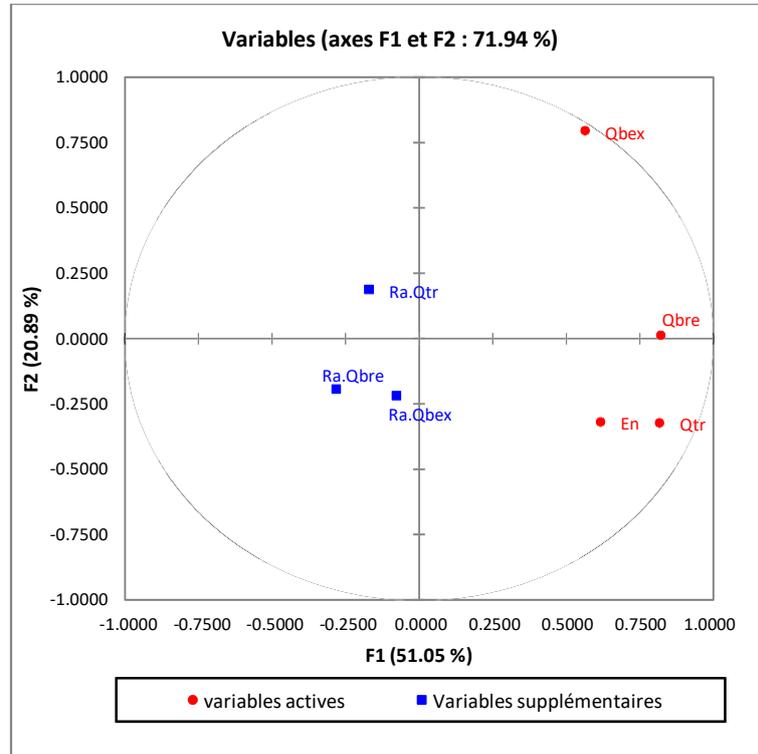


Figure 4.44 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique PR & SR)

En outre les variables supplémentaires ratios (Ra.Qtr, Ra.Qbre, Ra.Qbex) se rapprochent au centre du plan factoriel (F1xF2), il est clair donc qu'elles ne sont pas bien définies par les deux premières composantes. Nous pouvons en déduire que la consommation énergétique au niveau du poste de recirculation et de la station de relevage est fortement liée au volume de boue recirculée (Qbre) et au volume d'eau traité (Qtr) respectivement.

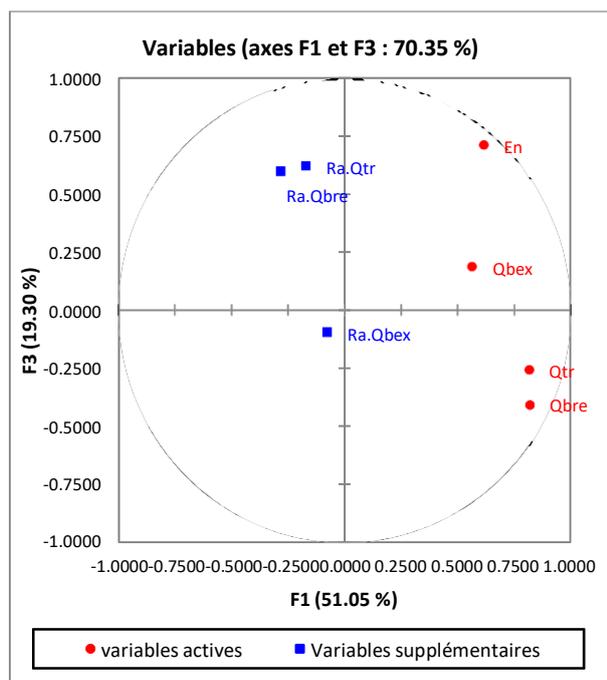


Figure 4.45 : Cercle de corrélation F1xF3
(Paramètres de la consommation énergétique
PR & SR)

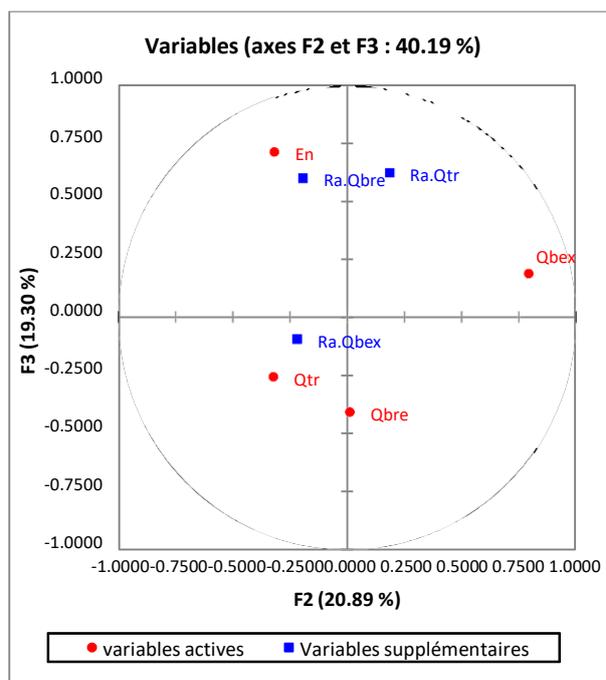


Figure 4.46 : Cercle de corrélation F2xF3
(Paramètres de la consommation énergétique
PR & SR)

L'information qu'on cherche sur les variables supplémentaires Ratios (Ra.Qtr , Ra.Qbre et Ra.Qbex) est mieux expliquée sur le cercle de corrélation formé par les axes F2xF3 (Figure 4.46). Nous remarquons que les variables supplémentaires (Ra.Qtr et Ra.Bre) et la variable active (En) sont fortement corrélées entre elles structurant positivement l'axe F3, tandis que la variable supplémentaire Ra.Bex ($r = -0,09$) est faiblement corrélée avec le même axe et elle se trouve sur le demi-cercle inférieur du plan factoriel F1xF3 avec un signe négatif.

Ceci permet de constater que la consommation énergétique de débit traité et des boues recirculée a presque le même degré de dignification et que l'influence de pompage des boues en excès sur la consommation est faiblement significative.

4.2.3.5. Evaluation de la consommation totale d'énergie (Postes regroupés)

• Variable et codification :

Les paramètres des différents postes énergétiques regroupés (Bassin aération, station de relevage et poste de recirculation de boues) ont été soumis à une analyse statistique par ACP au pas de temps journalier, qui comporte 13 variables actives, 6 variables supplémentaires et 334 observations. Pour faciliter la manipulation des variables actives et supplémentaires sur le logiciel **XLSTAT**, nous avons codifié chacune d'elles précédemment (Tableau 4.9).

• Résultat ACP :

Dans les deux cercles de corrélation formés par les axes F1xF2 (Figure 4.47) et F1xF3 (Figure 4.48) qui expriment 62,94% et 54,84% de la variabilité totale respectivement, les variables actives ; Ra.MES ($r = 0,78$) , Ra.DCO ($r = 0,78$), Ra.DBO₅ ($r = 0,82$), Ra.N-NH₄ ($r = 0,8$), Ra.P-PO₄ ($r = 0,78$), Ra.N-NO₂ ($r = 0,63$), Ra.Qtr ($r = 0,79$), Ra.bre ($r = 0,6$), Ra.bex ($r = 0,63$) et En ($r = 0,7$) sont positivement, bien corrélées à l'axe F1.

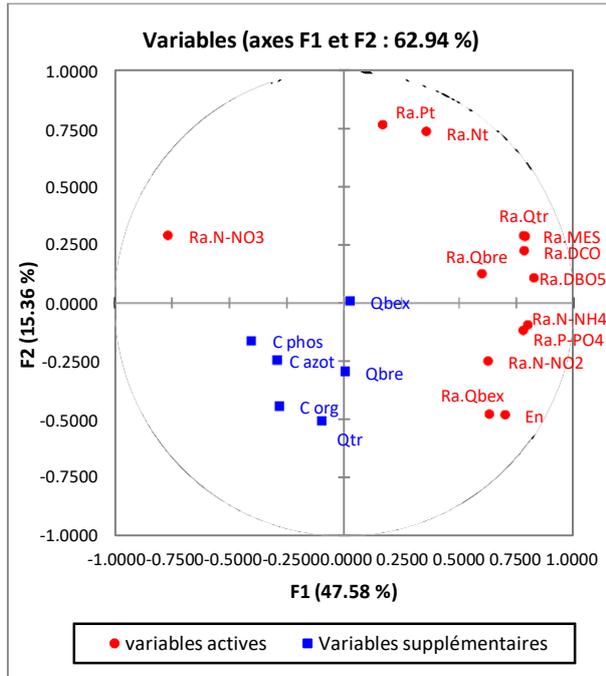


Figure 4.47 : Cercle de corrélation F1xF2 (Paramètres de la consommation énergétique- Postes énergivores regroupées)

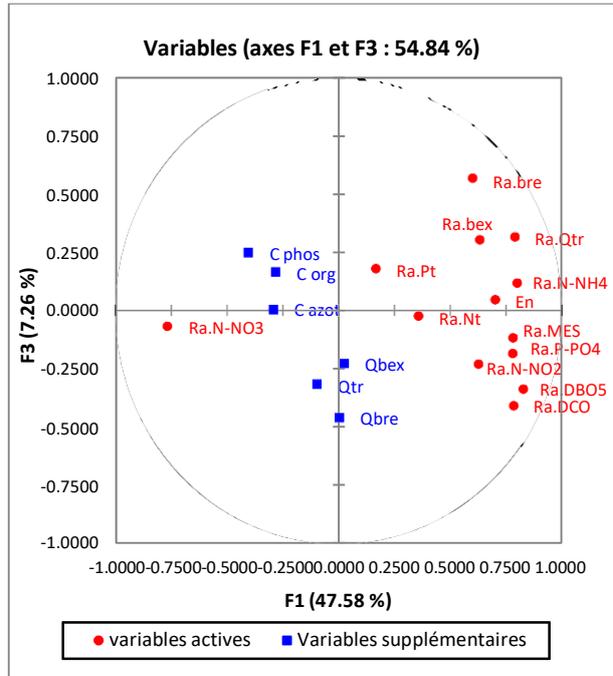


Figure 4.48 : Cercle de corrélation F1xF3 (Paramètres de la consommation énergétique- Postes énergivores regroupées)

La projection de la variable active En (énergie total) sur le plan factoriel (F1, F3) permet de faire ressortir un gradient de la consommation énergétique de gauche à droite. La variable Ra.N-NO₃ ($r = -0,76$) est corrélée négativement à l'axe F1, tandis que les variables Ra.Nt ($r = 0,35$) et Ra.Pt ($r = 0,17$) sont faiblement corrélées sur le même axe (F1).

Ceci permet d'en déduire que les variables Ra.N-NO₃, Ra.Nt et Ra.Pt n'ont pas d'effet significatif sur la consommation d'énergie.

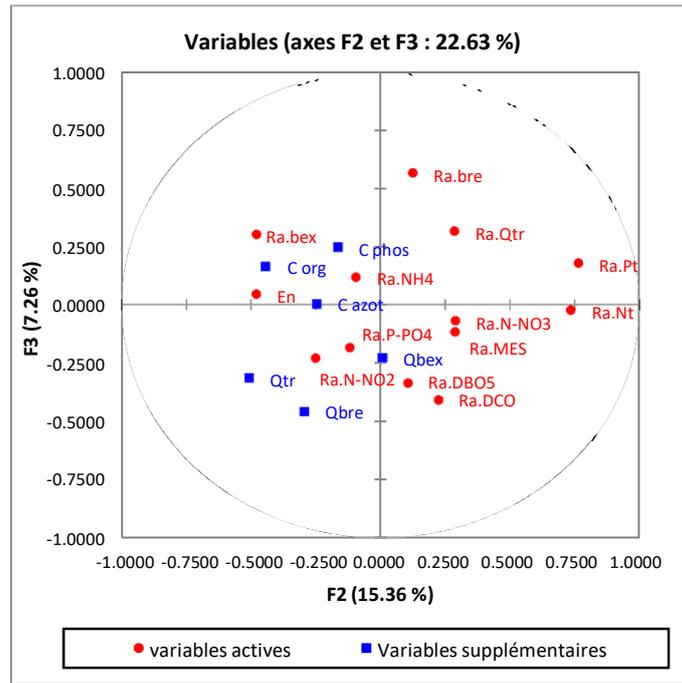


Figure 4.49 : Cercle de corrélation F2xF3 (Paramètres de la consommation énergétique- Postes énergivores regroupées)

L'analyse du cercle de corrélation F2xF3 (Figure 4.49) indique une variabilité de 22,63% qui est moins représentative par rapport à la variabilité totale. Nous remarquons aussi que les variables supplémentaires, sont mieux expliquées dans ce plan factoriel, la plage de variation des corrélations des variables supplémentaires Corg, Cazot, Cphos, Qtr, Qbre et Qbex avec l'axe 2 nous a permis de classifier le degré d'importance de la consommation énergétique par rapport à la charge polluante éliminée (pollution organique , azotée et phosphorée) et par rapport au volume total (débit relevé et boue pompée). La variable supplémentaire En ($r = -0,5$) est moyennement corrélée et négativement à l'axe F2, la projection des corrélations de variables supplémentaires sur l'axe F2 permet de définir le degré de signification de chaque paramètre par rapport à l'énergie totale consommée. Les corrélations des paramètres Corg, Cazot, Cphos, Qtr, Qbre et Qbex sont représentées dans le graphique ci-dessous :

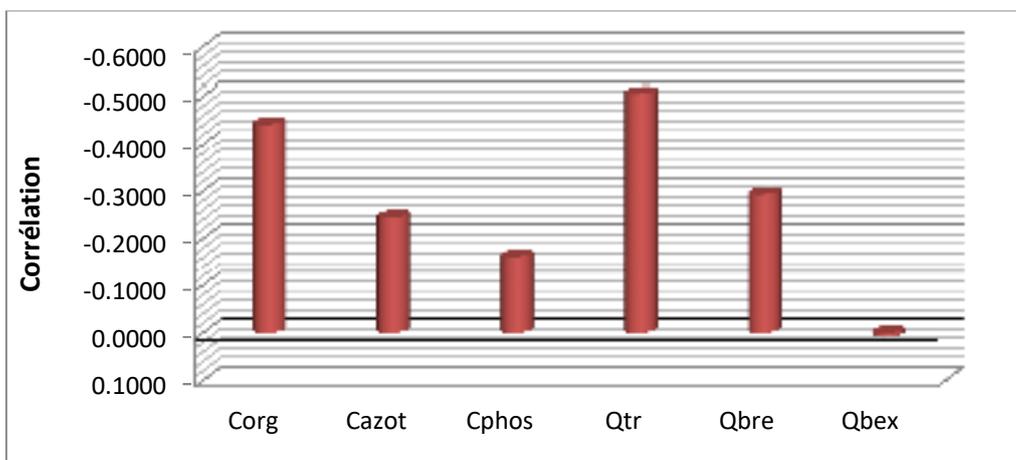


Figure 4.50 : Corrélations des variables supplémentaires

D'après le graphique ci-dessus (Figure 4.50), nous remarquons que les corrélations des variables supplémentaires Qtr ($r = -0,5$) et Corg ($r = -0,44$) sont plus significatives comparées à celles de Cazot ($r = -0,24$), Cphos ($r = -0,16$), Qbre ($r = -0,29$) et Qbex ($r = 0,0085$), c'est-à-dire la consommation d'énergie est fortement liée au débit traité (Qtr) et à la charge organique éliminée (Corg). Le degré de signification de la charge azotée (Cazot) et des boues recirculées (Cphos) est plus important que celui de la charge phosphorée (Cphos), tandis que le degré de signification des boues en excès Qbre est très faible, ceci s'explique en bonne partie par le faible volume des boues en excès pompées par le poste de recirculation qui est de l'ordre de $500 \text{ m}^3/\text{j}$.

4.2.4. Test de la pertinence (Cas d'application)

Afin de vérifier la pertinence des résultats obtenus par l'analyse en composantes principales (ACP), nous allons comparer deux périodes remarquables (avant et après la réhabilitation du réseau d'assainissement et le rajout des nouveaux branchements et d'autre station de relevage pendant la période (2013-2014).

4.2.4.1. Evolution de la charge massique

La figure (4.51) représente l'évolution de la charge massique en fonction de la charge polluante à l'entrée de la STEP.

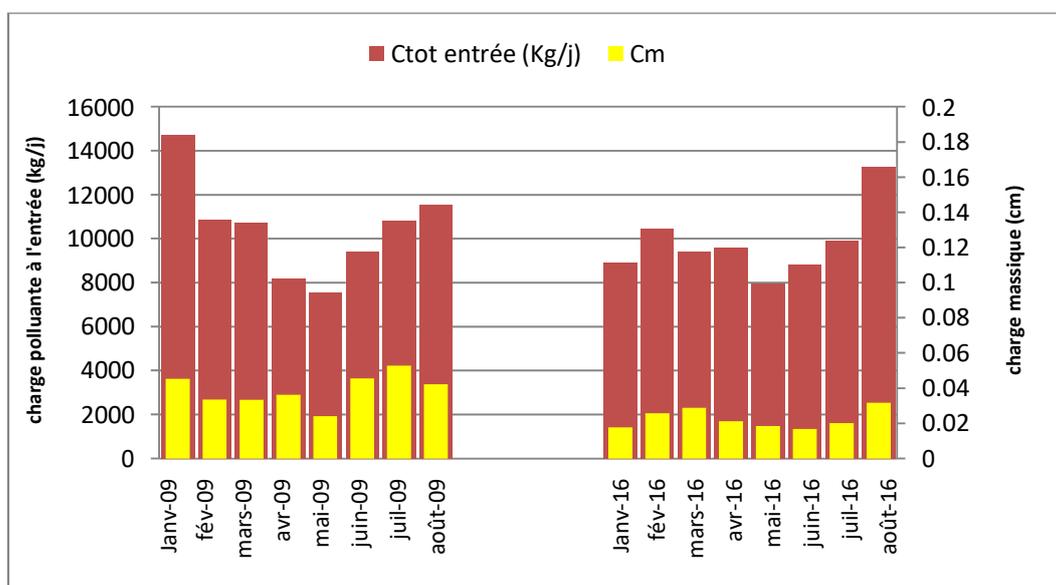


Figure 4.51 : Evolution de la charge massique

Il apparaît que la charge massique de la période de janvier à août 2009 est plus importante et moins stable comparée à celle de la période de janvier à août 2009, néanmoins elle reste dans la plage fonctionnelle pour le procédé d'épuration à très faible charge ($C_m \leq 0,1 = 0,07$) (Nakib, 2015). Cette perturbation de la charge massique peut s'expliquer par l'instabilité de la charge polluante à l'entrée de la station pendant la période 2009 qui suit l'année de la mise en service de STEP.

