

République Algérienne Démocratique et Populaire
الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche
Scientifique
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Université Mohamed Khider–BISKRA-



Réf :.....

Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de la Nature et de la Vie
Thèse de Doctorat en Sciences Biologiques
Spécialité : Biologie

THEME

Analyse des indicateurs de pollution biologique
dans les rejets des eaux usées civiles de la ville
de Biskra

Présenté par : BENAMEUR Nassima

BENKHALED Abdelkader	Professeur	Président	Université de Biskra
DEBABECHE Mahmoud	Professeur	Directeur de thèse	Université de Biskra
CARAVELLO Gianumberto	Professeur	Co-directeur	Université de Padoue (Italie)
LAYADHI Ziane	MC 'A'	Examineur	Université de Biskra
ROUAG Noureddine	MC 'A'	Examineur	Université de Setif
ABEKHTI Abdelkader	MC 'A'	Examineur	Université d'Adrar



Dédicaces

Afin d'être reconnaissante envers ceux qui m'ont appuyé et encouragé à effectuer ce travail de recherche, je dédie cette thèse :

À ma très chère mère et à mon très cher père qui n'ont cessé de me combler par leur amour et leur tendresse.

A mon grand-père et mon oncle et sa famille, à la mémoire de ma grand-mère

À mes beaux parents

A mes beaux frères et à mes belles sœurs

À mon mari Khaled pour sa compréhension, son soutien et ses encouragements

A mes enfants Iyad et Malak

À mes frères et à ma sœur Sana pour leurs soutiens morale et leur enthousiasme

Et à tous les membres de ma famille sans aucune exception.

Remerciements

Je vais tenter de contenter au difficile exercice de la page des remerciements, peut-être la tâche la plus pénible de ces années de thèse et le plus émouvante pour un thésard. La difficulté posée est le fait de n'oublier personne. C'est pourquoi, je tiens à remercier tous ceux qui ne sont pas figurés dans cette page et m'ont aidé d'une manière ou d'une autre afin de finaliser ce travail.

Mes remerciements les plus sincères vont vers Mr le professeur **Boutarfaia Ahmed** le recteur de l'université de Biskra pour son professionnalisme, j'éprouve un profond respect pour ses qualités humaines.

Je tiens d'abord à remercier vivement mon directeur de thèse monsieur le professeur **Debabeche Mahmoud** de m'avoir accueilli et de m'encadrer, soutenu et appuyé tout au long de ma thèse, Je vous remercie pour votre disponibilité continue, ton accessibilité, ton aide, ta gentillesse et l'accueil convivial dans votre laboratoire de recherche « LARGHYDE ».

Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements à Mr le professeur **Caravello Gianaberto** qui fut pour moi un co-directeur de thèse attentif et disponible malgré ses nombreuses charges. Mes gratitudes les plus sincères vont vers notre doyen de la faculté de Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature et de la Vie le professeur **Farhi Abdellah**, pour son aide, ses compétences, sa rigueur scientifique et sa clairvoyance m'ont beaucoup appris. Ils ont été et resteront des moteurs de mon travail de chercheur.

Je tiens à remercier profondément le professeur **Benkhaled Abdelkader** pour ces conseils, de son accessibilité, je te suis surtout reconnaissante pour ton souci de l'avancement de ma thèse, et la confiance que tu m'as accordé.

Je tiens aussi à remercier tous les membres de jury de m'avoir accepté à évaluer ce travail.

Loin de l'idée classique que « la thèse est une empreinte personnelle » le présent travail est avant tout le résultat d'une aventure impliquant plusieurs personnes.

Mes remerciements iront également à mon frère monsieur le **Professeur Benameur Tarek** pour son encouragement, réconfort, soutien continu et d'être présents même aux moments les plus difficiles. Permettez-moi de vous exprimer humblement toute ma gratitude et ma reconnaissance au travers ce manuscrit pour tous ce que vous m'avez apporté.

Mes remerciements vont aussi aux membres chercheurs du laboratoire de recherche « LARGHYDE » le Docteur Mimeche Leila et le docteur Segairi Noura qui ont su m'encourager me soutenir et me réconforter et être présent même dans les périodes les plus difficiles.