4.2.4.2. Evolution du volume de boue décantée (BA)

La charge polluante totale éliminée (Figure 4.52) pendant la période 2009 et 2016 est quasiment similaire, avec une moyenne de 9715 kg/j et de 8978 kg /j respectivement.

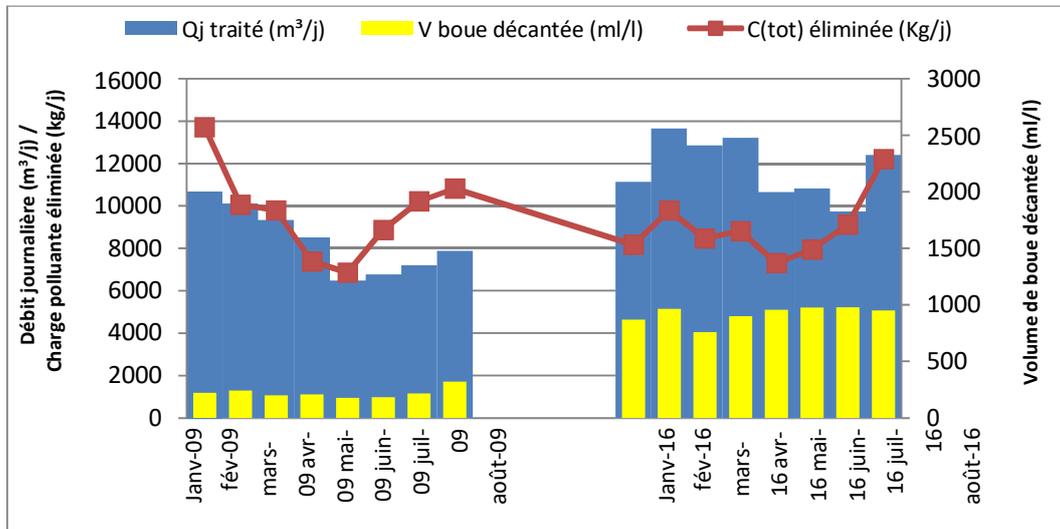


Figure 4.52 : Evolution du volume de boue décantée

Le volume enregistré des boues décantées durant la période de janvier à août 2009 varie de 175 ml/l à 320 ml/l, contre un volume plus important durant la période 2016 allant de 758 ml/l jusqu'à 978 ml/l. Le volume d'eau traité pendant la période 2016 est supérieur à celui de 2009 avec une moyenne de 11808 m³/ j et de 8370 m³/ j respectivement. Ceci permet d'en déduire que la décantabilité des boues est fortement lié à la stabilité de la charge massique au niveau du réacteur biologique, ce qui renforce les conclusions obtenues par l'ACP.

4.2.4.3. Evolution du N-NO₃ à la sortie de la STEP

Les concentrations du nitrate (Figure 4.53) oscillent entre 9 et 20 mg/l durant la période 2009 et entre 1 et 6 mg/l durant la période 2016.

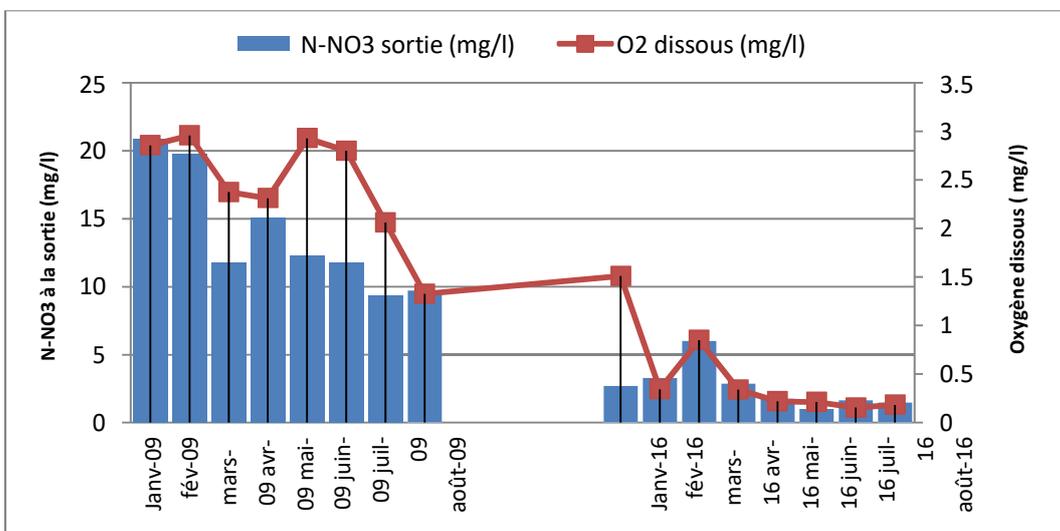


Figure 4.53 : Evolution du N-NO₃ à la sortie de STEP

L'oxygène dissous (O₂) varie de 1,3 à 2,9 mg/l en 2009 et de 0,1 à 1,5 mg/l en 2016. Ces enregistrements indiquent que l'augmentation de la concentration du nitrate à la sortie est proportionnelle à la concentration de l'oxygène dissous au niveau du réacteur biologique. En effet l'élimination des nitrates est liée inversement à la concentration d'oxygène dissous. Les espèces dénitrifiantes ont la propriété d'utiliser, en cas de carence du milieu en oxygène (Trivedi et Heinen, 2000), l'oxygène de certains composés chimiques, notamment des nitrates ce qui conduit à une réduction des nitrates en azote gazeux qui se dégage dans l'atmosphère, ce qui permet de confirmer les premières constatations de l'ACP concernant l'élimination du N-NO₃.

4.2.4.4. Evolution de la consommation énergétique

Nous analysons ici, la consommation énergétique en termes de la charge polluante éliminée, mise à part quelques perturbations allant de janvier à avril 2009, dues à l'instabilité de la charge polluante à l'entrée de la station.

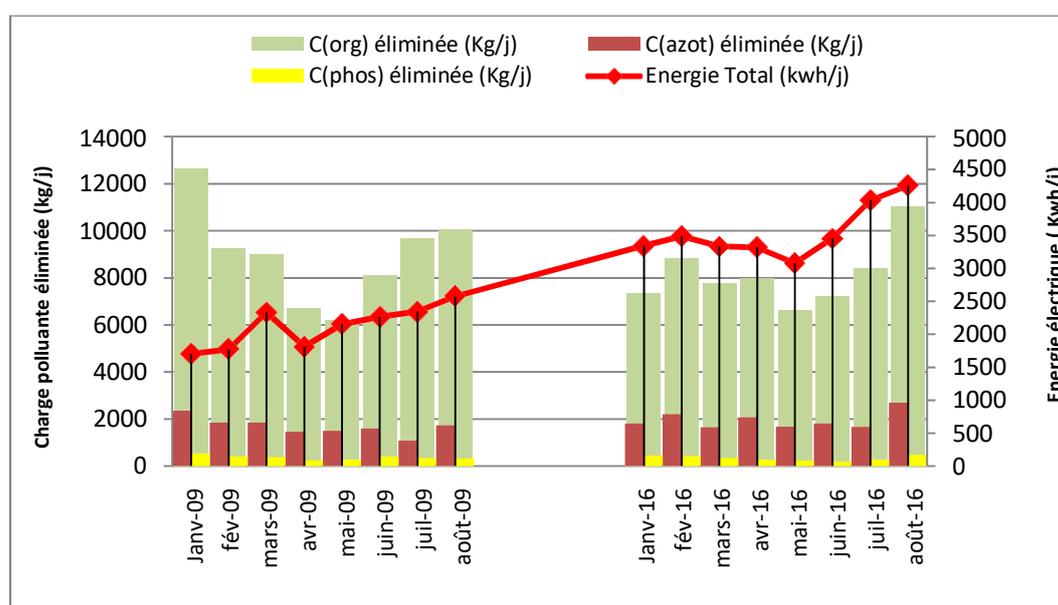


Figure 4.54 : Evolution de la consommation énergétique en fonction de la charge polluante éliminée

D'après le graphique (Figure 4.54), la consommation énergétique varie graduellement avec les quantités de la charge organique éliminée allant de 2153 kWh/j en mai 2009 jusqu'à 4255 kWh/j en août 2016. Les faibles quantités de la charge polluante azotée et phosphorée qui varie entre 90 et 958 kg/j n'ont pas d'effet significatif sur la variation d'énergie totale, il est clair que la plus grande partie de l'aération entrainera l'élimination de la charge organique de ce fait, nous constatons que la consommation énergétique est fortement liée la charge organique éliminée. En outre, nous remarquons une hausse de la consommation d'énergie totale pendant la période 2016 comparée à celle de 2009, malgré que la charge organique éliminée pendant les deux périodes soit quasi-similaire, ceci nous amène éventuellement, à supposer qu'il y a d'autres facteurs influencent la consommation énergétique.

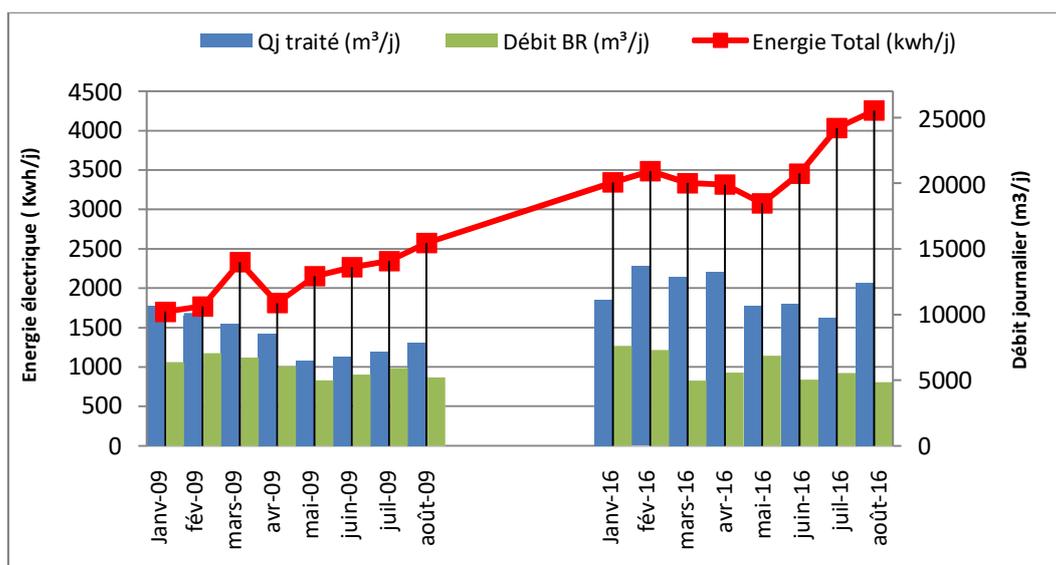


Figure 4.55 : Evolution de la consommation énergétique en fonction du débit traité et de la boue recirculée

D'après le graphique (Figure 4.55), nous remarquons une hausse considérable de la consommation énergétique pendant la période 2016 avec une moyenne de 3537 kwh/j, contre une baisse de la consommation d'énergie durant la période 2009 avec une moyenne de 2118 kwh/j. la variation d'énergie totale enregistrée est en rapport avec le volume d'eau traité qui a augmenté de 8370 m³/j en 2009 à 11808 m³ en 2016, En outre, nous avons quasiment, le même volume de boue recirculée ainsi que la quantité de la charge organique éliminée durant les deux périodes étudiées. Ceci s'explique en bonne partie par l'augmentation du régime opérationnel de plusieurs équipements électriques intégrés au procédé d'épuration suite à une augmentation des volumes d'eaux usées à l'entrée de la STEP. Néanmoins les aérateurs sont considérés comme les postes les plus énergivores dans une station d'épuration.

CHAPITRE 5

RESULTATS DE LA CARACTERISATION DES SOUS-PRODUITS DE L'EPURATION ET DISCUSSIONS

RESULTATS ET DISCUSSIONS

5.1. Résultats d'analyse de la filière eau épurée et discussions

La réutilisation des sous-produits d'épuration est une technique en pleine expansion, principalement associée à l'agriculture. Une bonne caractérisation des sous-produits d'épuration passe par plusieurs étapes, afin d'évaluer leurs paramètres physicochimiques, toxiques et bactériologiques par rapport aux normes nationales et internationales établies.

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer la qualité des eaux épurées et des boues d'épuration en vue de leur utilisation dans l'agriculture. Notre investigation s'est limitée à la station d'épuration de Jijel, qui fait appel aux processus biologiques (boues activées). A la lumière des résultats comparés aux normes éditées par le **JORA (2012)**, la **FAO (1985, 2003)** et d'autres normes internationales (**USEPA, 1992**). Ces résultats révèlent qu'il est possible de recourir à la valorisation des sous-produits issus du traitement biologique, seulement sous certaines conditions. Néanmoins, l'utilisation généralisée des sous-produits de l'épuration dans le domaine agricole repose sur la levée d'un certain nombre de restrictions et contraintes.

5.1.1. Paramètres physicochimiques

5.1.1.1. Le pH

La plage normale de pH, pour une eau d'irrigation, se situe entre 6,5 et 8,4. Certaines eaux d'irrigation ayant un pH qui se situe en dehors cette plage, peuvent être acceptable pour des variétés spécifique de cultures , mais il faut s'attendre à d'autres problèmes de nutrition ou de toxicité (**Xanthoulis, 1993**).

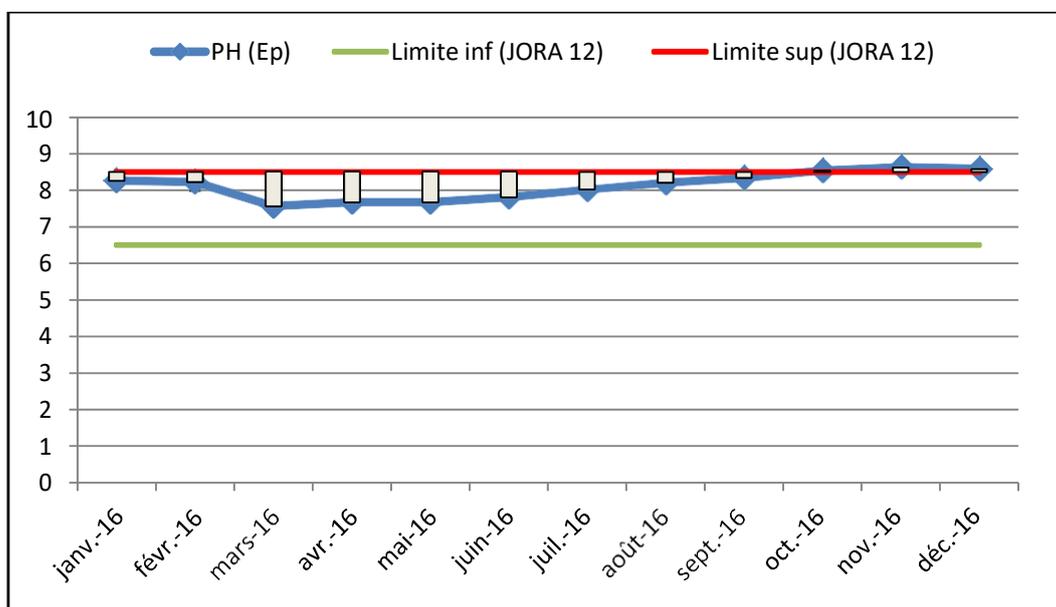


Figure 5.1 : Evolution mensuelle du pH (Eau épurée)

Dans notre cas (Figure 5.1), le pH des eaux épurées varie entre 7,5 et 8,6 avec une moyenne de 8,1 et qui dépasse légèrement la limite supérieure de la norme algérienne (8,5) et celle fixée par la FAO (8,4) (**JORA, 2012 ; FAO, 1985**). Mais dans le cas des eaux usées acides à

cause de rejets industriels ou accidentels, il y a alors risque de dégradation de la structure du sol et de mise en solution des métaux toxiques pour la plante et pour l'homme (Karef, 2017).

5.1.1.2. La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est l'un des critères permettant de juger l'aptitude d'une eau à être utilisée en agriculture. Dans le cas général, jusqu'à 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$, l'eau est considérée comme étant de bonne qualité (Bremond et Vuichard, 1973).

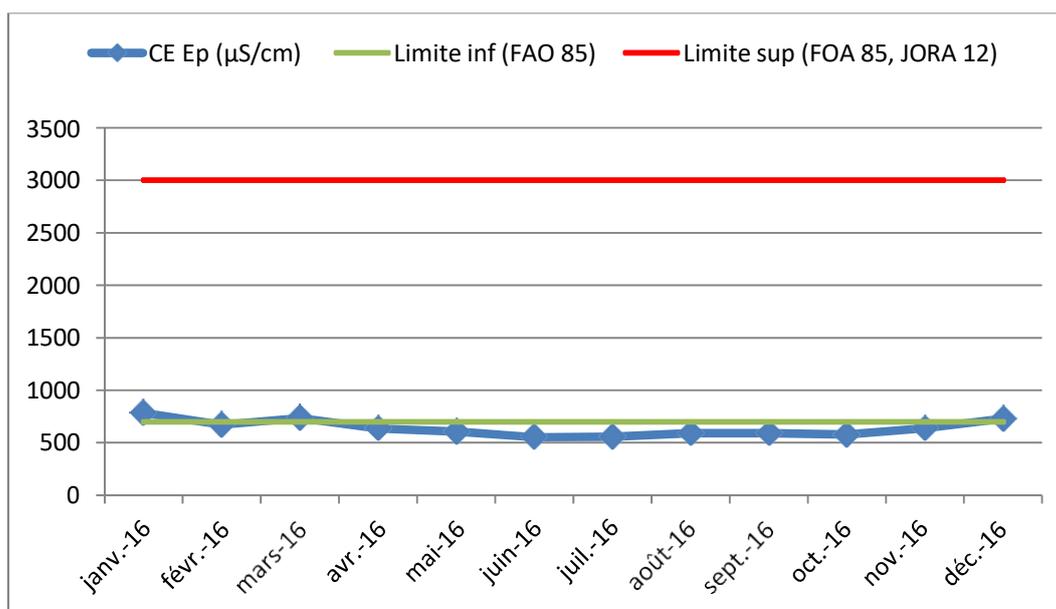


Figure 5.2 : Evolution mensuelle de la CE (Eau épurée)

La conductivité électrique des eaux épurées (Figure 5.2) est comprise entre 554 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 783 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 639 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Selon la FAO (1985), les valeurs trouvées sont situées dans une plage de restriction légère à modérée pour la qualité des eaux destinées à l'irrigation (Ayers et Westcot, 1994). Ces valeurs sont inférieures à la concentration maximale de la norme algérienne qui est de 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (JORA, 2012).

D'après la classification des eaux d'irrigation rapportée par Richards cité dans Faby (1997), les effluents de la STEP d'Elrabta-Jijel appartiennent à la classe (III). Cette classe se caractérise par une salinité élevée et la réutilisation de cette eau épurée en agriculture peut provoquer des phénomènes de salinisation au niveau du sol. Néanmoins, cette réutilisation reste toujours conditionnée par la levée d'un certain nombre de restrictions et contraintes.

5.1.1.3. La salinité

La mesure de la conductivité de l'eau permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. Les résultats de la salinité sont calculés à partir des valeurs de la conductivité électrique mesurée (tableau ci-dessous) :

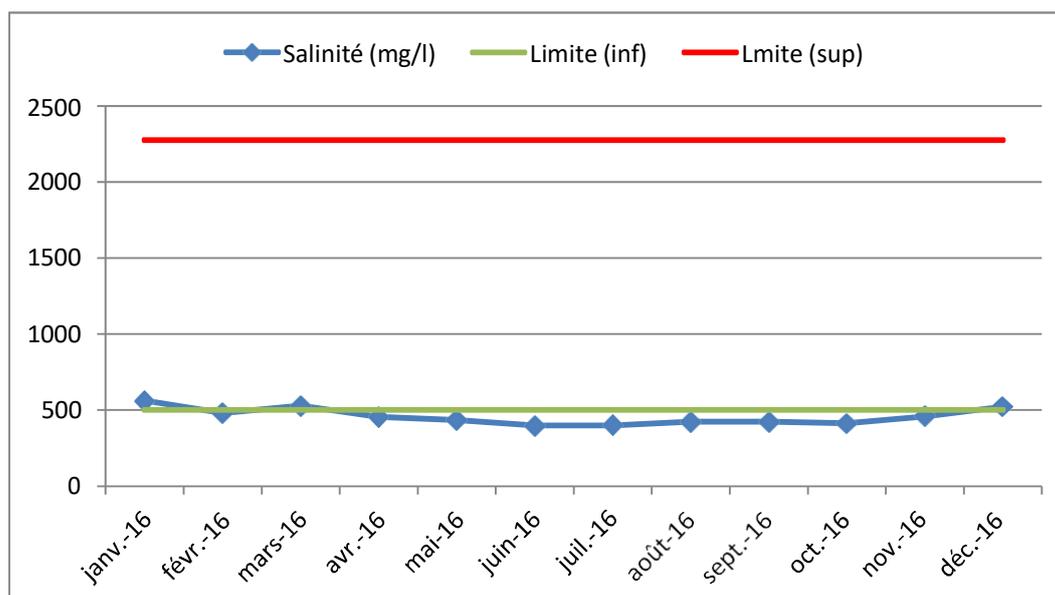
Tableau 5.1 : Calcul de la minéralisation de l'eau

Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	Minéralisation (mg/l)
conductivité $< 50 \mu\text{S/cm}$	1,365079 x conductivité
conductivité [50 à 166] $\mu\text{S/cm}$	0,947658 x conductivité
conductivité [166 – 333] $\mu\text{S/cm}$	0,769574 x conductivité
conductivité [333 – 833] $\mu\text{S/cm}$	0,715920 x conductivité
conductivité [833 – 10000] $\mu\text{S/cm}$	0,758544 x conductivité
conductivité $> 10000 \mu\text{S/cm}$	0,850432 x conductivité

Source : (Rodier ,2009)

La conductivité de notre eau épurée est comprise entre [333 $\mu\text{S/cm}$ – 833 $\mu\text{S/cm}$], d'où la salinité est calculée par la formule suivante :

$$\text{Salinité (mg/l)} = 0,715920 * \text{Conductivité } (\mu\text{S/cm}) \quad (19)$$

**Figure 5.3** : Evolution mensuelle de la salinité (Eau épurée)

L'évolution de la salinité est similaire à celle de la conductivité. Les valeurs de la salinité enregistrées (Figure 5.3) varient entre 397 mg/l et 561mg/l avec une moyenne de 458 mg/l. Ces résultats confirment que ces eaux épurées ont une salinité relativement élevée, donc elles ne devraient pas être utilisées dans les sols où le drainage est faible. De plus, ce type d'eau ne doit pas servir à irriguer les plantes sensibles aux sels même sur les sols ayant un bon drainage (Couture, 2003).

5.1.1.4. La matière en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau, elles incluent l'argile, les sables, les limons, les matières organiques et minérale de faibles dimension

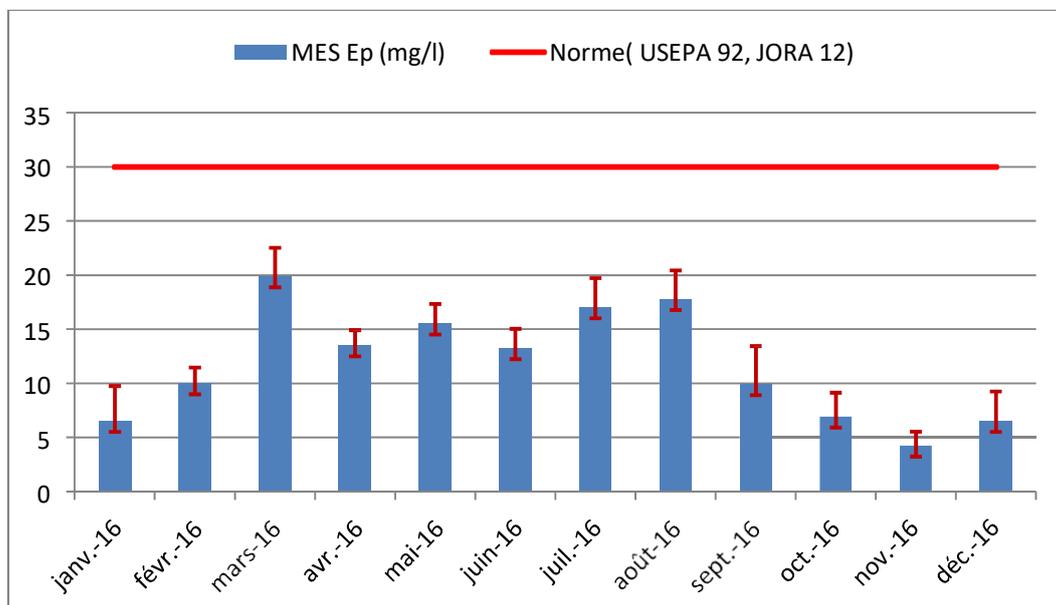


Figure 5.4 : Evolution mensuelle de la MES (Eau épurée)

Les teneurs mesurées en MES de l'eau épurée (Figure 5.4) varient entre 4,25 mg/l et 19,87 mg/l avec une moyenne de 4,58 mg/l. Ces valeurs restent également inférieures à la norme de 30 mg/l, pour les eaux épurées destinées à l'irrigation, recommandée par le JORA (2012) et l'USEPA (1992). Il n'y a aucune restriction lors de la réutilisation de ces eaux épurées, car elle n'entraîne aucun risque de colmatage de la porosité du sol ayant des conséquences néfastes sur la perméabilité (Ayers et Westcot, 1994).

5.1.1.5. Les matières organiques

Les matières organiques (DBO, DCO), qui sont présentes en abondance dans les eaux usées urbaines. La fraction dissoute des matières organiques peut provoquer une dispersion de l'argile dans les sols, ce qui se traduit progressivement dans ces derniers par une baisse de la conductivité hydraulique et la formation de blocs et dépôts calcaires. Les matières organiques contiennent des agents complexant métalliques (comme l'EDTA « $C_{10}H_{16}N_2O_8$ ») qui seraient susceptibles d'influer sur la mobilisation des métaux lourds dans le sol et leur migration (OMS, 2005).

5.1.1.5.1. La demande chimique en oxygène (DCO)

Les valeurs moyennes de la DCO enregistrées (Figure 5.5) oscillent entre 25,16 mg/l et 46,5 mg/l avec une moyenne de 34,87 mg/l.

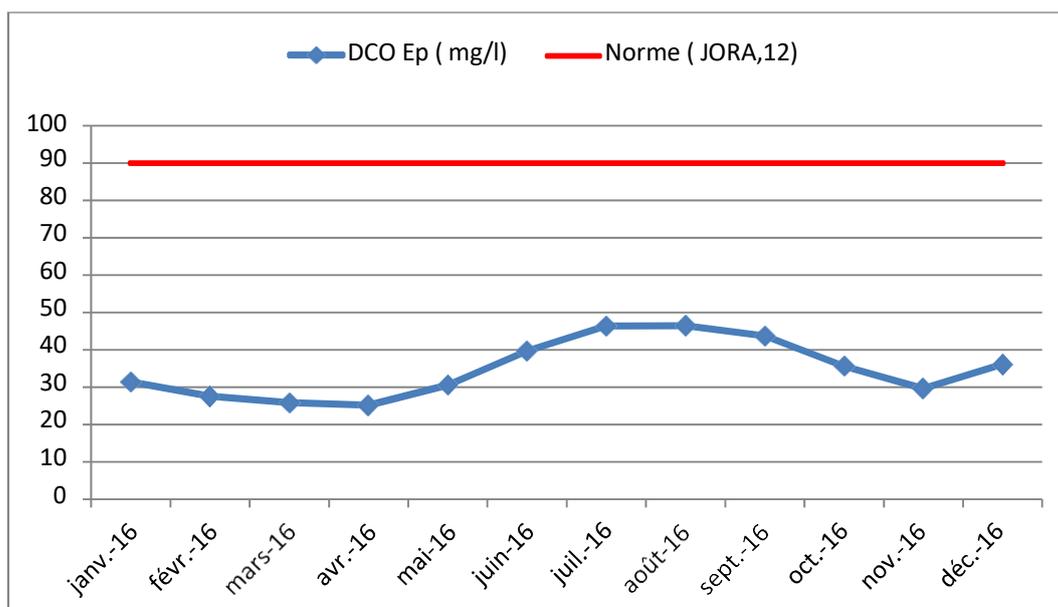


Figure 5.5 : Evolution mensuelle de la DCO (Eau épurée)

Nous constatons que ces valeurs sont conformes à la norme algérienne dictée par le JORA (2012) qui est de 90 mg/l, pour les eaux épurées destinées à l'irrigation, durant la période allant de janvier à décembre 2016. Par conséquent, il n'y a aucune restriction quant à la réutilisation des eaux épurées à des fins agricole.

5.1.1.5.2. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

D'après le graphique ci-dessous (Figure 5.6), nous remarquons que les concentrations de la DBO₅ des eaux épurées varient entre 2,36 mg/l et 5,89 mg/l avec une moyenne de 3,71 mg/l. Ces valeurs restent également inférieures à la norme algérienne **JORA (2012)** [30 mg/l] et celle de l'**USEPA (1992)** [30 mg/l], pour l'eau épurée destinées à l'irrigation.

Nous constatons que la qualité de ces eaux épurées en termes de pollution organique ne présente aucune restriction lors de la réutilisation à des fins agricoles.

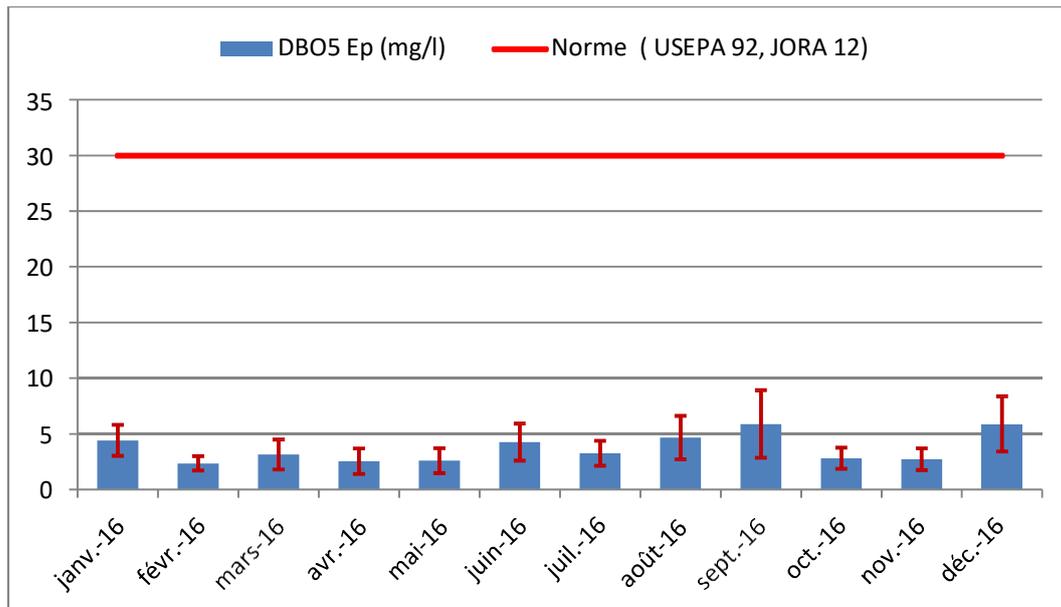


Figure 5.6 : Evolution mensuelle de la DBO₅ (Eau épurée)

5.1.1.6. Eléments nutritifs

Les éléments nutritifs comme les nitrates, nitrites et l'ammoniac, sont présents en abondance dans les effluents résiduaux domestiques et agro-écologiques. Une concentration accrue peut occasionner des fuites/infiltrations de nitrates et nitrites à travers le sol et contaminer les aquifères sous-jacents. Le lessivage des éléments nutritifs par les eaux de surface, y compris les eaux marines, pourrait se traduire par une sur-fertilisation sous forme de proliférations algales (eutrophisation). Certains niveaux d'éléments nutritifs peuvent être maintenus dans les effluents comme substituts d'apports d'engrais artificiels (OMS, 2005).

5.1.1.6.1. Azote Ammoniacal (NH₄⁺)

L'azote des eaux usées se trouve sous forme organique et inorganique. Les formes inorganiques sont immédiatement disponibles pour la plante tandis que les formes organiques doivent être minéralisées par les microorganismes (Karef, 2017). La forme de l'azote ciblée par cette étude est la forme minérale, ammoniacale (NH₄⁺) et nitrique (NO₃⁻).

Dans le graphique (Figure 5.7) ci-dessous, les concentrations d'ammonium pour les eaux épurées varient entre 0,85 mg/l et 3,52 mg/l avec une moyenne de 1,57 mg/l. Ces valeurs sont inférieures à la valeur limite, elles sont incluses dans la gamme habituelle d'une eau destinée à l'irrigation [0-5 mg/l] selon Ayers et Westcot (1994).

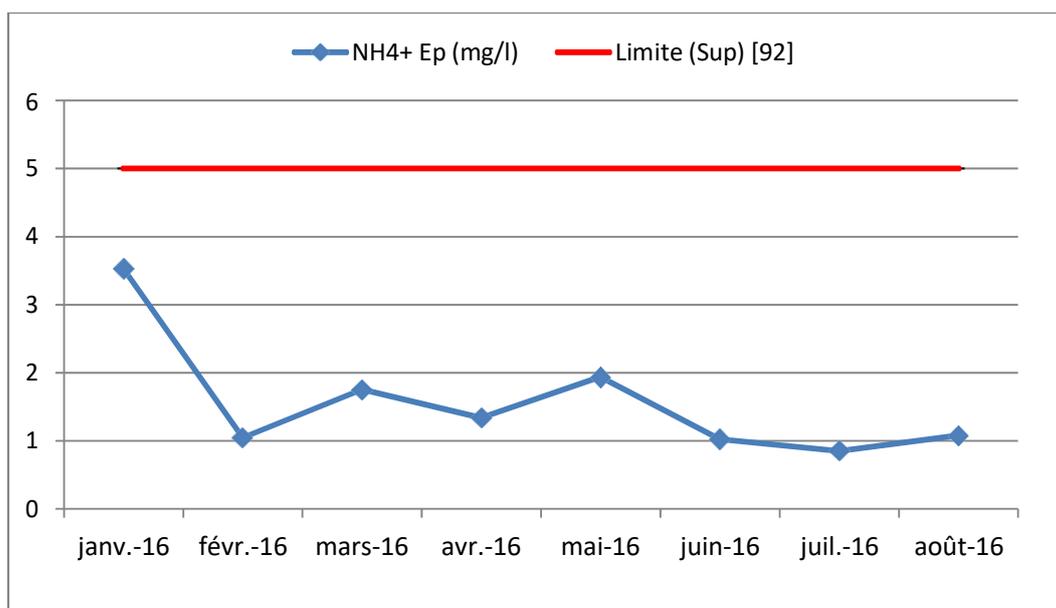


Figure 5.7 : Evolution mensuelle de l'ammonium (Eau épurée)

5.1.1.6.2. Nitrate (NO_3^-)

D'après le graphique (Figure 5.8), les concentrations des nitrates enregistrées varient entre 0,99 mg/l et 16,1 mg/l avec une moyenne de 4,7 mg/l.

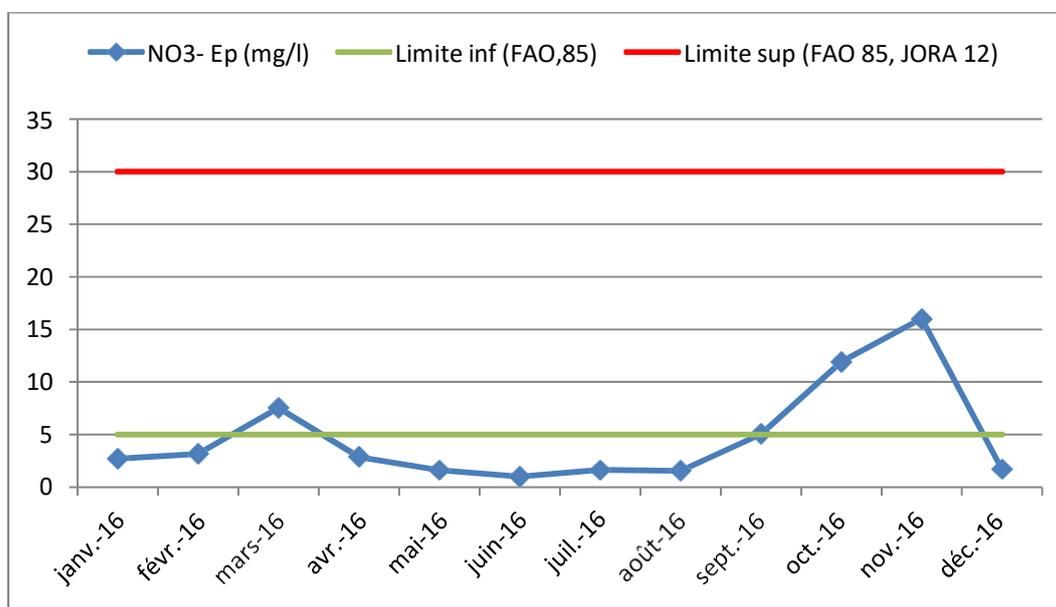


Figure 5.8 : Evolution mensuelle du nitrate (Eau épurée)

D'après le graphique (Figure 5.8), les concentrations des nitrates enregistrées varient entre 0,99 mg/l et 16,1 mg/l avec une moyenne de 4,7 mg/l. Selon les recommandations de la FAO (1985), les concentrations comprises dans la plage allant de 5 à 30 mg/l, présentent un degré de restriction léger à modéré. Cette eau épurée peut, en effet, causer des problèmes au

développement des végétaux, en retardant la maturité et/ou en réduisant la qualité des cultures irriguées.