Résumé

Cette présente étude traite dans un premier lieu la caractérisation et l'évaluation de l'évolution saisonnière des paramètres physico-chimiques et bactériologiques de la pollution engendrée par la population urbaine de la ville de Biskra durant la période 2010-2015. Trois sites de rejets ont été examinés Chaabet Roba, Oued Biskra et Oued Z'mor, dont le premier est caractérisé par une nature domestique et les deux autres de nature industriel. Ces trois sites de rejets représentent une qualité de pollution très mauvaise et, selon les indices de pollution organique et microbiologique ainsi que la grille de qualité normalisée, nécessite une épuration avant rejet. Dans un second lieu, nous nous sommes penchés sur la question de l'irrigation illicite de quelques cultures par les eaux usées brute. Il ressort du suivi du cheminement horizontal des polluants l'élévation des éléments suivants : la salinité, la sodicité, les nitrates et la dureté totale alternant la structure du sol. Une solution palliative est enfin proposée, qui consiste à adopter la technique d'épuration par filtre plantés à macrophytes. Le pouvoir épurateur de quelques plantes aquatiques a été mis en essais telles que celui du *Phragmites australis*, *Cyperus papyrus*, *Tamarix africana* et *Lavandula angustifolia*. L'efficacité du procédé de la phytoépuration dans l'abattement de la pollution hydrique a été confirmée par les résultats suivantes 99,68% DCO, 96,10% MES, 98,6% NH_4^+ , 98,44% SO_4^{2-} , 99,51% Fe^{+2} , 97,53% germes totaux après filtration par le *Tamarix africana* de la première série cette eau est destinée à irrigué une deuxième série des filtres de *Phragmites australis* et de *Lavandula angustifolia*, cette dernière représente un taux d'abattement de 75% DBO5, 87,75% NO_3^- , 89,88% NO_2^- , 90% SO_4^+ , 98,33% Fe^{+2} , 97,82% coliformes totaux, 100% pour les coliformes et les streptocoques fécaux.

Mots clés : Eaux usées, phytoépuration, indice de pollution.

Abstract

This study deals first with the characterization and evaluation of the seasonal evolution of the physicochemical and bacteriological parameters of the pollution caused by the urban population of the city of Biskra, during the period 2010-2015. Three wastewater discharges were examined, Chaabet Roba, Oued Biskra and Oued Z'mor; the first one is characterized by a domestic nature and the two others are of an industrial nature. These three sites show a very bad pollution quality and, according to the indices of organic and microbiological pollution as well as the grid of standardized quality, require purification before rejection. In a second hand, we considered the question of the illegal irrigation of some crops by wastewater. It results from the monitoring of the horizontal path of the pollutants the elevation of the following elements: the salinity, the sodicity, the nitrates and the total hardness alternating of the soil structure. A palliative solution is finally proposed, which consists in adopting the technique of phytoremediation with macrophytes plants. The purifying power of some aquatic plants has been put into trials such as *Phragmites australis*, *Cyperus papyrus*, *Tamarix africana* and *Lavandula angustifolia*. The effectiveness of the phytoremediation process in the reduction of water pollution has been confirmed, such as 99,68 % DCO, 96,10 % OM, 98,6 % NH_4^+ , 98,44 % SO_4^{2-} , 99,51 % Fe^{+2} , 97,53 % total germs after filtration by the *Tamarix africana* of the first series this water is intended in irrigated the second series of the filters of *Phragmites australis* and of *Lavandula angustifolia*, the latter represents a rate of 75 % DBO5, 87,75 % NO_3^- , 89,88 % NO_2^- , 90 %, SO_4^+ , 98,33 % Fe^{+2} , 97,82 % total coliformes, 100 % for coliformes and faecal streptococci.

Key words : wastewater, phytoremediation, pollution index.

Table Des Matières

Dédicace	
Remerciements	
Résumé	
Table Des Figures	
Liste Des Tableaux	
Abréviations	
Introduction générale	1
Chapitre 1. Etat de l'art	
1.1. Introduction	4
1.2. Définition des eaux usées	4
1.3. Origine et Caractéristiques des eaux usées	4
1.3.1. Origine des eaux usées	4
1.3.2. Origine domestiques	4
1.3.3. Origine pluviales	5
1.3.4. Origine industrielles	5
1.3.5. Origine agricole	5
1.3.6. Caractéristiques des eaux usées	6
1.4. Indicateurs de pollution	7
1.4.1. Indicateurs physico-chimique	7
1.4.2. Température	7
1.4.3. Couleur	7
1.4.4. pH	8
1.4.5. Conductivité	8
1.4.6. Turbidité	8
1.4.7. Matières en suspension	8
1.4.8. Demande chimique en oxygène(DCO)	8
1.4.9. Azote	8
1.4.10. Phosphore	9
1.4.11.Élimination des phosphates et des azotes	9
1.4.12. Les paramètres de pollution de nature bactériologique	10
1.4.13. Métaux lourds	12
1.5. Normes en vigueur des eaux usées	13