5.1.1.6.3. Orthophosphate (PO_4^{-3})

L'origine du phosphore dans les eaux usées domestiques est déduite de la connaissance des sources de phosphore naturel et de son utilisation. Il provient généralement du métabolisme humain. Un homme excrète entre 1 et 2 grammes de phosphore par jour ce qui représente 30 à 50 % du phosphore total et les rejets de détergents qui sont à l'origine de 50 à 70% du phosphore (Dernat et al., 1994).

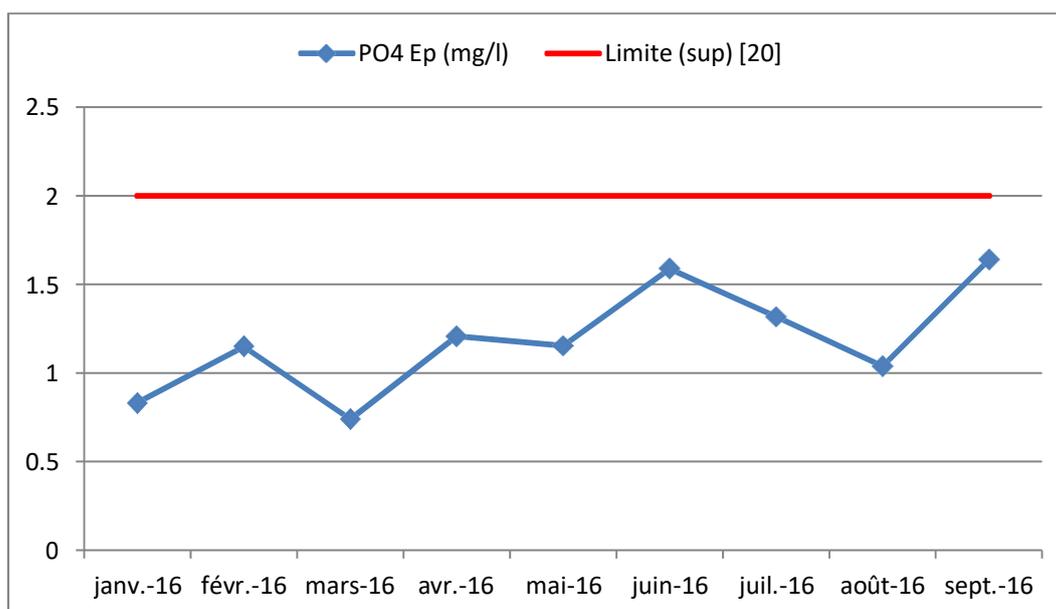


Figure 5.9 : Evolution mensuelle de l'Orthophosphate (Eau épurée)

Les teneurs moyennes enregistrées (Figure 5.9) en orthophosphate (PO_4^{-3}) varient entre 0,74 mg/l et 1,64 mg/l avec une moyenne de 1,18 mg/l. Ces valeurs tombent dans la plage habituelle allant de 0 à 2 mg/l, caractérisant les eaux épurées destinées à la réutilisation agricole (FAO, 2003).

5.1.1.7. Eléments traces métalliques (ETM)

Les produits toxiques présents dans les effluents comme les métaux (mercure, cadmium, zinc, etc.) sont nocifs pour les végétaux une fois qu'ils dépassent les niveaux requis. Leur migration vers les eaux souterraines et les eaux de surface peut entraîner des risques pour la santé humaine (avec des effets aigus et chroniques) (OMS, 2005).

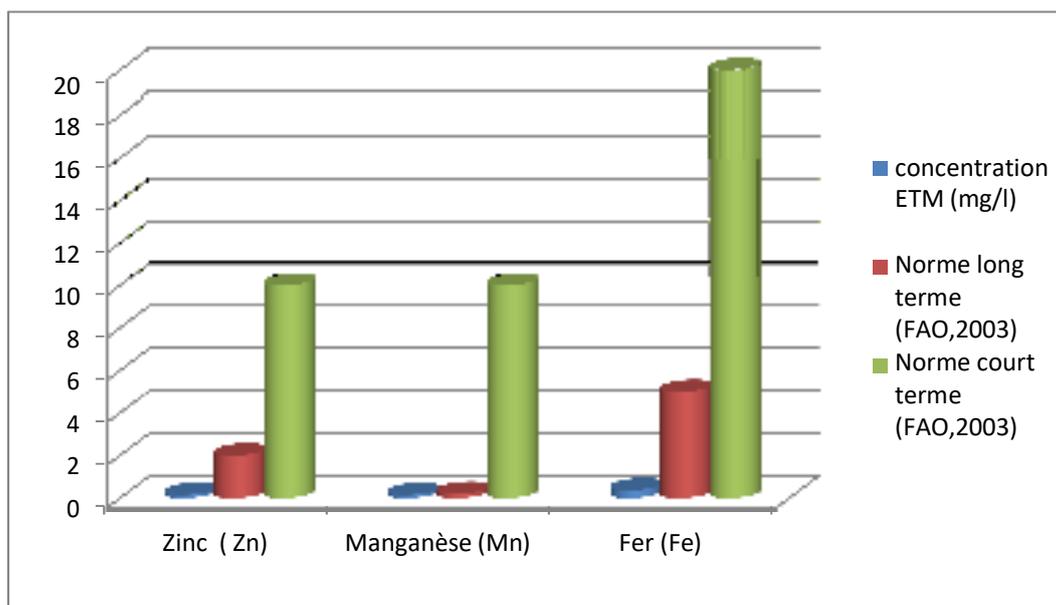


Figure 5.10 : Evolution annuelle des ETM (Eau épurée)

Le seuil fixé par la FAO (Figure 5.10) pour les teneurs limites en Zinc (Zn), Manganèse (Mn) et Fer (Fe), au-dessus duquel les problèmes de toxicité pourraient avoir lieu, est de 10 mg/l, 10mg/l et 20 mg/l respectivement, pour une utilisation à court terme et de 2 mg/l, 0,2 mg/l et 5 mg/l respectivement pour une utilisation à long terme (FAO, 2003).

D'après le graphique (figure 5.10), les résultats d'analyse révèlent que certains éléments trace métallique n'ont pas été détectés (Plomb, cuivre, Chrome et Cadmium). Néanmoins les concentrations des ETM détectées (Zinc (Zn), Manganèse (Mn) et Fer (Fe)) sont inférieures aux normes fixées par la FAO (2003) relative à la réutilisation des eaux épurées à court terme et à long terme.

5.1.2. Composition microbiologique

La composition microbienne des eaux usées conduit à imposer des restrictions et des contraintes aux utilisateurs. La teneur en microorganismes suscite des préoccupations majeures pour les utilisations de ces eaux à des fins agricoles. Il y a alors création d'un risque pour la santé publique, soit à la suite de la contamination de nappes d'eaux souterraines par migration des virus à travers les sols, soit par consommation de produits maraîchers contaminés (Schwartzbrod, 2000).

Les résultats des analyses bactériologiques des eaux épurées de la STEP de Jijel sont regroupés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 5.2 : Résultats d'analyse bactériologique des eaux épurées

Paramètres	Résultats (UFC/100ml)	Normes OMS (UFC/100ml)
Coliformes Totaux (CT)	1400	/
Coliformes Fécaux (CF)	1400	≤ 1000
Streptocoques Fécaux (SF)	1400	/

L'analyse des résultats bactériologiques (Tableau 5.2) indique des concentrations assez élevées en Coliforme Fécaux dépassants la norme retenue par l'OMS pour les eaux d'irrigation qui est inférieure à 1000 UFC/100ml.

Compte tenu des résultats bactériologiques obtenus, la qualité sanitaire des eaux épurées de la STEP est loin d'être acceptable pour une irrigation non limitée en général. Le procédé actuel de l'épuration ne permet pas d'éliminer la pollution bactérienne, une étape de traitement tertiaire (désinfection) est impérative. Il est à signaler que la chloration au niveau de la STEP de Jijel a été suspendue.

5.1.3. Surface irrigable et quantité en fertilisants apportés par les eaux épurées

Les besoins théoriques en eau des agrumes et des arbres fruitiers varient entre 4500 m³/ha/an (année humide) et 5500 m³/ha/an (année sèche). Les cultures maraîchères (le poivron, le piment, les aubergines, le fenouil...etc.); leurs besoins théoriques en eau se situent entre 3500 m³/ha/an (année humide) et 4500 m³/ha/an (année sèche) (**Ammar et Bammoun, 2006**).

Nous pouvons adopter une dose d'irrigation de 5000 m³/ha/an sur la base d'une estimation des besoins théoriques en eau des cultures pratiquées dans le périmètre en tenant compte de la demande climatique.

Tableau 5.3 : Quantités (en kg) de fertilisants apportés par une irrigation de 5000 m³/ha/an

	Fertilisants apportés par la STEP-Jijel	Exigences théoriques en fertilisants (Fertial, 2010)				
		Agrumes	Céréales	Arboriculture	Maraîchères	Vignes
Azote	31,3	250 à 300	45 à 92	130 à 200	20 à 320	140
phosphate	5,9	100 à 160	46 à 50	100 à 160	50 à 320	100

Tableau 5.4 : Surfaces potentiellement irrigables par les effluents traités de la STEP

	Volume (eaux épurées) m³/j	Volume (eaux épurées) m³/an	Surfaces irriguées (ha) d'après Pescod (1992)
STEP-Jijel	10 995	4 024 309	804,86

Ces eaux épurées permettent d'irriguer au total environ 805 ha à raison de 5000 m³/ha par an (Tableau 5.4) et enrichissent le sol par des apports moyens annuels de 31,5 kg/ha d'azote, de 5,9 kg/ha de phosphate (Tableau 5.3), ces concentrations couvrent une partie non négligeable des besoins en fertilisant pour les différentes variétés de cultures de la région.

5.2. Résultats d'analyse de la filière boue et discussions

5.2.1. Réglementation d'épandage en Algérie

L'office national d'assainissement en Algérie produit des quantités croissantes de boues, seulement 25% de ces boues sont utilisées en agriculture tandis que 60% sont mises en décharge. Les 165 stations d'épuration en exploitation produisent actuellement quelque 250 000 tonnes de boues annuellement avec des prévisions de 400 000 tonnes en 2020. Ces stations produisent en phase finale des boues résiduelles particulièrement riches en matière organique. Or, le taux en matières organique des sols agricoles est dramatiquement faible due au climat méditerranéen qui se caractérise par des températures assez élevées au printemps et à l'automne, ce qui contribue à une forte minéralisation de la matière organique des sols. En effet, en présence de chaleur, d'humidité et d'oxygène, les bactéries du sol décomposent plus rapidement la matière organique (**Belaid, 2015**). En outre, certaines pratiques agricoles trop intensives peuvent être responsables de la dégradation des sols qui se traduit par une diminution du stock de matière organique.

L'inexistence de texte réglementaire relatif à la valorisation agricole des boues en Algérie, fait appel à l'adoption de la norme (NF U44-041,1985) «Dénominations et spécifications des matières fertilisantes et des boues des ouvrages de traitement des eaux épurées urbaines», et comme cette norme a été annulée en août 2012, par conséquence, on doit se référer à la norme NF U44-095 (**AFNOR, 2003**), relative aux amendements organiques et aux composts contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux.

5.2.2. Production de boue et collecte des échantillons

La STEP est dimensionnée pour traiter 150 000 équivalents/ habitants. La quantité de boue produite par mois est environ de 213 m³ (équivalent à 64,5 tonne en matières sèches). Les différents échantillons de boue séchée ont été collectés à partir des lits de séchages au niveau de la STEP, où la boue a subi une déshydratation naturelle. Cette technique consiste à épandre la boue épaissie sur des aires rectangulaires (15m x 30m) en couches superposées n'excédant pas les 50 cm d'épaisseur afin de faciliter la filtration gravitaire par les drains composés de

sable et de gravillons. L'élimination de l'humidité s'opère grâce à l'effet d'évaporation et l'opération d'égouttage des boues.

5.2.3. Propriétés physico-chimiques de la boue

Les résultats d'analyse physico-chimiques sont regroupés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 5.5 : Propriétés physico-chimiques des boues sèches

Paramètre	Moyenne	Ecart Type	Norme NFU 44-095 (AFNOR, 2003)
Humidité (%)	35,7	3,6	< 50
pH	6,6	0,3	–
CE (ds.m⁻¹)	0,83	0,05	–
C/N	11,8	–	–
Matière organique (MO%)	41,19	2,41	>30
Carbone organique total (COT%)	26,42	2,27	–
Azote total (%)	2,23	0,52	< 3
Phosphore total (%)	1,5	0,2	< 3
Carbonate de calcium (CaCo3%)	5,79	1,16	–
Calcium (%)	1,53	0,14	–
Potassium (g/kg)	3,82	0,48	< 30
Magnésium (g/kg)	1,4	0,33	-
Soufre (g/kg)	3,1	0,61	-
Fer (g/kg)	11,6	0,4	-
Cobalt (mg/kg)	120	-	-
Manganèse (mg/kg)	360	-	-
Sélénium (mg/kg)	1,32	-	< 12
Mercure (mg/kg)	0,73	-	< 2

5.2.3.1. Le pH

Les échantillons analysés de la boue d'épuration sont relativement acides avec un pH moyen de (6,6). L'importance du pH réside dans le fait qu'il affecte la solubilité des éléments nutritifs et constitue un facteur déterminant la disponibilité des nutriments nécessaire à la croissance des plantes dans le sol. Les cultures se développent mieux lorsque le pH du sol est maintenu dans une plage de (6 -7) grâce à la disponibilité des nutriments autour de cette plage (**McConnell et al., 1993**). Notre boue d'épuration tombe dans une plage plus au moins favorable variant entre 6 et 7, d'où la stabilisation par la chaux peut ne pas être nécessaire lorsqu'elle est appliquée à des sols proches de la neutralité.

5.2.3.2. Conductivité électrique (CE)

Selon l'échelle de Durand (1983), la boue est classée comme substrat légèrement salé avec une moyenne de la conductivité électrique (CE) de $0,83 \text{ dS.m}^{-1}$, cette valeur indique que l'utilisation de ces boues est bénéfique pour la plupart des cultures.

En général, la salinité élevée peut être responsable de l'inhibition de la croissance des plantes dans le sol (**Clapp et al., 1986**). L'application des boues d'épuration augmente également la conductivité électrique des sols en raison de leur teneur élevée en sels (**Mtshali et al., 2014**). Les substrats (sol) à forte CE supérieure à 2 dS.m^{-1} risquent de perdre ces éléments facilement par lessivage (**Gros, 1979**). D'où l'intérêt d'assurer la croissance des cultures dans un sol ayant des (CE) pratiquement basses pour qu'on puisse mettre à la disposition des plantes les éléments au fur et à mesure de ces besoins, tant que l'on ne connaîtra pas parfaitement le rythme d'absorption des éléments minéraux (**Foucard, 1994**).

5.2.3.3. Matière organique (MO)

Il a été montré dans la littérature que l'application de la matière organique sur le sol améliore certains caractères du sol tel que la rétention de l'humidité, la structure du sol et la dynamique des éléments nutritifs qui influencent le rendement des cultures et la production d'une manière favorable. En outre elle favorise l'enracinement des plantes cultivées et leur approvisionnement en eau et en éléments nutritifs (augmente la disponibilité des fractions d'azote et de phosphore suite à sa décomposition dans le sol), aussi elle peut apporter aux vers de terre et aux microorganismes une nouvelle source de nourriture (**Estevez et al., 1992 ; N'Dayegamiye et al., 2004**).

Les boues d'épuration provenant des lits de séchage, sont riches en matières organiques dont la teneur varie de 35% à 52,7% avec une moyenne de 41,2%; elles sont donc considérées comme un amendement, plus qu'un fertilisant organique.

5.2.3.4. Eléments nutritifs

5.2.3.4.1. Nutriment majeurs (N, P, K)

La boue contient des quantités appréciables en nutriments majeurs (N, P, K) qui jouent un rôle essentiel pour la fertilisation des sols et l'accroissement des plantes avec des teneurs moyennes de 2,23% en azote et de 1,5% en phosphore.

L'azote est le nutriment le plus susceptible de limiter la productivité (**Hébert et al., 2003**). Cependant, les plantes ont besoin de quantités importantes d'azote allant de 20 kg/ha à 320 kg/ha par an, selon la variété de plantes (**Nakib et al., 2015**). La dose de boues d'épuration appliquée au sol dépend souvent du taux d'azote qu'il contient (**Mtshali et al., 2014**). Le phosphore contenu dans les boues d'épuration peut résoudre de nombreux problèmes pour les agriculteurs en raison du coût croissant des engrais phosphatés. L'apport en phosphore des boues d'épuration est crucial pour la croissance des cultures. Il intervient dans la photosynthèse, la division cellulaire et la synthèse des enzymes et des protéines. Contrairement à l'azote, le phosphore est relativement immobile dans le sol. L'élimination maximale du phosphore par culture est d'environ **75 kg P /ha** par an (**Younge et Plucknett, 1966**). Par conséquent, l'excès de phosphore peut également causer des problèmes de salinité (**Kirkham, 1982**).

Alors que la teneur en potassium des boues d'épuration de la station d'épuration de Jijel était de 0,38%. Certains résultats ont montré que la teneur en potassium des boues est généralement faible et peut varier de 0,08% à 1,10%, mais il est encore suffisant pour les besoins de cultures (**Sommers, 1977**).

5.2.3.4.2. Nutriment secondaire (Mg, S)

Les nutriments secondaires (Mg, S) sont relativement moins importants que les NPK. Ils sont présents dans les boues en quantités relativement faibles soit 1,4 g/kg et 3,1 g/kg respectivement. Habituellement, les plantes ont besoin de quantités modérées d'éléments nutritifs secondaires.

Cependant la teneur en carbonates de calcium est de 5,8%, ce qui peut aider à limiter le colmatage et favoriser l'infiltration des eaux destinées à l'irrigation. Le CaCO_3 est également considéré comme la source de calcium la plus fréquente pour l'édification des plantes. Les résultats expérimentaux de l'épandage de boues d'épuration sur le sol forestier en Algérie ont montré que la concentration en Fe, Mg, Ca et Cu augmente et montrent que la concentration en Fe, Mg, Ca et Cu augmente avec des doses croissantes de la boue (**Igoud, 2001**).

5.2.3.5. Le ratio C/N

Le rapport C/N constitue donc un indice de la fraction d'azote organique facilement minéralisable des boues municipales et des fumiers de ferme non compostés (**Hébert et al., 2003**). Il est reconnu que les engrais organiques ayant des rapports C/N inférieurs à 20 se minéralisent rapidement et peuvent libérer des quantités importantes d'azote aux cultures (**Bipfubusa et al., 2006**).

D'après les résultats d'analyse, les boues de la STEP renferment 26,4% de carbone organique et de 2,2% de l'azote avec un ratio C/N de 11,8, ceci permet d'apprécier la capacité de minéralisation de l'azote contenue dans la boue, plus ce rapport est élevé plus la minéralisation va être lente.

5.2.3.6. Eléments traces métalliques (ETM)

L'épandage des boues d'épuration avec des quantités notables en éléments traces métalliques afin de fertiliser les sols agricoles peut causer d'énormes risques sur la chaîne alimentaire dû au fait de leur transfert aux plantes cultivées qui deviennent toxiques, par conséquent cela constitue une menace pour la vie des humains et des animaux. Il est donc indispensable de contrôler les analyses des métaux lourds dans les boues d'épuration avant qu'elles soient appliquées en agriculture bien que certains microéléments (Fe, Mn, B, Zn et Cu) soient essentiels pour le métabolisme et la croissance des plantes (Dai et al., 2006 ; Nagajyoti et al., 2010). Cependant ils ne doivent pas dépasser certaines concentrations, car ils deviennent toxiques et affectent la croissance des végétaux.

La figure (5.11) ci-dessous illustre l'évolution des ETM au cours des neuf dernières années, depuis la mise en service de la STEP en juin 2008.

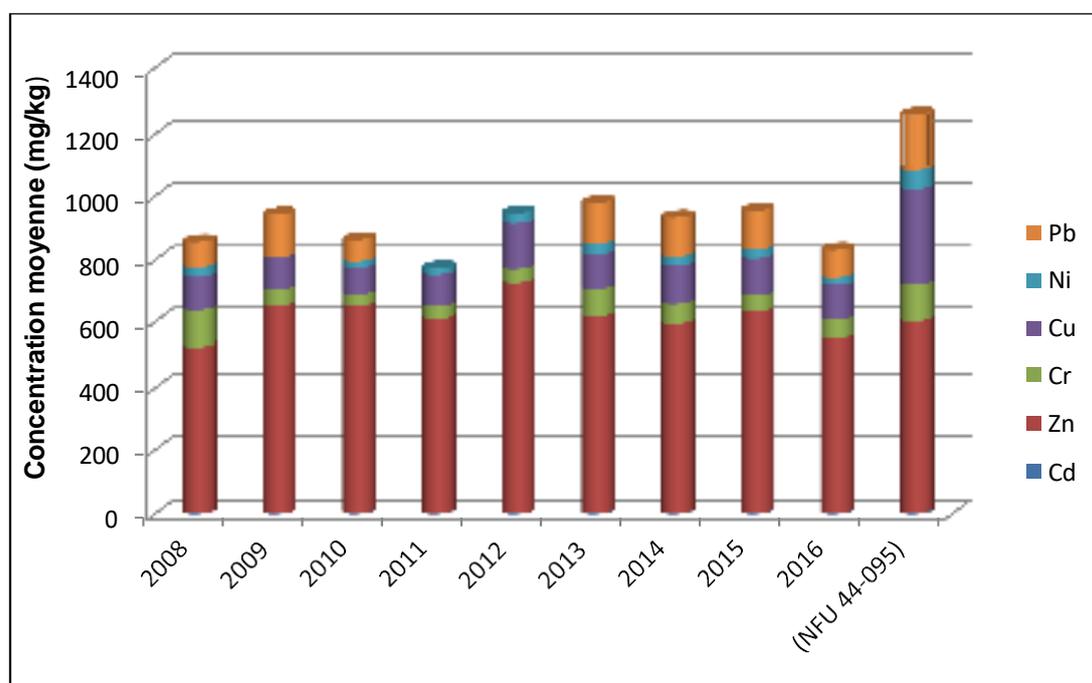


Figure 5.11 : Evolution des ETM au cours des neuf dernières années (2008-2016)

D'après les résultats d'analyse des ETM, nous constatons une faible variation de la concentration pour chaque élément trace métallique d'une année à l'autre. Les concentrations moyennes analysées de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Hg et Se sont inférieures à la norme établie NFU44-095 (AFNOR, 2003), à l'exception du Zinc avec une concentration moyenne de 613 mg/kg, qui dépasse légèrement la limite recommandée (600 mg/l). Les faibles teneurs en ETM pour ce type de boues sont fortement liées à l'origine des eaux usées, En général, seules les eaux usées domestiques sont acheminées vers l'entrée de la STEP, car la plupart des installations industrielles se situent loin du réseau d'assainissement principal, En outre la teneur élevée en Zinc peut s'expliquer par la corrosion de la tuyauterie et les rejets de peinture.

D'après les résultats du tableau (5.5) et de la figure (5.11) ci-dessus, nous avons remarqué aussi une quantité non négligeable de fer qui est de 1,16 % et des faibles teneurs en Mn, Zn, Cu et Co. D'après Baumont et ses collaborateurs (2004), la présence de ces oligo-éléments, à faible concentration, est favorable pour la production végétale et l'apport de ces microéléments par les boues d'épuration sera alors utile dans le cas où les sols seront carencés ou pour compenser l'exportation végétale. Néanmoins leurs teneur doit rester inférieure à certains seuils au-delà desquels ils deviennent toxique pour les végétaux (**Glemas, 1980 ; Debba, 1998**).

5.2.4. Paramètres bactériologiques

Les types potentiels de pathogène tels que bactéries, Virus, protozoaires et helminthes causant des maladies à la vie des humains et des animaux sont généralement présents dans les eaux usées et la boue d'épuration brute et leur niveau de présence est fortement lié au processus de traitement des boues et des eaux usées suivi au niveau de la STEP. Ces micros organisme peuvent causer d'énormes risques sur la santé publique, s'ils sont transférés à des récoltes vivrières qui sont cultivées dans des terres épandues par les boues d'épuration. En outre les pathogènes peuvent se transporter hors site par d'autres facteurs comme les eaux de ruissellement de surface, les insectes, les rongeurs et les oiseaux (**Tyagi et al., 2009**).

La détermination des salmonelles a été seulement qualitative (présence/absence). Cependant Les coliformes totaux et fécaux ont été déterminés par la méthode de filtration sur membrane. Le tableau (5.6) résume les résultats d'analyse bactériologique.

Tableau 5.6 : Résultats d'analyse bactériologique de la boue d'épuration

Type de pathogènes	Coliformes totaux (ufc/g)	Coliformes fécaux (ufc/g)	Salmonelles (ufc/25 g)
Résultats du test	8,1 x 10 ³	1,1 x 10 ³	Non détectées
Norme NFU44-095 (AFNOR, 2003)	–	< 10 ³ (représenté par Escherichia coli)	Absence

Les résultats d'analyse (Tableau 5.6) révèlent la présence des indicateurs de contamination fécale (1,1 x 10³ ufc/g) et les coliformes totaux (8,1 x 10³ ufc/g). Nous avons cependant enregistré l'absence des Salmonelles. D'après la norme établie par AFNOR (2003), la boue d'épuration utilisée pour des objectifs de fertilisation agricole ou de bonification des terres doit être privée des bactéries salmonelles, par contre elle tolère la présence des coliformes à ne pas dépasser un certain seuil.

Les Salmonelles sont considérées parmi les micros organisme les plus problématiques du point de vue hygiénique, puisqu'il s'agit d'une bactérie potentielle d'une grande capacité de croissance (**Hay, 1996**). Escherichia coli sont les microorganismes les plus représentatifs des

coliformes fécaux (**Le Minor, 1984**). La plupart des coliformes meurent lorsqu'ils sont exposés à une température de 55°C pendant 1 h ou 60 C pendant 15-20 min. Farrel (1992) a recommandé une densité sans risque de coliformes fécaux pour le compost (1000/g de solide), car la Salmonella n'a pas été détectée de tous les échantillons contenant des quantités de coliformes fécaux inférieures à ledit seuil.

5.2.5. Apport en éléments fertilisants

La quantité de boue produite par mois est environ de 213 m³ (équivalent à 64,5 tonne en matière sèches). Cette quantités considérables de boue d'épuration est considérée comme source de fertilisation non exploitée, elle est destinée directement vers la décharge.

Le rapport d'investigation sur la consommation des engrais dans la région de Jijel indique que les engrais NPK sont les plus utilisés (soit près de 47,23%), les engrais phosphatés particulièrement le TSP constituent près de 18,58% des engrais chimiques appliqués, alors que l'urée représente 13,74%. Il y a donc une grande quantité d'engrais fournie aux agriculteurs pour l'utilisation immédiate.

Le tableau ci-dessous présente les éléments nutritifs apportés par 50% des engrais utilisés dans la région et les apports théorique en nutriments qu'on peut bénéficier par les boues d'épuration produites au niveau de la STEP.

Tableau 5.7 : Teneur en éléments nutritifs dans la boue d'épuration et les engrais commerciaux

	Quantité (Ton/année)	N (Ton/année)	P ₂ O ₅ (Ton/année)	K ₂ O (Ton/ année)	SO ₃ (Ton/ année)
Boue d'épuration	774	17,26	11,61	2,99	2,39
Engrais 1 (NPK)	1075,3	118,3	161,3	161,3	-
Engrais 2 (PK)	85,4	-	17,1	21,3	-
Engrais 3 (sulfate de potassium)	19,4	-	-	9,7	8,9

Ces trois engrais commerciaux représentent près de 50% de la consommation totale des engrais dans la région (environ de 1180.1 tonne/ année).

La figure (5.12) ci-dessous présente l'apport total des trois engrais (NPK, PK, Sulfate de potassium) en éléments nutritifs majeurs (principaux), à savoir ; azote, phosphore, potassium et soufre et les apports théoriques de ces derniers obtenus par une quantité de 774 tonne/année de boues d'épuration. Le taux des nutriments apportés par la boue d'épuration par rapport aux éléments nutritifs totaux des trois engrais sont présentés en quantités variables avec 66,9% de SO₃, 14,6% de N, 6,5% de P₂O₅ et 1,5% de K₂O. Cependant il faut bien maîtriser les doses

des boues d'épuration appliquées au sol agricole vis-à-vis du mode d'utilisation, elles peuvent être utilisées comme un complément pour les engrais chimiques ou comme un amendement organique.

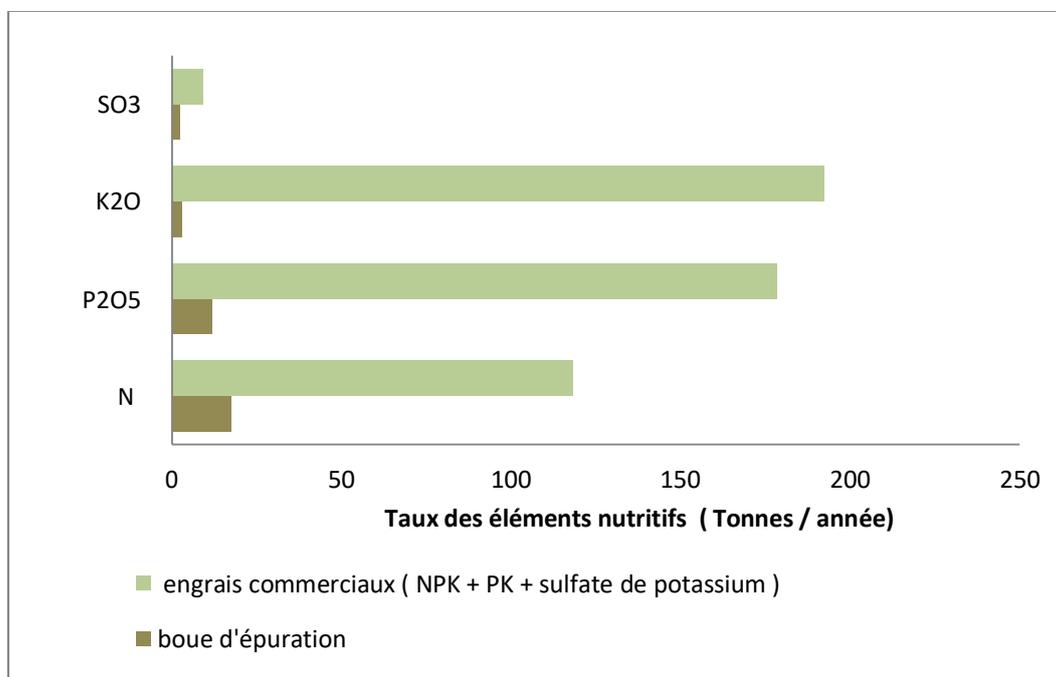


Figure 5.12: Comparaison entre 52% des engrais commerciaux consommés et les apports théoriques de la boue d'épuration.



CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Les procédés d'épuration des eaux usées reposent sur la capacité des bactéries à dégrader la pollution organique. Les paramètres de pollution contrôlés par les autorités et qui permettent de définir l'efficacité d'épuration d'un traitement biologique sont basés sur l'élimination de la macro et micro pollution. Les méthodes commencent donc à être élaborées, motivées par l'intérêt grandissant pour le traitement des eaux usées. C'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail axé essentiellement sur la compréhension des processus épuratoires et la valorisation des sous-produits issues du traitement biologique dans le secteur agricole.

I) La méthodologie adoptée consiste d'abord à rassembler les observations de paramètres étudiés à savoir : débit (Q_j), température ($T^{\circ}C$), conductivité électrique (CE), demande biochimique en oxygène (DBO_5), demande chimique en oxygène (DCO), matière en suspension (MES), paramètres azotés (N_t , $N-NH_4$, $N-NO_2$ et $N-NO_3$), paramètres phosphorés ($P-PO_4$ et P_t), oxygène dissous (O_2 dis), temps de séjour (T_s), consommation d'énergie (E_n), débit de boue recirculé (Q_{bre}), débit de boue (Q_{bex}) et indice de boue (IB) mesurés entre 2008 et 2016. Après avoir interprété et discuté les résultats d'analyse statistique sur la série de données comprenant 31 variables et 2983 observations au pas du temps journalier entre 2008 et 2016, à savoir ; test de cohérence (h et k Mandel), graphes, graphiques de type « boîtes à moustaches », test de Grubbs et Beck, test de normalité et analyse par composante principale (ACP), nous avons tiré les conclusions suivantes :

Le prétraitement statistique a permis de filtrer les données recueillies (élimination des valeurs aberrantes) et de supprimer les observations non exploitables (les résultats finaux du prétraitement statistique sont présentés dans le tableau (4.1) et (4.2).

Les rendements épuratoires sont satisfaisants pour l'abattement de la pollution organique à savoir ; MES, DCO et DBO_5 avec un rendement moyen de 98%, 89% et 97% respectivement, renseigne l'efficacité du traitement biologique au niveau des bassins d'aérations. Les représentations graphiques ont montré que les valeurs trouvées pour ces paramètres respectent les normes de rejet à la sortie, à l'exception de quelques cas particuliers où les concentrations de la DBO_5 dépassent la norme de rejet algérienne (35 mg/l) et celle de l'OMS (25 mg/l) entre 2008 et 2016.

Le rendement d'élimination de l'azote total (N_t) et de l'azote ammoniacal ($N-NH_4$) est jugé bon avec un taux d'abattement moyen de 95,18 % et 95% respectivement. Néanmoins, nous avons enregistré quelques cas de dépassement de la norme de rejet fixée par l'USEPA (10 mg/l), concernant les concentrations de l'azote ammoniacal à la sortie entre 2008 et 2016.

Les concentrations moyennes enregistrées pour l'azote des nitrites ($N-NO_2$) et l'azote des nitrates ($N-NO_3$), à la sortie sont supérieures à celles de l'entrée, la STEP présente un très mauvais rendement d'élimination de ces deux paramètres. Néanmoins, nous avons enregistré quelques cas de dépassement de la norme de rejet fixé par l'USEPA (50 mg/l), concernant les concentrations de l'azote des nitrates ($N-NO_3$) à la sortie entre 2008 et 2016.

Le rendement d'élimination du phosphore total (P_t) et de l'ortho phosphate ($P-PO_4$) est jugé médiocre, avec un taux d'abattement de 41,98% et 47,10% respectivement. Nous avons

enregistré des valeurs supérieures à la norme de rejet direct fixée par l'USEPA qui est de 4 mg/l (plus de 50% des observations) concernant les concentrations de l'ortho phosphate (P-PO₄) à la sortie entre 2008 et 2016.

Les résultats obtenus par l'analyse en composantes principales s'articulent autour de trois axes :

i) Paramètres de la pollution globale à l'entrée de la station

Les paramètres de chaque type de pollution sont bien corrélés entre eux, formant trois groupements de variables :

- **1^{er} groupement de variables** : DBO₅, DCO et MES à l'entrée de la STEP, représente la pollution organique. Une corrélation très hautement significative ($r = 0,78$) entre les deux paramètres DBO₅ et la DCO, responsables de la pollution organique carbonée.
- **2^{ème} groupement de variables** : N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ et P-PO₄ à l'entrée de la STEP, représente la pollution azotée et phosphorée dissoute.
- **3^{ème} groupement de variables** : Phosphore Total (Pt) et azote total (Nt) à l'entrée de la STEP, représentent la pollution azotée et phosphorée sous forme soluble et particulaire.

D'après l'analyse des corrélations entre les paramètres d'entrées et la conductivité électrique (CE), nous avons constaté que la forte minéralisation caractérisant l'eau usée est fortement liée à la charge polluante organique carbonée (DBO₅ et DCO) et aux ions (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺ et PO₄⁻³) contenus dans l'eau brute.

ii) Traitement biologique

D'après l'analyse des corrélations entre les variables du traitement biologique, l'abattement des différents types de pollution (pollution organique [MES, DCO, DBO₅], pollution dissoute et particulaire [N-NH₄, P-PO₄, Pt, Nt]) est conditionné par le temps de séjour et la charge massique, caractérisant l'équilibre biologique du traitement. Schématiquement, elle représente le rapport : (nourriture/biomasse) (elle est de l'ordre $< 0,007$ pour un système de boue activée à très faible charge massique). De plus, les faibles corrélations des variables R.N-NO₃ ($r = 0,05$) et R.N-NO₂ ($r = 0,05$) avec l'axe F1 qui représente le gradient d'abattement de la pollution, traduisent un dysfonctionnement au niveau des processus de nitrification – dénitrification.

iii) Consommation d'énergie

Les résultats d'ACP concernant la consommation énergétique révèlent que les corrélations des variables supplémentaires Qtr ($r = -0,5$) et Corg ($r = -0,44$) sont plus significatives comparées à celles de Cazot ($r = -0,24$), Cphos ($r = -0,16$), Qbre ($r = -0,29$) et Qbex ($r = 0,0085$), c'est-à-dire la consommation d'énergie est fortement liée au débit traité (Qtr) et à la charge organique éliminée (Corg). Le degré de signification de la charge azotée (Cazot) et des boues recirculées (Cphos) est plus important que celui de la charge phosphorée (Cphos), tandis que le degré de signification des boues en excès Qbre est très faible comparé celui recirculé, Ceci s'explique en bonne partie par le faible volume des boues en excès pompées par le poste recirculation qui est de l'ordre 500 m³/j. En effet, le bassin d'aération est le poste le plus

énergivore au sein de la station d'épuration de Jijel, de ce fait la maîtrise de la consommation électrique dans la STEP nécessite obligatoirement des actions correctives à ce niveau pour une meilleure gestion de ce poste afin d'optimiser et de réduire la consommation d'énergie.