1.6. Interaction des polluants	15
1.6.1. Interaction entre les métaux lourds	15
1.6.2. Interaction entre les métaux lourds et les produits azotés	15
1.6.3. Interactions entre les métaux lourds et les produits phosphates	15
1.6.4. Interactions entre les métaux lourds et les sels	15
1.6.5. Interaction entre les métaux lourds et les composés organiques	16
1.6.6. Interactions entre les métaux lourds et les microorganismes	16
1.7. L'impact des eaux usées	17
1.7.1. Sur la croissance des végétaux	17
1.7.2. Sur la santé de l'homme	17
1.7.3. L'impact de l'irrigation avec les eaux usées	17
1.8. Accumulation des métaux lourds dans le sol	22
1.9. Evaluation de la qualité de l'eau d'irrigation	22
1.10. Cinq principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation	22
1.11. Autres caractéristiques physicochimique	24
1.11.1. Potassium (K^+)	24
1.11.2. Dureté	24
1.11.3. Matières en suspension (MES)	24
1.11.4. Substances nutritives	25
1.11.5. Eléments traces et métaux lourds	25
1.12. Normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation	25
1.13. Les procédés de traitement des eaux usées par filtre planté de macrophyte Phytoépuration	26
1.13.1. Principe de fonctionnement de filtre planté à macrophyte	27
1.13.2. Rôle des composants de filtre	27
1.13.3. Types de filtres	30
1.14. Conclusion	31

Chapitre 2

Evaluation de la qualité des eaux des rejets civile de la ville de Biskra

2.1. Introduction	32
2.2. Situation hydro géographique de la région de Biskra	33
2.3. Réseau hydrographique	33
2.4. Etude bioclimatique	34
2.4.1. Diagramme Ombrothermique de Gaussen	34
2.4.2. Climatogramme d'Emberger	35
2.5. Présentation graphique des sites d'étude	36

2.5.1. Site de rejet du Chaâbet Roba	38
2.5.2. Site de rejet d'Oued Biskra	38
2.5.3. Site de rejet d'Oued Z'mor	39
2.6. Mesure de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux des trois sites de rejets	39
2.6.1. Technique d'échantonnage	39
2.6.2. Transport et conservation des échantillons	40
2.6.3. Méthode d'analyse physicochimique et bactériologique des eaux des trois rejets	40
2.7. Résultats et discussion d'analyses des indicateurs de pollution physicochimiques et bactériologiques des eaux usées de chaque rejet durant toute une période d'étude de six ans (2010_2015)	42
2.7.1. Indicateurs de pollution physicochimique des trois rejets	42
2.8. Evaluation de la qualité des trois rejets étudiés	63
2.8.1. Indice de pollution organique IPO	64
2.8.2. LISEC-INDEX (BECKERS & STEEGMANS, 1979)	65
2.8.3. Classification des paramètres IHE (institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1986)...	66
2.8.4. Indice de contamination microbiologique (IQM).....	67
2.8.5. Synthèse des indices de pollution	69
2.9. Evaluation de qualité des eaux usées des trois sites étudiés par la grille simplifiée normalisé par l'OMS 1971	70
2.10. Cartographies de la pollution des trois rejets	73
2.11. Conclusion	74

Chapitre 3

Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol, cas d'étude la région de Chetma

3.1. Introduction	76
3.2. Etude d'impact d'irrigation des sols cultivés par les eaux usées de rejet domestique (Chaabet Roba, site 1)	77
3.3. Matériel et méthodes	77
3.3.1. Présentation de la région d'étude	77
3.3.2. Contexte de l'étude	78
3.3.3. Technique d'analyses	79
3.4. Méthode d'évaluation de la qualité des eaux usées	83
3.5. Résultats et discussion	87
3.5.1. Altération Minéralisation	88
3.5.2. Altération Micro-organismes	89
3.5.3. L'indice de qualité microbiologique	90
3.5.4. Détermination de la source de pollution à partir du rapport Coliformes fécaux /Streptocoques fécaux	90
3.5.5. Indice de qualité d'eau pour l'altération micropolluant minéraux	91
3.5.6. Indices de pollution organique (IPO)	92
3.5.7. Grille de la qualité phosphorée	94
3.5.8. Grille de qualité azotée	95

3.5.9. Qualité d'eau en fonction du pH, CE et MES	96
3.5.10. Risque de salinité (Richards, 1956)	97
3.5.11. Risque d'alcalinité	98
3.6. Synthèse de la qualité d'eau d'irrigation et le sol selon Maynard et Hochmuth, (1997)	100
3.7. Effet de la minéralisation globale sur le sol	101
3.8. Effet des formes de l'azote : NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-	101
3.9. Effet du pH sur le sol	103
3.10. Effet de la salinité du sol	104
3.11. Effet de l'accumulation des métaux lourds	105
3.12. Conclusion	107

Chapitre 4

Procédé extensif d'épuration des eaux usées

4.1. Introduction	108
4.2. Matériel et méthodes	109
4.3. Caractérisation des eaux usées de rejet de Oued Z'mor	110
4.4. Macrophytes utilisés	111
4.4.1. <i>Phragmites australis</i>	111
4.4.2. <i>Lavandula angustifolia</i>	111
4.4.3. <i>Tamarix africana</i>	112
4.4.4. <i>Cyperus papyrus</i>	112
4.5. Dispositif expérimental	113
4.6. Méthodes d'analyses	115
4.7. Résultats et discussion	117
4.7.1. Résultats et discussion des Rendements calculés au niveau des biofiltres de la première et la deuxième série	118
4.7.2. Discussion	131
4.8. Méthode d'évaluation de la qualité des eaux après filtration par la grille de qualité normalisée par l'OMS	134
4.8.1. Première série de biofiltres	134
4.8.2. Deuxième série des filtres	135
4.8.3. Résultats des isolats de la rhizosphère de <i>P.australis</i> et du <i>T.african</i>	136
4.8.4. Genre <i>Azotobacter</i>	137
4.8.5. Genre <i>Rhizobium</i>	137
4.8.6. Genre <i>Pseudomonas</i>	138
4.9. Conclusion	139
Conclusion générale et perspective	141

Bibliographie

Annexes

Liste des figures

Figure 1.1.	Procédé de phytoépuration	27
Figure 1.2.	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical (Poulet et <i>al.</i> , 2004)	30
Figure 1.3.	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontal (Poulet et al, 2004)	31
Figure 2.1.	Localisation géographique de la région de Biskra (Moussi, 2012).	33
Figure 2.2	Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Biskra (Sedrati, 2011)	34
Figure 2.3.	Diagramme ombrothermique de Gaussen	35
Figure 2.4.	Climagramme d'Emberher de la région de Biskra	36
Figure 2.5	Carte de localisation des rejets des trois sites d'étude	37
Figure 2.6	Site de rejet d Chaabet Roba	38
Figure .2.7.	Site de rejet d'Oued Biskra	38
Figure 2.8.	Site de rejet de Oued Z'mor	39
Figure 2.9.	Variation spatiotemporelle du pH durant la période d'étude	42
Figure 2.10.	Variation spatiotemporelle de la température durant la période d'étude	43
Figure 2.11	Variation spatiotemporelle de la conductivité électrique durant la période d'étude	44
Figure 2.12	Variation spatiotemporelle de la turbidité durant la période d'étude	45
Figure 2.13	Variation spatiotemporelle de la MES durant la période d'étude	46
Figure 2.14	Variation spatiotemporelle de la couleur durant la période d'étude	47
Figure 2.15	Variation spatiotemporelle de l'oxygène dissous durant la période d'étude	48
Figure 2.16	Variation spatiotemporelle de la DCO durant la période d'étude	49
Figure 2.17	Variation spatiotemporelle de la DBO ₅ durant la période d'étude	50
Figure 2.18	Variation spatiotemporelle de l'azote ammoniacal durant la période d'étude	52
Figure 2.19	Variation spatiotemporelle de Nitrate durant la période d'étude	53
Figure 2.20.	Variation spatiotemporelle de Nitrite durant la période d'étude	54
Figure 2.21.	Variation spatiotemporelle de Sulfate durant la période d'étude	55
Figure 2.22	Variation spatiotemporelle du phosphate durant la période d'étude	56
Figure 2.23	Variation spatiotemporelle de la Fe ⁺² durant la période d'étude	57
Figure 2.24	Variation spatiotemporelle de la MO durant la période d'étude	58
Figure 2.25	Indicateurs microbiologiques et chimiques des eaux (Bitton, 2005)	59
Figure 2.26	Variation spatiotemporelle des germes totaux durant la période	60

	d'étude	
Figure 2.27	Variation spatiotemporelle des <i>coliformes totaux</i> durant la période d'étude	61
Figure 2.28	Variation spatiotemporelle des <i>coliformes fécaux</i> durant la période d'étude	61
Figure 2.29	Variation spatiotemporelle des <i>streptocoques fécaux</i> durant la période d'étude	62
Figure.2.30.	Indice de pollution organique, Lisec-index,IHE, IQM A,B,C,D.	69
Figure 2.31	Classes d'aptitude de l'eau	70
Figure 2.32	Répartition spatiotemporelle de l'IQM, l'IPO, l'IHE et de Lisec-index pour les trois sites de rejets	74
Figure 3.1	a, Rejet Chaabet Roba, b la zone d'irrigation avec les eaux usées, c, Zone d'étude (Google Earth, 2015).	78
Figure 3.2	Teneur en résidu sec et S.A.R	88
Figure.3.3	Classes des teneurs en coliformes totaux et fécaux	89
Figure 3.4	Classes de l'indice de qualité microbiologique	90
Figure.3.5	Classe d'aptitude des eaux à l'irrigation	92
Figure 3.6	Grille de qualité organique	94
Figure 3.7	Grille de qualité phosphorée	95
Figure.3.8	Classes de la qualité azotée	96
Figure.3.9	Teneur en CE, pH et MES	97
Figure 3.10	Classes de risque salin	98
Figure 3.11	Diagramme de classification des eaux d'irrigation (Richards, 1954)	99
Figure 3.13	Classes du barème de qualité de sol et de l'eau destiné à l'irrigation	100
Figure3.14	Teneurs en éléments minérales solubles	102
Figure.3.15	Teneur de phosphate du sol	103
Figure 3.15	Teneur en pH du sol irriguée par EUB	104
Figure.3.16	Teneur CE du sol irrigué	105
Figure.3.17	Accumulation des métaux lourds dans le sol irrigué	106
Figure 4.1	a : <i>Phragmites australis</i> , b : développement racinaire et du rhizome	110
Figure 4.2.	a : <i>Lavandula angustifolia</i> , b : développement racinaire	111
Figure 4.3.	<i>Tamarix africana</i>	112
Figure 4.4.	<i>Cyperus papyrus</i>	113
Figure 4.5.	Dispositif expérimental (a : emplacement des bacs filtrant dans la station, b : conception d'un bac filtrant).	114
Figure 4.6.	Abattement de la MES de la première série des filtres	118
Figure 4.7.	Abattement de la DCO de la première série des biofiltres	119
Figure 4.8	Abattement de DCO à travers la deuxième série des filtres	120
Figure 4.9.	Abattement de DBO5 de la première série des filtres	120