II) Pour tout projet de valorisation des sous-produits de l'épuration dans le domaine agricole, des analyses physico-chimiques, toxiques et bactériologiques doivent être opérées sur les eaux épurées et les boues afin d'évaluer leurs qualités et leurs niveaux de réponse aux exigences et directives établies.

i) Les eaux épurées

La valeur moyenne du pH étant de 8,1 et n'engendre pas d'effet négatif sur les plantes lors de la réutilisation agricole. Les valeurs trouvées pour la conductivité électrique (CE) sont situées dans une plage [554 μ S/cm -783 μ S/cm], qui présente une restriction légère à modérée pour la qualité des eaux destinées à l'irrigation.

La qualité de ces eaux épurées en terme de pollution organique (MES, DBO₅ et DCO) ne présente aucune restriction lors de la réutilisation. Les concentrations moyennes en élément nutritif à savoir ; l'ammonium (1,57 mg/l), le nitrate (4,7 mg/l) et l' Orthophosphate (1,18 mg/l) sont admissibles et n'auront pas d'effet négatif sur les plantes.

Pour les éléments traces métalliques (ETM), les teneurs détectées sont faibles à savoir : Zinc (Zn), Manganèse (Mn) et Fer (Fe) et n'auront pas d'effet de toxicité sur les plantes d'après les recommandations de la FAO (2003).En outre, les résultats d'analyse bactériologiques confirment la présence de certains germes (*Coliforme Totaux (CT) Coliforme Fécaux (CF) Streptocoques Fécaux (SF)*), d'où la qualité sanitaire de ces eaux épurées constitue une contrainte majeure pour une irrigation agricole non limitée.

ii) Les boues d'épuration

La teneur de boue en matière organique est élevée, allant de 35% à 52,7% avec un rapport C/N de 11,8, indique que la minéralisation de la matière organique contenue dans les boues devrait débuter peu de temps après leur épandage, rendant ainsi rapidement disponibles deS quantités considérables d'azote aux cultures.

La boue contient des quantités appréciables en nutriment majeurs (N, P, K) qui joue un rôle essentiel pour la fertilisation des sols et l'accroissement des plantes avec des teneurs moyennes de 2,23% en azote, 1,5% en phosphore et 0,38% en potassium.

L'évolution des concentrations des métaux lourds au cours des neuf dernières années (2008-2016) sont relativement faibles et restent inférieures aux valeurs limites fixées par AFNOR (2003), à l'exception de zinc qui dépasse légèrement ladite norme. Bien que le zinc est considéré comme un oligo-élément nécessaire à la croissance des plantes.

Les boues provenant des lits de séchage ne contiennent pas de bactéries *Salmonella*, mais elles contiennent à la fois des coliformes totaux ($8,1 \times 10^3$ ufc/g) et fécaux ($1,1 \times 10^3$ ufc/g) à des concentrations se situant dans des limites acceptables pour les utilisations agricoles. Contrairement à *Salmonella*, les *coliformes totaux et fécaux* ne présentent pas un risque de contamination potentiel et elles peuvent être éliminées à des températures supérieures à 55°C.

Le contenu de boue en nutriments majeurs (N, P, K, S) est faible comparé à celui des engrais minéraux, mais aussi elle contient des teneurs appréciables en nutriments secondaires et certains éléments trace métalliques qui jouent un rôle essentiel pour la croissance des plantes.

Ces résultats ont montré que l'utilisation des boues d'épuration est favorable pour promouvoir l'agriculture dans la région. Ces boues donc peuvent être utilisées comme amendement car les caractéristiques bactériologiques et physicochimiques, y compris les éléments traces métalliques répondent aux exigences d'amendement organique selon la norme AFNOR (2003). Aussi elles peuvent constituer un substitut ou un complément aux engrais minéraux avec des doses convenable à chaque variété de culture. Mais il faut noter aussi qu'un bon usage de ces boues d'épuration nécessite généralement un suivi annuel d'accumulation des métaux lourds dans le sol, semble être indispensable pour une agriculture durable.



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abegunde, L. A. (2018). Use of limited hydrological data and mathematical parameters for catchment regionalization: a case study of the Osun Drainage Basin, Nigeria. Master degree of Agriculture and Sustainable Environment, University of Agriculture, Abeokuta, Nigeria, 121 p.

ADEME, (1996). La valeur azotée des boues résiduelles des stations d'épuration urbaines, Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), 336 p.

ADEME, (2001). Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture . Dossier documentaire ADEME, Direction de l'agriculture et des bioénergies, réf. ADEME éditions n° 3832, 58 p.

AERM, (2007). Les procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse. Eléments de comparaison techniques et économiques, Agence de l'Eau Rhin-Meuse (AERM).

AERM, (2012). Procédés d'épuration (fiche 3) : le Lit Bactérien. Agence de l'Eau Rhin-Meuse. http://www.eau-rhin-meuse.fr/tlch/procedes_epuration/F03_lit_bacterien.pdf

AFD, (2011). Réutilisation des eaux usées traitées, perspectives opérationnelles et recommandations pour l'action, Agence Française de développement (AFD), 91 p.

AFEE, (1973). Pollution des eaux par l'agriculture et la sylviculture. Actes du séminaire organisé par le comité des problèmes de l'eau de la Commission économique pour l'Europe des Nations Unies, Vienne, octobre 1973, pp.13-18.

AFNOR, (2003). Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux. Association française de normalisation (AFNOR)-NF U44-095.

Alkanej, Y. (2016). Recherche sur les méthodes et techniques appliquées au séchage des boues des STEP. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar, Algérie, 180 p.

Allen, A. (2001). Containment landfills: the myth of sustainability. Engineering Geology, vol. 60, n° 1-4, pp.3-19.

Altman, D. G. (1990). Practical statistics for medical research. CRC press.

Altmeyer, N., Abadia, G., Schmitt, S., & Leprince, A. (1990). Risques microbiologiques et travail dans les stations d'épuration des eaux usées. Fiche médico-technique, n°34, pp.373-388.

Amir, S. (2005). Contribution à la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage: devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost .thèse de Doctorat, INPT, France, 341 p.

Ammar, B.A., & Bammoun, R. (2006). Détermination des besoins en eau des cultures irriguées de la wilaya de Tipaza à l'aide du logiciel Cropwat 4.3.Cas de périmètre de la Mitidja ouest. Mémoire d'ingénieur. Institut national agronomique, Alger, Algérie, 98 p.

AMORCE, (2012). Boues de station d'épuration : Techniques de traitement, valorisation et élimination. Note, Série Technique DT 51, France, 36 p. https://www.pseau.org/outils/ouvrages/amorce_boues_de_step_techniques_de_traitement_valorisation_et_elimination_2012.pdf

Angelakis, A. N., & Bontoux, L. (2001). Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries. *Water Policy*, vol. 3, n° 1, pp.47-59.

Angelakis, A.N., Bontoux, L., & Lazarova, V. (2003). Challenges and perspectives for water recycling and reuse in EU countries. *Water Science and Technology. Water Supply*, vol. 3, n°4, pp.59-68.

Asano, T. (1998). *Wastewater reclamation and reuse: water quality management library*. vol.10, Boca Raton, New York, USA, 1475 p.

Avella, A. C., Görner, T., Yvon, J., Chappe, P., Guinot-Thomas, P., & de Donato, P. (2011). A combined approach for a better understanding of wastewater treatment plants operation: Statistical analysis of monitoring database and sludge physico-chemical characterization. *Water research*, vol. 45, n° 3, pp.981-992.

Ayers, R.S. & Westcot, D.W. (1994). *Water quality for agriculture: FAO Irrigation and drainage paper*. N° 29 Rev. 1. FAO, Rome, 174 p.

Ayers, R.S. (1977). Quality of water for irrigation. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, vol. 103, n°2, pp.135-154.

Bassompierre, C. (2007). Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers: de la conception d'un pilote à la validation de modèles. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble (INPG), France, pp. 25-42.

Baumont, S., Camard, J.P., Lefranc, A., & Franconi, A. (2004). Réutilisation des eaux usées, risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. *Rapport ORS*, 220 p.

Belaid, D. (2015). Utilisation des boues résiduelles de station d'épuration en Algérie. *Collection Dossier Agronomiques*, Alger, Algerie, 22p.

Bengtsson, M., & Tillman, A.M., (2004). Actors and interpretations in an environmental controversy: the Swedish debate on sewage sludge use in agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 42, n°1, pp.65-82.

Benyahya, M., Bohatier, J., Laveran, H., Senaud, J., & Ettayebi, M. (1998). Les virus des eaux usées et leur élimination au cours des traitements des effluents pollués. *L'année Biologique*, vol 37, n°2, pp.95-105.

Berlioz-Barbier, A. (2015). Développement de méthodologies innovantes basées sur la nanochromatographie couplée à la spectrométrie de masse pour l'étude de la bioaccumulation et de la biotransformation de polluants émergents chez des invertébrés aquatiques d'eau douce. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon 1, Lyon, France, 420 p.

Berné, F., & Cordonnier, J. (1991). *Traitement des eaux*. Publications de l'Institut français du pétrole, Editions Technip, Paris, France, 305 p.

- Bipfubusa, M., N'Dayegamiye, A., & Antoun, H. (2006). Evaluation des effets de boues mixtes fraîches et de leurs composts sur les rendements des cultures et leur nutrition minérale. *Agroso-lutions*, vol. 17, n°1, pp.65-72.
- Briefert C., & Perraud R. (2001). *Chimie de l'environnement Déchets. Air, eau, sols, déchets*, Edition de Boeck, pp.317-477.
- Blumenthal, U.J., Mara, D.D. Peasey, A., Ruiz-Palacios, G., & Stott, R. (2000). Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 78, n°9, pp.1104-1116.
- Boeglin, J. C. (1998). *Traitements biologiques des eaux résiduaires*. Edition Techniques de l'ingénieur, TRN: FR9900649, France, 457 p.
- Boudreau, L., Cloutier, S., & Guay, I. (2009). *Position technique sur le rejet d'eaux chlorées dans le milieu aquatique*. Bibliothèque nationale du Québec, ISBN 978-2-550-57764-5, Canada, 10 p.
- Boumalek, W., Kettab, A., Bensacia, N., Bruzzoniti, M.C., Ben Othman D., Mandi, L., Chabaca, M.N. & Benziada, S. (2019). Specification of sewage sludge arising from a domestic wastewater treatment plant for agricultural uses. *Desalination and Water Treatment*, vol.143, pp.178-183.
- Bremond, R., & Vuichard, R. (1973). *Les paramètres de la qualité de l'eau*. OSPEPE, Paris, France, 173 p.
- Cardot, C. (2010). *Les traitements de l'eau pour l'ingénieur: procédés physico-chimiques et biologiques: cours et problèmes résolus*. Edition Ellipses, Paris, France, 301 p.
- Catherine, B., Alain, H., & Jean-M, H. (2009). *Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT)*. Rapport final, Convention de partenariat ONEMA- Cemagref, 100 p.
- Cauchi, H., Nakache, S. D., Zagury, B., Carré, C., Denis, D., Larbaigt, D., & Martigne, S. (1996). "Dossier: la réutilisation des eaux usées après épuration". *Techniques, Sciences et Méthodes*, n°2, pp.81-118.
- CEAEQ, (2003b). Recherche et dénombrement des coliformes totaux; Méthode par filtration sur membrane. MA. 700 – Col 1.0, Center of Expertise in Environmental Analysis of Quebec (CEAEQ), Canada, 21 p. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700Ent10.pdf>
- CEAEQ, (2003a). Recherche et dénombrement des coliformes thermotolérants (fécaux) et confirmation à l'espèce *Escherichia coli* : méthode par filtration sur membrane. MA. 700 – Fec.Ec 1.0, Rév. 5, Center of Expertise in Environmental Analysis of Quebec (CEAEQ), Canada, 20 p. <http://142.213.133.56/methodes/pdf/MA700FecEc10.pdf>
- Cerra, I., Desagnat, M., Dubart, R., Juven, L., Zhou, N., & Ziani, H. (2014). *Traitement des boues des stations d'épuration des petites collectivités*. Rapport bibliographique, Université Montpellier2- Polytech Montpellier, 34 p.
- Claire, E. M. E. (2012). *Traitement des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes*, Rapport Final-IRSTEA, 78 p.

- Clapp, C. E., Stark, S. A., Clay, D. E., & Larson, W. E. (1986). Sewage sludge organic matter and soil properties. In *The role of organic matter in modern agriculture*, Springer Netherlands, pp.209-253.
- Condom, N., & Declercq, R. (2016). Réutilisation des eaux usées pour l'irrigation agricole en zone périurbaine de pays en développement: pratiques, défis et solutions opérationnelles. Rapport ECOFILAE, 63 p.
- Couture, I., (2003). Analyse d'eau pour fin d'irrigation. MAPAQ Montérégie-Est- AGRIVISION 2003-2004, pp.1-8.
- CSHPF, (1995).Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines. Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF), Section des eaux, 22 p.
- Culot, M. (2005). Filières de valorisation agricole des matières organiques. Document Faculté universitaire des sciences agronomique de Gembloux ,73 p.
- Dai, J. Y., Ling, C. H. E. N., Zhao, J. F., & Na, M. A. (2006). Characteristics of sewage sludge and distribution of heavy metal in plants with amendment of sewage sludge. *Journal of Environmental Sciences*, vol. 18, n°6, pp.1094-1100.
- De Villers, J., Squilbin, M., & Yourassowsky, C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général. Fiche.2, pp.158-162.
- Debba, M.B. (1998). Contribution à l'étude des boues résiduaires : intérêt agronomique et effet des polluants dans le sol et le végétal. Mémoire de magistère en science agronomique université de mostaghanem, Algérie, 180 p.
- Degrémont, (1978). Mémento technique de l'eau, 9ème Edition, technique et documentation, Paris, France, 1167 p.
- Degrémont, (1989). Mémento technique de l'eau, 8ème Edition, technique et documentation, tome II ,1459 p.
- Degrémont, (2005). Memento Technique de l'Eau. France: Lavoisier SAS, 1748 p.
- Dernat, M., Elmerich, P., & Pouillot, M. (1994). Vers une optimisation de la déphosphatation physicochimique. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 182 p.
- Deshayes, M. (2007). Guide pour l'établissement des plans d'assurance de la qualité dans le cadre de la réalisation des stations d'épuration de type boues activées en lot séparés'', Projet de fin d'étude, INSA, Strasbourg, France, 112 p.
- Desjardins, R. (1997). Le traitement des eaux. 2ème édition, Ecole polytechnique de Montréal, Canada, 303 p.
- Devaux, I. (1999). Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse " Sciences de la Vie et de la Santé ", université Joseph Fourier, Grenoble, 257 p.
- Djeddi, H. (2007).Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation des essences forestières urbaines. Thèse de magister, Université de Mentouri, Constantine, Algérie, 136 p.

- Djeddou, M.(2014) Prévision du taux d'échec avec les réseaux neurones artificiels dans une station de traitement des eaux résiduelles. Thèse de Doctorat, Université Mohamed Khider, Biskra, Algerie, 196 p.
- Downward, S. R., & Taylor, R. (2007). An assessment of Spain's Programa AGUA and its implications for sustainable water management in the province of Almer a, southeast Spain. *Journal of environmental management*, vol. 82, n o2, pp.277-289.
- Duchene, P. (1990). Les systèmes de traitement des boues des station des petites collectivités Edition Antony - Cemagref, 11 p.
- Durand, J.H. (1983) Les Sols Irrigables:  tude pédologique, Presses Universitaires de France, ISBN : 2-85319-110-9, Paris, 339 p.
- Ecosse, D. (2001). Techniques Alternatives en vue de Subvenir à la Pénurie D'eau Dans le Monde. Mémoire de DESS «Qualité et Gestion de l'Eau», Faculté des Sciences, Amiens, 62 p.
- Edline, F. (1979). L'épuration biologique des eaux résiduelles. CEBEDOC  dition, Paris, France, 306 p.
- Effebi, K. R. (2009). Lagunage anaérobie: Modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse de Doctorat Université de Li ge, pp.7-9.
- Estevez, B., Coderre, D., & Pagé, F. (1992). Effet de la fertilisation sur les vers de terre et leur impact sur la porosité et la stabilité structurale du sol. *Agrosol*, vol. 5 , n o 2, pp.26-31.
- Faby, J.A., & Brissaud, F. (1997). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'eau (OI Eau), 76 p.
- FAO, (2003). L'irrigation avec les eaux usées traitées. Food and Agriculture Organisation (FAO), Manuel d'utilisation, Bureau Régional pour le proche orient et l'Afrique du Nord, Le Caire, Egypte, 73 p.
- Farrel, J.B. (1992). Fecal pathogen control during composting. In: Hointik, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Proceeding of the International Composting Research Symposium*. Ohio State Univ. Press, Columbus, OH, pp.282-300.
- Fertial, (2010). Les fertilisants en Algerie, Manuel d'utilisation des engrais. Laboratoire agronomique, analyses ; terre- eau- foliaires, Route des Salines Annaba, Algérie, 100 p. <https://www.yumpu.com/fr/document/read/16607193/manuel-engraispdf-fertial>
- Forster, C. F. (1977). Bio-oxidation. Treatment of Industrial effluents. eds: Eallely AC, Foster CF and Stafford DA, Hodder and Soughton, London, pp.65-87.
- Foucard, J.C. (1994). Filière pépinière: de la production à la plantation. Lavoisier, Paris, 428 p.
- Franck, R. (2002). Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Edition CRDP Aquitaine décembre, Bordeaux, France, pp. 165-239.
- Froese, K.L. & Kindzierski, W.B.(1998). Health effects associated with wastewater treatment, disposal, and reuse. *Water environment research*, vol. 70, n o4, pp.962-968.

- Gaid, A. (1984). Epuration biologique des eaux usées urbaines. OPU Algérie, Edition N° 012472 05-84, tome 1, 261 p.
- Gaid, A. (1993). Traitement des eaux usées urbaines. Techniques de l'Ingénieur, C5 – 220 -2, 30 p.
- Generet, O., Bodart, O., Andre, N., Colmant, S., Bellino, D., Vonneckbe, L., Van Hooydonk, D., Laffineur, L., & Daum concept, B. (2005). Etude d'incidences sur l'environnement relative à unedemande de permis unique, AIDE S.C.R.L. Station d'épuration d'eaux résiduaires urbaines de Liège -Sclessin, Projet N°: 05.0258, Belgique, 82 p.
- Giroux, I. (1986). Evaluation des sites pour l'épandage des boues d'usines d'épuration. Mémoire. Québec, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Maîtrise en sciences de l'eau, 170 p.
- Glemas, P. (1980). Fertilisation Boue, gadoue, composts de finition fabrication et caractéristique. Revue cultivar, n ° 132, pp.44 -51.
- Gros, A. (1979). Engrais guide pratique de la fertilisation. Edition Maison rustique, 7ème Ed, 533 p.
- Grubbs, F. E., & Beck, G. (1972). Extension of sample sizes and percentage points for significance tests of outlying observations. Technometrics, vol. 14, n°4, pp.847-854.
- Guerrée, H., & Gomella, C. (1978). Eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales. Edition Eyrolles, Paris, France, 260 p.
- Guiraud, J., & Galzy, P. (1980). L'analyse microbiologique dans les industries alimentaires, Editions de L'Usine nouvelle, ISBN-10: 2732700002, Paris, France, 236 p
- Hallouche, N. (1997). Impact des eaux résiduaires d'amélioration des sites industriels de la ville de sidi bel abbes. Mémoire de magistère en biologie appliquée : Ecotoxicologie, Université de sidi bel abbes, 105 p.
- Hamoda, M. F. (2004). Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. Desalination, vol.165, pp.31-41.
- Haubry, A. (1994). Les boues : caractéristiques, destinations finales, filières de traitement In "les boues des stations d'épuration urbaines". Session de formation continue - Paris 7/10 novembre 1994. E.N.G.R.E.F., Cemagref (Ed), n° 295, pp.129-168.
- Hay, J.C. (1996). Pathogen destruction and bio-solids composting. Biocycle 33, pp.76–77.
- Hébert, M., Rioux, V., & Gagnon, É. (2003). Contrôle de qualité indépendant des MRF par le MENV – partie 2 : Pathogènes et paramètres agronomiques. Vecteur environnement, vol. 36 n° 1, pp.34-40.
- Igoud, S. (2001). Valorisation des boues résiduaires issues des stations d'épuration urbaines par leur épandage dans les plantations forestières. Rev. Energ. Ren.: Production et Valorisation-Biomasse, pp.69-74.
- INRS, (2004). Le traitement des eaux usées. Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS). Poin des connaissances ED 5026, paris, France, 4 p.

- Jamali, M. K., Kazi, T. G., Arain, M. B., Afridi, H. I., Jalbani, N., Kandhro, G. A., & Baig, J. A. (2009). Heavy metal accumulation in different varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in soil amended with domestic sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, n° 2-3, pp.1386-1391.
- Jarde, E., Mansuy, L., & Faure, P. (2003). Characterization of the macromolecular organic content of sewage sludges by thermally assisted hydrolysis and methylation-gas chromatography–mass spectrometer (THM-GC/MS). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol.68, pp.331-350.
- Jaroz, J., (1985). *Le traitement des boues des stations d'épuration*. Centre de formation et de documentation sur l'environnement industriel, Paris 6, France.
- JORA, (2006). Normes des rejets d'effluents liquides industriels. *Journal officiel de la république algérienne (JORA)* n° 23 du Avril 2006. Décret exécutif n° 06-141 du 19 Avril 2006, pp.5-9.
- JORA, (2012). 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. *Journal officiel de la république algérienne (JORA)*, Arrêté interministériel du 2 Janvier 2012, JORA n° 41 du 15 Juillet 2012, pp. 19-21.
- Karef, S. (2017). *Etude des possibilités technico-économiques de la réutilisation des boues et des eaux usées urbaines traitées*. thèse de Doctorat, Ecole National Polytechnique ,Alger, Algerie, 208 p.
- Kettab A., Mitiche R., & Bennacar N., (2008). De l'eau pour un développement durable " enjeux et stratégies ". *Revue des Science de l'Eau*; vol. 21, n° 2, pp.247-256.
- Kettab, A. (2001). *Les ressources en eau en Algérie: stratégies, enjeux et vision*. *Desalination*, vol. 136, n° 1-3, pp.25-33.
- Kettab, A. (2017). *Les ressources en eaux en Algérie: réalités et perspectives*. Technical days on treated waste water reuse (JT.REUE), Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, Algérie, May 21-22, 2017.
- Kettab, A., Karef, S., Boujelben, N., Ait Nouh, F., Malik, N., & Oualkacha, L., (2015). Evaluation de l'apport fertilisant des sous-produits de l'épuration de la STEP de Médéa (Algérie). *International conference on integrated land and water resources management in the dry areas under climate change, Djerba Island, Tunisia*, May 11-14 th, 2015.
- Kirkham, M. B. (1982). Agricultural use of phosphorus in sewage sludge: In *Advances in Agronomy*. Academic Press, Vol. 35, pp. 129-163.
- Kiss, A. N., Marx, B., Mourot, G., Schutz, G., & Ragot, J. (2011). Observers design for uncertain Takagi–Sugeno systems with unmeasurable premise variables and unknown inputs. Application to a wastewater treatment plant. *Journal of Process Control*, vol. 21, n°7, pp.1105-1114.
- Koller, E. (2004). *Traitement des pollutions industrielles: eau, air, déchets, sols, boues*. Edition Dunod, Paris, France, 424 p.

- Lambkin, D., Nortcliff, S., & White, T. (2004). The importance of precision in sampling sludges, biowastes and treated soils in a regulatory framework. *Trac Trends in Analytical Chemistry*, vol.23, n° 10-11, pp.704-715.
- Lara, A.I., Bonnet, B.R.P., Andreoli, C.V., Ferreira A.C., & Pegorini, E.S. (1999). Monitoring of the recycling of sewage sludge for use in agriculture in the state of Parana, Specialised conference on Disposal and Utilisation of Sewage Sludge : treatment Methods and Application Modalities, Brazil, pp.79-86
- Lazarova, V., & BRISSAUD, F. (2007). Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, n° 299, pp.29-39.
- Le byaric, R. (2009). Caractérisation, Traitabilité et valorisation des refus de dégrillage des stations d'épurations. Thèse Doctorat, Institut National des Sciences appliquées, Lyon, France, 190 p.
- Le Minor, L. (1984). Escherichia Coli. In: Le Minor, L., Véron, M. (Eds.), *Bactériologie Médicale*. Flammarion Médecine Sciences, Paris, pp.240–35.
- Lunn, M. (2001). The deliberate indirect wastewater reuse scheme at "Essex & Suffolk Water". *Colloque de Noirmoutier*, 4 p.
- Madigan, M., & Martinko, J.M. (2007). *Brock, Biologie des micro-organismes*. 11e Ed. Pearson, ISBN-10: 2744072095, France, 1088 p.
- Mandel, J. (1985). A new analysis of interlaboratory test results. In *ASQC Quality Congress Transaction—Baltimore*, pp.360-366.
- Mandel, J. (1991). The validation of measurement through interlaboratory studies. *Chemometrics and intelligent laboratory systems*, vol. 11, n°2, pp.109-119.
- Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., & Rintala, J.A. (2003). Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates . *The Science of the Total Environment*, vol. 301, n° 1-3, pp.1-12.
- Mathieu, C., Pieltain, F., & Jeanroy, E. (2003). *Analyse chimique des sols: Méthodes choisies*. Ed .Tec & doc, Paris, France, 387 p.
- McConnell, D. B., Shiralipour, A., & Smith, W. H. (1993). Compost application improves soil properties. *BioCycle*, vol. 33, n°1, pp.61-63.
- Metahri, M. S. (2012). Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes: cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou. Thèse de Doctorat, Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, Algérie, 148 p.
- Metcalf, A., & Eddy, I. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4th edition, Mc Graw-Hill Ed, New York, USA, 1819 p.
- Moletta, R. (2008). *L'eau, sa pollution, et son traitement*. Moletta Méthanisation, 2ème édition, 1504 Route des Bottières 73470 Novalaise, France, 505 p.
- Morel, J.L. (1977). Contribution à l'étude des boues résiduares dans le sol .Thèse de doctorat, Université de Nancy, France, 122 p.

- Mtshali, J. S., Tiruneh, A. T., & Fadiran, A. O. (2014). Characterization of sewage sludge generated from wastewater treatment plants in Swaziland in relation to agricultural uses. *Resources and Environment*, vol.4, n° 4, pp.190-199.
- N'Dayegamiye, A., Drapeau, A., Huard, S., & Thibeault, Y. (2004). Intégration de boues mixtes et de fumiers dans des rotations agricoles : Réponse des cultures et interactions avec les propriétés du sol. *Agrosol*, 15 (2), pp.83-903.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental chemistry letters*, vol. 8, n° 3, pp.199-216.
- Nakib, M.(2015). Etude des possibilités d'utilisation des eaux épurées et des boues d'épuration dans l'agriculture, Thèse de doctorat, Ecole National Polytechnique, Alger, Algérie, 151 p.
- Nakib, M., Kettab, A., Berreksi, A., & Mandi, L. (2015). Study of the prospects for agricultural utilization of sludge produced from WWTPS in North Central Algeria. *Desalination and Water Treatment*, vol. 55, n°5, pp.1152-1166.
- OMS, (1989). L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : Recommandation avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé (OMS)-Rapport n°778, Genève, pp.17-60.
- OMS, (2005). Lignes directrices pour l'utilisation des eaux usées municipales dans la région méditerranéenne. Organisation Mondiale de la santé (OMS), PAM/PNUE, UNEP(DEC)/MED WG.270/Inf.19, Athènes, 73 p.
- OMS, (2012). Guide OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux résiduaires, Organisation Mondiale de la santé (OMS), volIII, Genève, 225 p.
- Pasquini, L. (2013). Micropolluants issus de l'activité domestique dans les eaux urbaines et leur devenir en station d'épuration. Thèse Doctorat, Université de Lorraine, France, 298 p.
- Pescod M.B., (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage, Paper 47, Rome, 169 p.
- Rakotomalala, R. (2008). Tests de normalité–Techniques empiriques et tests statistiques. Université Lumière Lyon 2, Version.2, France, 59 p.
- Ramade F., (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau (No. 631.4 R165d). Ediscience internationale, Paris, 786 p.
- Ramade, F. (2000). Dictionnaire encyclopédique des populations : les polluants : de l'environnement à l'homme. Ediscience international, Paris, France, 689 p.
- Ramdani, N. (2007). Contribution à l'étude des boues urbaines de la station d'épuration des eaux usées résiduaires- Effet sur la fertilité d'un sol sableux. thèse de magister, Université d'Oran ,Oran, Algérie, 154 p.
- Ranchet, J., & Philippe, J. P. (1982). Pollution véhiculée par les eaux de ruissellement en réseau unitaire. Le bassin de Mantes-la-ville. Bulletin de liaison des laboratoires des ponts et chaussées, 119, pp.25-37.

- Rodier, J., Bazin, C., Broutin, J.P., Chambon, P., Champsaur, H. & Rodi, L. (1996). L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, 8ème éd, Paris, France, 1384 p.
- Rodier, J., Bazin, O., Broutin, J. P., Chambon, P., Champsaur, H., & Rodi, L. (2005). L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. Dunod, 8ème éd, Paris, France, 1383 p.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). Analyse de l'eau. Dunod, 9ème édition, Paris, France, 1579 p.
- Roland, V. (2010). Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie, 3ème édition, Lavoisier, paris, 301 p.
- Savary, P. (2010). Guide des analyses de la qualité de l'eau. Edition Techni. Cités, Paris, 283 p.
- Schwartzbrod, L. (2000). Virus humains et santé publique: Conséquences de l'utilisation des eaux usées et des boues en agriculture et conchyliculture. Centre collaborateur OMS pour les micro-organismes dans les eaux usées, Université de Nancy, France, 298 p.
- Sheikh, B., Cooper, R. C., & Israel, K. E. (1999). Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops—a case study. *Water Science and Technology*, 40(4-5), pp.261-267.
- Shuval, H.I., Avner, A., Fattal, B., El Yahu, R., & Yakupiel, P. (1986). Enteric pathogens in wastewater and their survival in soil crops and in the air in wastewater irrigation in developing countries: Health effect and technological solution. *World Bank studies in water supply and sanitation. The World Bank Washington DC. USA. Chap. 2, pp. 27-57.*
- Simonsen, N. (1999). Thermal sludge treatment in Denmark, examples of efficient drying and incineration "Specialised conference on Disposal and Utilisation of Sewage Sludge: treatment Methods and Application Modalities", october 13-15 (1999), Athens, Greece, pp.487-495.
- Singh, K.P., Mohan, D., Sinha S., & Dalwani, R. (2004). Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatment plants on health, agricultural, and environmental quality in the wastewater disposal area. *Chemosphere*, vol.55, pp.227–255.
- Singh, R.P. and Agrawal, M.(2009). Use of sewage sludge as fertiliser supplement for *Abelmoschus esculentus* plants: physiological, biochemical and growth responses. *International Journal of Environment and Waste Management*, vol.3, n° 1-2, pp.91-106.
- Sommers, L.E. (1977). Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers 1. *Journal of Environmental Quality*, vol.6, n° 2, pp.225-232.
- Soudani, Z. E. A. (2005). Étude comparative des algorithmes dédiés à la classification. Thèse de Doctorat, Université du Québec - Trois-Rivières, Canada, 125 p.
- Soudi, B., Benosmane, F., Dimitri, X., & Mahi, M. (2009). Etude ONEP / FAO -Atelier sur l'assainissement, l'épuration et la réutilisation des eaux usées. Présentation du Guide Technique de la Réutilisation des Eaux Usées Epurées Agadir, vol. 33, pp.45-50.

- STEP Document, (2008). Station d'épuration des eaux usées d'El-Rabta-Jijel, Manuel d'entretien des équipements et d'exploitation de la station, 57 p.
- Tamrabet, L. (2011). Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse de Doctorat, Université Hadj Lakhdar, Batna, Algérie, 146 p.
- Thonart, P., Steyer, E., Drion, R., & Hiligsmann, S. (1998). La gestion biologique d'une décharge. Tribune de l'eau, vol.590, pp.3-12.
- Trivedi, H., & Heinen, N. (2000). Simultaneous nitrification/denitrification by monitoring NADH fluorescence in activated sludge. Proceedings of the Water Environment Federation, n°10, pp.785-801.
- Tyagi, R. D., Surampalli, R. Y., Yan, S., Zhang, T. C., Kao, C. M., & Lohani, B. N. (2009). Sustainable sludge management: production of value added products. American Society of Civil Engineers (ASCE), pp.35-67.
- USEPA, (1996). Method 3050B: acid digestion of sediments-sludges and soils. Test methods for evaluating solid waste, US Environmental Protection Agency (USEPA), Washington, D.C., USA, 12 p. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>
- USEPA, (2014). Effluent Standards: Water quality items and limits for effluent standards for enterprises, sewage systems and building sewage treatment facilities US Environmental Protection Agency (USEPA), Revisions to Articles 2 promulgated by EPA Order Huan-Shu-Shui-Tzu No. 1030005842 on January 22-2014 , USA, 16 p.
- Vaillant, J.R. (1974). Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires, eaux usées urbaines et eaux résiduaires industrielles. Eyrolles édition, Paris, France, 413 p.
- Vilagines, R. (2003). Eau, environnement et santé publique. Introduction à l'hydrologie , 2^{ème} Ed, Tec&Doc Editions, 198 p.
- Xanthoulis, D. (1993). Valorisation agronomique des eaux usées des industries agro-alimentaires. La Tribune de l'eau, vol. 46, n° 563, pp.27-32.
- Younge, O. R., & Plucknett, D. L. (1966). Quenching the High Phosphorus Fixation of Hawaiian Latosols 1. Soil Science Society of America Journal, vol. 30, n°5, pp.653-655.
- Zebarth, B. J., McDougall, R., Neilsen, G., & Neilsen, D. (2000). Availability of nitrogen from municipal biosolids for dryland forage grass. Canadian journal of plant science, vol.80, n°3, pp. 575-582.



ANNEXES

Annexe 1 : Photos de la station d'épuration par filtres plantés de roseaux de Mars-là-Tour (Lorraine)



Source : (Pasquini, 2013)

Annexe 2 : Normes de rejet d'une station d'épuration : concentrations maximales autorisées en DBO₅, DCO, MES, Azote (N) et Phosphore (P) (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

	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.

Annexe 3: Water quality items and limits for effluent standards for enterprises, sewage systems and building sewage treatment facilities (USEPA, 2014).

Applicable scope	Effluent characteristics	Effluent limits	Notes
<p>Generally applicable to wastewater from industries, sewage systems and sewage treatment facilities attached to buildings</p>	<p>Water temperature</p>	<p>1. For effluents discharged into surface water bodies other than the ocean: A. Below 38°C (from May to September) B. Below 35°C (from October to April) 2. For effluents discharged directly into marine waters, the</p>	
		<p>temperature at the discharge point shall not exceed 42°C; and the temperature difference should not exceed 4°C for surface water at 500 meters from the discharge point.</p>	
	<p>pH</p>	<p>6.0–9.0</p>	
	<p>Fluorides (not including complex ions)</p>	<p>15</p>	
	<p>Nitrate nitrogen</p>	<p>50</p>	<p>Not applicable to newly established public sewers used to discharge wastewater or sewage within water source quality and volume protection areas. (Newly established public sewers means sewage systems for which planning had not been completed by November 23, 2001 or planning had been completed but project bid requests had not yet been made.)</p>

	Ammonia nitrogen	10	1. Controls on ammonia nitrogen and orthophosphates shall apply to the discharge of wastewater or sewage in water source quality and volume protection areas. However, the competent authority in consultation with the industry competent authority shall draft a control timetable and effluent standards for
	Orthophosphates (calculated as trivalent phosphate radicals)	4.0	
			ammonia nitrogen and orthophosphate generated by the livestock industry. 2. Controls on the discharge of orthophosphates are not applicable to the discharge of wastewater or sewage into water source quality and volume protection areas by newly established public sewers. (Newly established public sewers means sewage systems for which planning had not been completed by November 23, 2001 or planning had been completed but project bid requests had not yet been made.)