Figure 4.10.	Abattement de DBO5 de la deuxième série	121
Figure 4.11.	Abattement de l'azote ammoniacal de la première série des filtres	121
Figure 4.12.	Abattement des nitrates au niveau de la première série des filtres	122
Figure 4.12.	Abattement des nitrates au niveau de la première série des filtres	122
Figure 4.13.	Abattement des nitrates de la deuxième série	123
Figure 4.14.	Rétention des nitrites de la première série	123
Figure 4.15.	Rétention des nitrites pour la deuxième série des filtres	124
Figure 4.16.	Abattement du phosphore pour la première série des filtres	124
Figure 4.17.	Abattement des sulfates dans la première série des filtres	125
Figure 4.18.	Abattement des sulfates pour la deuxième série des filtres	125
Figure 4.19.	Abattement du Fe ⁺² dans la première série des filtres	126
Figure 4.20	Abattement du Fe ⁺² dans la deuxième série des filtres	126
Figure 4.21	Abattement du cuivre dans la première série des filtres	127
Figure 4.22	Abattement du Zn ⁺² dans la première série des filtres	127
Figure 4.23	. Abattement du manganèse dans la première série des filtres	128
Figure 4.24	Abattement du plomb pour la première série des filtres	128
Figure 4.25	Taux de rétention des germes totaux pour les filtres de la première série	129
Figure 4.26	Abattement des coliformes totaux pour la première série des filtres	129
Figure 4.27	Abattement des coliformes totaux pour la deuxième série des filtres	130
Figure 4.28	Abattement des coliformes fécaux pour les filtres de la première série	130
Figure 4.29	Abattement des coliformes fécaux pour la deuxième série des filtres	130
Figure 4.30	Taux de rétention des streptocoques fécaux pour les filtres de la première série	131
Figure 4.31	Taux de rétention des streptocoques fécaux des filtres de la deuxième série	137
Figure 4.32	Aspect de colonies d'azotobacter sur milieu Ashby au manitol pour <i>T.africana</i> ,	137
Figure 4.33	Aspect des colonies sur YMA.	138

Liste des tableaux

Tableau 1.1.	Normes de rejet d'effluent en Algérie (Décret exécutif ,1993)	13
Tableau 1.2.	Mortalité mondiale de certaines maladies en lien avec l'utilisation des eaux usées en agriculture	21
Tableau 2.1	Méthodes d'analyses physicochimiques et bactériologiques	41
Tableau.2.2	Classes de turbidité usuelles (Norme NF EN 278888-ISO7888)	46
Tableau 2.3	Echelle de valeurs de DBO ₅ (Norme NF EN 278888-ISO7888).	49
Tableau.2.4	Indice de pollution organique	64
Tableau.2.5	Calcul de l'indice de pollution organique pour les trois sites d'étude	65
Tableau.2.6.	Classes de l'Indice de LISEC	65
Tableau.2.7	Calcul de LISEC-INDEX	66
Tableau.2.8	Classification des paramètres IHE (institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1986)	66
Tableau.2.9	Calcul de l'IHE pour les trois sites de rejets	67
Tableau.2.10	Classification de la pollution microbiologique (IQM)	68
Tableau.2.11.	Indice de contamination microbiologique pour les trois sites de rejets	68
Tableau.2.12.	Synthèse des indices de pollution	69
Tableau 2.13	Grille de qualité simplifiée normalisé par l'OMS 1971 pour les trois sites de rejets	71
Tableau 2.14.	Grille de qualité simplifiée pour les trois sites de rejets	72
Tableau.3.1	Détermination de sodium et potassium.	79
Tableau 3.2.	Technique d'analyses physicochimique et bactériologique de l'eau et le sol	81
Tableau.3.3.	Classes de l'altération minérale	82
Tableau.3.4.	Grille de l'altération des microorganismes	84
Tableau 3.5.	Grille de la qualité des métaux lourds	84
Tableau.3.6.	Grille de la qualité organique (d'après ANRH, 2000)	85
Tableau 3.7	Grille de la qualité phosphorée (d'après ANRH, 2000)	85
Tableau 3.8	Grille de la qualité azotée (d'après ANRH, 2000).	86
Tableau 3.9.	Classe de pH, de la conductivité et les MES (DJIDEL, 2008).	86
Tableau 3.10	Barème de qualité pour l'eau d'irrigation Maynard et Hochmuth, 1997).	87
Tableau.3.11	Classe de l'altération minérale	88
Tableau.3.12.	Classe des altérations des microorganismes	89
Tableau. 3.13	Qualité de l'indice de qualité microbiologique (IQM	90
Tableau 3.14	Détermination de la source de pollution à partir du rapport Coliformes fécaux /Streptocoques fécaux.	91
Tableau.3.15.	Classes des métaux lourds	91
Tableau 3.16	Grille de la qualité organique (d'après ANRH, 2000).	93
Tableau 3.17.	Grille de la qualité phosphorée (d'après ANRH, 2000)	94
Tableau 3.18	Grille de la qualité azotée (d'après ANRH, 2000).	95