Annexe 4: Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels (JORA, 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

PH : Potentiel d'hydrogène
DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours
DCO : Demande chimique en oxygène
MES : Matière en suspension

Annexe 5: Recommandations microbiologiques de l'OMS pour le traitement des eaux usées destinées à l'irrigation

Catégorie	Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux (nombre d'œufs par litre – moyenne arithmétique)*	Colliformes intestinaux (nombre par 100 ml – moyenne géométrique)*	Procédé de traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique voulue
A	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, des terrains de sport, des jardins publics ^d	Ouvriers agricoles, consommateurs, public	≤ 1	≤ 1000	Une série de bassins de stabilisation conçus de manière à obtenir la qualité microbiologique voulue ou tout autre procédé de traitement équivalent
B	Irrigation des cultures céréalières, industrielles et fourragères, des pâturages et des plantations d'arbres	Ouvriers agricoles	≤ 1	Aucune norme n'est recommandée	Rétention en bassins de stabilisation pendant 8–10 jours ou tout autre procédé d'élimination des helminthes et des coliformes intestinaux
C	Irrigation localisée des cultures de la catégorie B, si les ouvriers agricoles et le public ne sont pas exposés	Néant	Sans objet	Sans objet	Traitement préalable en fonction de la technique d'irrigation, mais au moins sédimentation primaire

^aDans certains cas, il faut tenir compte des conditions locales épidémiologiques, socio-culturelles et environnementales et modifier les directives en conséquence.
^bEspèces *Ascaris* et *Trichuris* et ankylostomes.
^cPendant la période d'irrigation.
^dUne directive plus stricte (≤ 200 coliformes intestinaux par 100 ml) est justifiée pour les pelouses avec lesquelles le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels.
^eDans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit cesser deux semaines avant la cueillette et les fruits tombés ne doivent jamais être ramassés. Il faut éviter l'irrigation par aspersion.

Source : (Blumenthal, 2000) [20]

Annexe 6 : Recommandations de l'USEPA concernant la réutilisation des eaux usées

Type of Reuse	Treatment	Reclaimed Water Quality	Reclaimed water Monitoring	Setback Distances	Comments
<p><i>Agricultural reuse – Food Crops Not Commercially Processed</i>¹⁵</p> <p>Surface or spray irrigation of any food crop, including crops eaten raw.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Secondary⁴ ▪ Disinfection⁶ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH = 6-9 ▪ ≤ 10 mg/l BOD⁷ ▪ ≤ 2 NTU⁸ ▪ No detectable fecal coli/100 ml^{9,10} ▪ 1 mg/l CL₂ residual (minimum)¹¹ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH - weekly ▪ BOD weekly ▪ Turbidity – continuous ▪ Coliform – daily ▪ CL₂ residual – continuous 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 50 ft (15m) to potable water supply wells 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ See Table 2-7 for other recommended limits ▪ Chemical (coagulant and/or polymer) addition prior to filtration may be necessary to meet water quality recommendations. ▪ The reclaimed water should not contain measurable levels of viable pathogens.¹² ▪ A higher chlorine residual and/or a longer contact time may be necessary to assure that viruses and parasites are inactivated or destroyed. ▪ High nutrient levels may adversely affect some crops during certain growth stages ▪ See Section 3.4.3. for recommended treatment reliability.
<p><i>Agricultural reuse – Food Crops Commercially Processed</i>¹⁵</p> <p>Surface irrigation of Orchards and vineyards.</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Secondary⁴ ▪ Disinfection⁶ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH = 6-9 ▪ ≤ 30 mg/l BOD⁷ ▪ ≤ 30 mg/l TSS ▪ ≤ 200 fecal coli/100 ml^{9,13,14} ▪ 1 mg/l CL₂ residual (minimum)¹¹ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH - weekly ▪ BOD weekly ▪ TSS – daily ▪ Coliform – daily ▪ CL₂ residual – continuous 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 300 ft (90m) to potable water supply wells ▪ 100 ft (30m) to areas accessible to the public (if spray irrigation) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ See Table 2-7 for other recommended limits ▪ If spray irrigation, TSS less than 30 mg/l may be necessary to avoid clogging of sprinkler heads. ▪ High nutrient levels may adversely affect some crops during certain growth stages ▪ See Section 3.4.3 for recommended treatment reliability.
<p><i>Agricultural reuse – non Food Crops</i></p> <p>Pasture for milking animals; fodder, fiber, and seed crops</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Secondary⁴ ▪ Disinfection⁶ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH = 6-9 ▪ ≤ 30 mg/l BOD⁷ ▪ ≤ 30 mg/l TSS ▪ ≤ 200 fecal coli/100 ml^{9,13,14} ▪ 1 mg/l CL₂ residual (minimum)¹¹ 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH - weekly ▪ BOD weekly ▪ TSS – daily ▪ Coliform – daily ▪ CL₂ residual – continuous 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 300 ft (90m) to potable water supply wells ▪ 100 ft (30m) to areas accessible to the public (if spray irrigation) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ See Table 2-7 for other recommended limits ▪ If spray irrigation, TSS less than 30 mg/l may be necessary to avoid clogging of sprinkler heads. ▪ High nutrient levels may adversely affect some crops during certain growth stages. ▪ Milking animals should be prohibited from grazing for 15 days after irrigation ceases. A higher level of disinfection, e.g., to achieve ≤ 14 fecal coli/100 ml, should be provided if this waiting period is not adhered to. ▪ See Section 3.4.3 for recommended treatment reliability.

Source : (Baumont et al., 2004)[9]

Annexe 7: Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation-
paramètres microbiologiques (JORA, 2012)

Groupes De cultures	Paramètres microbiologiques	
	Coliformes Fécaux (CFU /100 ml) (moyenne géométrique)	Nématodes intestinaux (œufs / l) (moyenne arithmétique)
<ul style="list-style-type: none"> ❖ Irrigation non restrictive ❖ Culture des produits pouvant être consommés crus 	< 100	Absence
<ul style="list-style-type: none"> ❖ Légumes qui ne sont pas consommés que cuits ❖ Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire 	< 250	< 0,1
<ul style="list-style-type: none"> ❖ Arbres fruitiers ⁽¹⁾ ❖ Cultures et arbustes fourragers ⁽²⁾ ❖ Cultures céréalières ❖ Cultures industrielles ⁽³⁾ ❖ Arbres Forestiers ❖ Plantes florales et ornementales⁽⁴⁾ 	Seuil recommandé < 1000	< 1
Les cultures du groupe précédent (CFU / 100 ml) utilisant l'irrigation localisée ^{(5) (6)}	Pas de norme recommandée	Pas de norme recommandée

Source : (JORA, 2012) [93]

⁽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 maîtrise la gestion de l'irrigation localisée.

**Annexe 8 : Les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation-
paramètres physico-chimiques (JORA, 2012)**

	Paramètres	Concentration maximale admissible
Physiques	pH	[6,5 ; 8,5]
	MES	30 mg/l
	CE	3 ds/m
	Infiltration le SAR= 0-3 CE	0,2 ds/m
	3-6	0,3 ds/m
	6-12	0,5 ds/m
	12-20 20-40	1,3 ds/m
Chimiques	DBO5	30 mg/l
	DCO	90 mg/l
	Chlorure (Cl)	10 meq/l
	Azote (NO ₃ -N)	30 mg/l
	Bicarbonate (HCO ₃)	8,5 meq/l
Eléments Toxiques	Aluminium	20
	Arsenic	2
	Béryllium	0,5
	Bore	2
	Cadmium	0,05
	Chrome	1
	Cobalt	5
	Cuivre	5
	Cyanures	0,5
	Fluor	15
	Fer	20
	Phénols	0,002
	Plomb	10
	Lithium	2,5
	Manganèse	10
	Mercure	0,01
	Molybdène	0,05
	Nickel	2
Sélénium	0,02	
Vanadium	1	
Zinc	10	

Source : (JORA, 2012) [93]

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

Annexe 9 : Comparaison des critères et limites maximales pour les cultures à consommer crues et cuites irriguées au moyen d'eaux récupérées, fixées par l'OMS, l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA), l'État de Californie et quelques pays méditerranéens. (d'après Angelakis et al., 2001)[135].

Paramètres	Californie ¹ T-22 (1978)	US.EPA (1992)		OMS (1989)		Chypre (1997)		France (1991)		Israël (1999)		Italie (1977)		Espagne (1995)		Tunisie (1989)
Type de réglementation	Loi	Lignes directrices		Directives		Normes provisoires.		Lignes directrices		Lignes directrices		Loi		Lignes directrices		Loi
Type d'irrigation	Sans restrict..	Sans restrict.	Restrict.	Sans restrict.	Restrict.	Sans restrict..	Restrict.	Sans restrict.	Restrict.	Sans restrict.	Restrict.	Sans restrict.	Restrict.	Sans restrict.	Restrict.	Restrict.
Traitement minimal requis	Traitement de pointe	Traitement de pointe		Traitement mécanisé ou bassins de stabilisation ²		Traitement mécanisé ou bassins de stabilisation ²		Traitement mécanisé ou bassins de stabilisation ²		Traitement secondaire		Traitement secondaire		Traitement secondaire		Traitement secondaire
Principaux procédés de traitement	Oxyd., clarif., filtr., Désinf.	Sec., filtr., Désinf.	Sec., Désinf.	Bassins de stabil. ou équivalents.		Sec., tert., Désinf.	Sec., stockage ou bassins stabil.	Bassins stabil. >10 j ou équiv.	Bassins stabil. >30 j ou équiv.	Filtration sur sable ou équival. + désinf.				Sec., filtr. or équiv. + Désinf.	Sec., Désinf.	Traitement second.
DBO ₅ totale (mg/l)		10	30			10-15	20-			20						30
DBO ₅ dissoute (mg/l)																
DCO (mg/l)																90
MES (mg/l)		5 ⁴	30			10-15	30-			30						30
Turbidité (NTU)	2	2														
OD (mg/l)	Présent									0,5						
TC (NPP/100 ml)	2,2 (50%) ⁵											2	20	<10	<200	
FC (NPP/100 ml)		0 ⁶	≤200	1000		5-100	200-1000	1000		10				"		
Helminthes (œufs/100 ml) ⁷				≤1	≤1	0	0	≤1	≤1					<1	<1	<1
Cl ₂ résid. dispon.(mg/l)	Présent	1,0	1							1,0						
pH		6-9	6-9													6,5-8,5
CE (Ss/m)																7
SAR												SAR<15 ⁸	SAR<15 ⁸			
Éléments traces						Oui	Oui					Oui				Oui

¹ Irrigation par aspersion

² Bassins de stabilisation en série avec temps de séjour approprié;

⁴ Si MES utilisées au lieu de la turbidité;

⁸ Taux d'absorption du sodium (SAR) = $Na/[(Ca+Mg)/2]^{1/2}$

⁵ Ne doit pas dépasser 23/100 cm³ à un seul test mensuel;

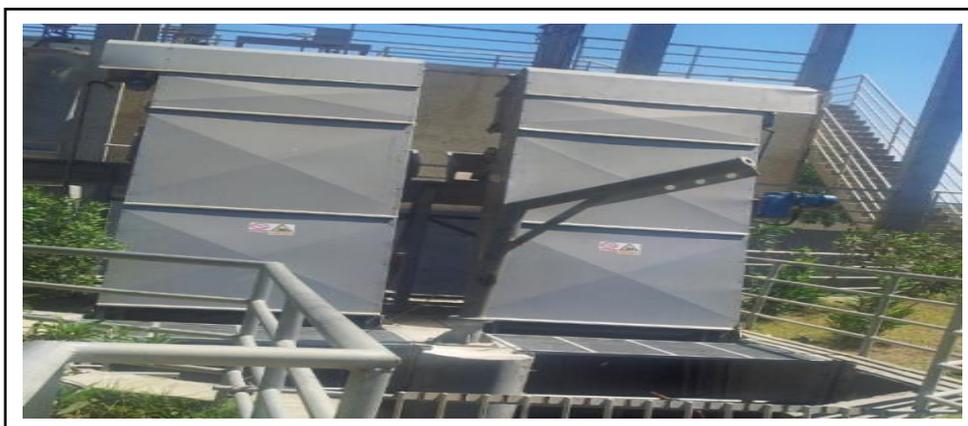
⁶ Ne doit pas dépasser 14/100 cm³ à tout moment donné;

⁷ Nématodes tels qu'*Ascaris*, *Trichuris* et ankylostomes.

Annexe 10 : Déversoir d'orage muni d'une vanne de régulation.



Annexe 11 : Dégrilleur grossier



Annexe 12 : Station de relevage



Annexe 13 : Dégrilleur fin



Annexe 14 : Dessableurs-déshuileurs



Annexe 15 : Puits de contact (ouvrage de répartition)



Annexe 16 : Bassin d'aération



Annexe 17 : Décanteur secondaire



Annexe 18 : Bassins de désinfection



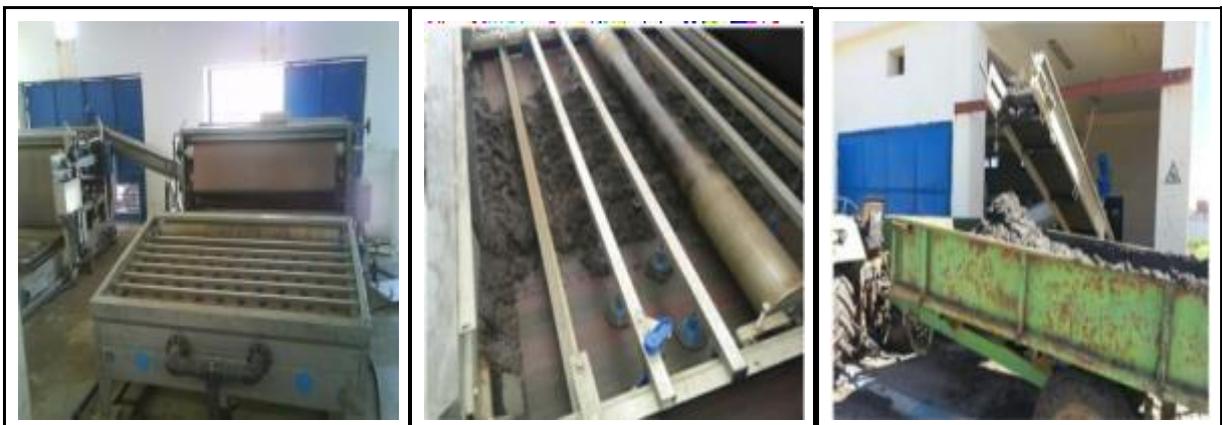
Annexe 19 : Epaisseur



Annexe 20 : Pompes d'aspirations des boues (bâtiment de déshydratation mécanique)



Annexe 21 : Déshydratation par filtres à bandes



Annexe 22 : Lits de séchage



Annexe 23 : : pH mètre



Annexe 24 : Conductimètre



Annexe 25 : Dispositif de filtration



Annexe 26 : Appareil BOD Trak



Annexe 27 : Spectrophotomètre



Annexe 28 : Statistiques de Mandel (Test unilatéral à droite)

Groupe	Moyenne	h(i)	Variance	k(i)
Qj entrée (m³/j)	9242,4884	3,3199	10173129,2840	0,1670
Qj sortie (m³/j)	8624,0831	3,0704	10831643,3497	0,1723
T (°C) entrée	19,0903	-0,4013	23,4328	0,0003
T (°C) sortie	19,1755	-0,4013	31,0446	0,0003
PH entrée	7,5737	-0,4060	0,4077	0,0000
PH sortie	7,6451	-0,4060	0,4307	0,0000
CE entrée (µS/cm)	1227,8472	0,0863	78608,9166	0,0147
CE sortie (µS/cm)	1080,8306	0,0270	60997,4612	0,0129
MES entrée (mg/l)	337,9834	-0,2727	11846,5831	0,0057
MES sortie (mg/l)	5,5880	-0,4068	17,3897	0,0002
DCO entrée (mg/l)	500,5648	-0,2071	21461,5200	0,0077
DCO sortie (mg/l)	60,5555	-0,3846	368,4911	0,0010
DBO ₅ entrée (mg/l)	255,7874	-0,3058	6401,2346	0,0042
DBO ₅ sortie (mg/l)	5,5774	-0,4068	23,7747	0,0003
Nt entrée (mg/l)	29,7947	-0,3970	110,7413	0,0006
Nt sortie (mg/l)	4,0965	-0,4074	13,1562	0,0002
N-NH ₄ entrée (mg/l)	40,7983	-0,3926	204,0922	0,0007
N-NH ₄ sortie (mg/l)	1,0488	-0,4086	6,5005	0,0001
N-NO ₃ entrée (mg/l)	12,1259	-0,4041	56,3544	0,0004
N-NO ₃ sortie (mg/l)	11,1650	-0,4045	57,8653	0,0004
N-NO ₂ entrée (mg/l)	3,6960	-0,4075	32,5045	0,0003
N-NO ₂ sortie (mg/l)	2,3653	-0,4081	40,8371	0,0003
Pt entrée (mg/l)	10,4648	-0,4048	14,4929	0,0002
Pt sortie (mg/l)	4,7288	-0,4071	3,5053	0,0001
P-PO ₄ entrée (mg/l)	16,7406	-0,4023	65,3679	0,0004
P-PO ₄ sortie (mg/l)	8,0849	-0,4058	17,8637	0,0002
Energie T (Kwh/	2397,9635	0,5584	562863,6353	0,0393
Débit BR (m³/j)	6869,1030	2,3624	15942703,0860	0,2090
Débit Bex (m³/j)	559,4917	-0,1833	21297,2441	0,0076
O ₂ dissous (mg/l)	2,0411	-0,4082	1,5926	0,0001
indice de boue (IB)	60,2384	-0,3847	830,2902	0,0015

Niveau de signification alpha=0,05.

Annexe 29 : Tests de normalité

Variable\Test	Shapiro-Wilk	Anderson-Darling	Lilliefors	Jarque-Bera
(Qj sortie m ³ /j)	0,0017	0,0002	0,0023	0,0378
(T °C entrée)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(T °C sortie)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,0010
(PH entrée)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(PH sortie)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(CE entrée µS/cm)	< 0,0001	< 0,0001	0,0009	< 0,0001
(CE sortie µS/cm)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,0073
(MES entrée mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	0,0005	< 0,0001
(MES sortie mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(DCO entrée mg/l)	0,0253	0,0086	0,0078	0,0891
(DCO sortie mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(DBO ₅ entrée mg/l)	0,0054	0,0194	0,0419	0,6154
(DBO ₅ sortie mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(Nt entrée mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	0,0160	< 0,0001
(Nt sortie mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(N-NH ₄ entrée mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(N-NH ₄ sortie mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(N-NO ₃ entrée mg/l)	< 0,0001	0,0018	0,1072	0,0006
(N-NO ₃ sortie mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(N-NO ₂ entrée mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(N-NO ₂ sortie mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(Pt entrée mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(Pt sortie mg/l)	0,0032	0,1198	0,2427	< 0,0001
(P-PO ₄ entrée mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,0002
(P-PO ₄ entrée mg/l)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(Energie T kwh/j)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(Débit BR m ³ /j)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(Débit Bex m ³ /j)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(O ₂ dissous mg/l)	< 0,0001	0,0044	0,0386	0,0142
(IB boue)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

Interprétation du test :

H₀ : La variable dont provient l'échantillon suit une loi Normale.

H_a : La variable dont provient l'échantillon ne suit pas une loi Normale.

Etant donné que la p-value calculée est inférieure au niveau de signification alpha=0,05, on doit rejeter l'hypothèse nulle H₀, et retenir l'hypothèse alternative H_a.

Le risque de rejeter l'hypothèse nulle H₀ alors qu'elle est vraie est inférieur à 001% (**Valeur en gras**).