Tableau 3.19	La qualité de l'eau en fonction du pH, de la conductivité et les MES (DJIDEL, 2008).	97
Tableau 3.20	Classes de risque salin	98
Tableau 3.21	Classes de risque alcalin	98
Tableau 3.22	Classes du couple risque salin et risque alcalin	99
Tableau 3.23	Barème de qualité pour l'eau d'irrigation (Maynard et Hochmuth, (1997)	100
Tableau 3.24	Répartition des classes des pH des sols selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).	105
Tableau.3.25	Répartition des classes de la salinité des eaux d'irrigation selon les normes USSLS, Richard (1954)	109
Tableau 4.1.	Indicateurs de pollution physicochimique et bactériologique des eaux de rejet de Oued Z'mor (2015-2016)	110
Tableau 4.2	Grille de qualité des eaux de la première série des filtres	135
Tableau 4.3.	Grille de qualité des eaux de la deuxième série des filtres	136

Liste des abréviations

DCO	Demande chimique en oxygène
MDT	matières dissoutes totales
RS	résidu sec
SAR	ratio du Sodium Absorbable
RAS	ratio d'absorption du sodium
MES	Matières en suspension
IPO	Indices de pollution organique
IQM	indice de qualité microbiologique
IHE	institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1986
Q	Quotient pluviothermique d'Emberger
P	pluviométrie annuelle
M	Température moyenne maximale du mois le plus chaud (°C)
m	Température moyenne minimale du mois le plus froid (°C)
DBO₅	Biologique en Oxygène
S.A.R	Sodium Absorption Ratio
EUB	Eau Usée brute
EUf	Eau Usée filtrée
CF	Coliforme fécaux
SF	Streptocoque fécaux
USPHS	Service de la santé publique des états unis

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

Dans la nature il existe deux types de ressources en eau : les ressources conventionnelles et les ressources non conventionnelles. Les ressources conventionnelles sont celles issues des eaux de pluie, eaux de surfaces et eaux de ruissellement, qui peuvent être utilisées directement après un léger traitement. Cependant, les ressources non conventionnelles sont celles issues des eaux usées, eaux saumâtres et eaux de mer, qui ne peuvent être réutilisées qu'après un traitement rigoureux.

Actuellement, la réserve en eau conventionnelle annuelle dans la planète est estimée à 3,8 milliards de mètres cubes. Ce volume d'eau n'est pas réparti équitablement dans le monde. En effet, alors que l'Américain consomme environ 700l /jour, l'Algérien consomme 150 à 200 l/jour. Alors que 40% des individus souffrent d'un manque flagrant en ressources non renouvelable. La wilaya de Biskra utilise un volume de 897 hm³ issue des eaux souterraines, où 90% sont utilisés pour l'irrigation et seulement 10% pour l'approvisionnement en eau potable. La wilaya de Biskra compte un déficit en eau d'irrigation d'environ 410 hm³/an et une capacité de stockage d'eau potable de moins qu'une journée, d'où le besoin de l'exploitation des ressources non conventionnel (Rapport A.B.H.S. (Aménagement des Bassins Hydrographique Saharienne), 2015).

Devant cette situation de déficit en eau, le recours à l'épuration des eaux usées et leur réutilisation s'impose. Préoccupé par ce problème, le pouvoir publique a toujours intervenu par des infrastructures lourdes et onéreuses telles que les stations à boues activées et à lits bactériens. Malgré le nombre important de stations d'épuration, leur rendements enregistrés sont faibles pour la moitié d'entre eux, et qui plus est génèrent de multiples sources de nuisance qui influencent l'environnement et les infrastructures à l'aval. Pour pallier à cette lacune en matière d'épuration des eaux usées, l'épuration par jardins filtrants s'avère la solution idéale. Cette alternative offre une opportunité certaine de par ses intérêts multiples sur plusieurs plans, tels que les aspects économique, esthétique et écologique.

Par ailleurs, les eaux usées déversées directement dans les milieux naturels provoquent des altérations physicochimique et microbiologique sur l'eau et le sol, d'où la nécessité de contrôler en continu la qualité de ses eaux déversées.

L'objectif de l'étude est de faire un suivi et une évaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées de la ville de Biskra, déversées directement dans le milieu naturel sans aucun traitement préalable. D'autre part, cette étude vise à évaluer l'impact de l'irrigation illicite avec ces eaux usées brutes sur le milieu naturel. L'étude proposera enfin une solution écologique pour remédier à ce problème, à savoir la technique de phytoépuration.

En effet, pour atteindre cet objectif, l'étude propose l'évaluation de la qualité des rejets des eaux usées de la ville de Biskra. Celle-ci est obtenue à partir du calcul des indices de pollution de nature organique et microbiologique. En outre, dans le but de bien cerner les sites de rejet les plus vulnérables, il a été procédé à la cartographie de ses derniers.

Cette thèse de doctorat est structurée en quatre grands chapitres comme suit: Dans le premier chapitre, il est abordé un aperçu général sur la nature et l'origine des eaux usées, la mesure de la qualité physicochimique et bactériologique de la pollution hydrique, les procédés d'épuration par phytoépuration, ainsi que le problème de l'impact de l'irrigation avec les eaux usées.

Le second chapitre met l'accent sur l'évaluation de la qualité physicochimique et microbiologique des eaux usées des trois rejets civils de la ville de Biskra : Chaabet Roba, Oued Biskra et Oued Z'mor. Cette évaluation a été rendue possible par l'étude des indices de qualité Microbiologique IQM, Indice de Pollution Organique IPO, l'indice d'institut d'hygiène et d'épidémiologie 1986 (IHE) ainsi que l'indice de Lisec Index. Cette évaluation a été suivie par l'application de la grille de qualité normalisée par l'OMS 1971, pour arriver finalement à localiser cette qualité des eaux usées des trois rejets étudiés sous forme de cartes réalisées moyennant le logiciel ArcGis.

L'objectif du troisième chapitre est d'élucider l'impact du problème de l'irrigation illicite avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol. Cette évaluation a été rendu possible par le calcul des indices de pollution appropriés.

Le quatrième et dernier chapitre a concerné la proposition d'une solution pour une épuration écologique des eaux usées, à savoir la technique de phytoépuration. En effet, des essais sur bacs plantés de *Phragmites australis*, *Papyrus ciperus* et *Tamarix africain*, irrigués par des eaux usées brutes du rejet de Chaabet Roba, a montré l'efficacité de la technique proposée.

CHAPITRE 1

ETAT DE L'ART

« A l'échelle cosmique l'eau est plus rare que l'or »
(Hubert Reeves)

1.1.Introduction :

La pollution des eaux est une altération de la quantité et de la qualité physicochimique et bactériologique. La charge en métaux lourds, qui sont des substances bio-accumulables et non biodégradables, a un impact néfaste sur l'écosystème animal et végétale. Ainsi, les eaux usées ont pour origine des sources domestiques, pluviales et industrielles. Elles contiennent des matières en suspension, des micro-organismes, des débris et quelques 200 substances chimiques (Bliefert et *al.*, 2010).

Khadraoui et Taleb (2012) ont montré que le plus important volume rejeté enregistré se situe au niveau de la wilaya de Biskra, avec un volume de 187 349 m³/j à partir de 33 points de rejets. Ces eaux usées non traitées sont rejetées directement dans les oueds de la région (Z'mor, Djedi et l'oued El Arab et ses effluents).

1.2.Définition des eaux usées :

Les eaux usées sont des eaux issue des activités domestiques, agricoles et industrielles emmagasinant des substances toxiques qui se déplacent au travers les canalisations d'assainissement. Les eaux de pluie sont également munies d'une charge non négligeable de substances toxiques, provoquant au milieu receveur un impact nuisible Dugniolle (1980).

1.3.Origine et Caractéristiques des eaux usées**1.3.1. Origine des eaux usées**

Les activités humaines ont pour conséquence le déversement de produits toxiques dans les milieux récepteurs. Ainsi, un traitement est nécessaire. Ces polluants proviennent principalement de quatre sources :

1.3.2. Origine domestiques

Les eaux d'origine domestique sont constituées d'une combinaison des eaux domestiques (habitations, bureaux, bains publics), et en moindre quantité d'eaux issues de fonds de commerce et de petites industries. Les eaux domestiques sont constituées d'eaux de bain, lessive, urines, fèces et résidus alimentaires. Les eaux commerciales sont issues principalement de lavage de voitures, restaurants, cafés et pressing. Ces eaux sont chargées en matières organiques, graisses et produits d'entretiens ménagers. Elles présentent en général une bonne biodégradabilité. Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des excréctions humaines : urines, fèces (eaux-vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales,

ces substances sont généralement sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent essentiellement des eaux vannes d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains. Elles proviennent essentiellement des eaux de :

- ✓ Cuisine qui contient des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
- ✓ Buanderie contenant principalement des détergents ;
- ✓ Salle de bain chargée en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;
- ✓ Vannes qui proviennent des sanitaires (W.C), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et micro-organismes (Rejsek, 2002).

1.3.3. Origine pluviales

Selon Rene, (2002), les eaux ne pourront être déversées dans les milieux naturels qu'après un traitement préalable, notamment l'eau pluviale. Elles doivent respecter certaines valeurs limite fixées et les règles liées au raccordement à une station d'épuration collective.

1.3.4. Origine industrielles

Selon Olanrewaju et *al.*, (2004), l'eau usée industrielle de par ses caractéristiques, et son volume, est considérée comme un effluent qui ne peut être rejeté à l'égout.

1.3.5. Origine agricole

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole (Grosclaude, 1999).

1.3.6. Caractéristiques des eaux usées

1.3.6.1. Matières polluantes des eaux usées

Les matières polluantes contenues dans les eaux usées sont diverses. Suivant leur nature, elles n'entraînent pas le même type de nuisance et nécessitent des traitements différents et appropriés.

Nous pouvons distinguer :

1.3.6.2. Matières particulières

Elles se caractérisent par leur taille importante (supérieure à 10 μ m). Et c'est ce qui explique le fait qu'elles se trouvent en suspension dans l'eau usée, qui elle-même sert comme canal de transport. Cette pollution peut-être aussi bien de nature organique, que de nature minérale.

1.3.6.3. Matières phosphorées

Ce sont des matières organiques et minérales possédant des atomes de phosphore, et elles ont deux origines principales, à peu près semblables (Rejsek, 2002).

Brix et Schierup (1990), constatent que le phosphore dans les eaux usées est présent sous forme d'ortho-phosphates et de poly-phosphates, de phosphore organique, ces derniers étant hydrolysés en ortho-phosphates par l'action des micro-organismes.

1.3.6.4. Matières organiques

Les matières polluantes d'origine organique sont nombreuses et variées, et sont constituées de molécules dont la structure de base comporte des liaisons covalentes reliant au moins deux atomes de carbone, d'où le nom de pollution carbonée (Faby, 1997).

Elles proviennent de l'utilisation domestique de détergent, urées (Rejsek, 2002).

1.3.6.5. Matières azotées

Les matières azotées se trouvent dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute, comme le confirme Guiraud (1998). Elles proviennent essentiellement des eaux-vannes sous forme organique. L'azote est un composé provenant principalement des protéines consommées par l'homme et son métabolisme produit les déchets rejetés dans la proportion de 85 % pour l'urine et de 15 % pour les matières fécales (Moll, 1999 ; (Rejsk 2002).

1.4. Indicateurs de pollution

Les eaux usées accumulent plusieurs types différents et variés de polluants. Pour déterminer les degrés de pollution, trois principaux paramètres d'analyses sont employés :

- Indicateurs physico-chimiques
- Indicateur bactériologiques
- Les métaux lourds (Rejsek, 2002).

1.4.1. Indicateurs physico-chimique

Les indicateurs de pollution de nature physico-chimique sont :

- D'ordre globale : la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, les matières en suspension (MES) et la matière organique
- Des polluants organiques spécifiques : tels que les nitrates, azote et les phosphates, la Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours (DBO5), ou encore la Demande Chimique en Oxygène (DCO).

1.4.2. Température

La température de l'eau est importante pour le bon fonctionnement des systèmes d'épuration dans la mesure où elle peut influencer de différentes manières sur la solubilité des sels et des gaz (la solubilité d'un gaz diminue avec une augmentation de la température).

La température est l'un des paramètres à mesurer et à noter sur place, au moment du prélèvement par un appareil électronique ou thermomètre à mercure, comme le confirme Potelon, (1998).

1.4.3. Couleur

La couleur des eaux varie du jaune pâle à peine perceptible au brun rougeâtre, selon la nature et la concentration des matières colorantes. Ces matières sont le plus souvent d'origine naturelle et proviennent de la dégradation des matières végétales. La couleur dépend aussi du pH et de la turbidité (Rejsek, 2002), ce qui explique les différentes méthodes proposées pour son examen.

Parmi elle la mesure de la coloration par comparaison avec une gamme de concentration comme de solutions colorées, soit par mesure spectrophotométriques (Olivier, 1995).

1.4.4. pH

Selon Rejsek, (2002) le pH (potentiel Hydrogène) mesure la concentration en ions H⁺ de l'eau. Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés, et varie habituellement entre 7.2 et 7.6. Les eaux très calcaires ont un pH élevé et celles provenant des terrains pauvre en calcaire ou siliceux ont un pH faible de l'ordre de 7 et parfois un peu inférieur.

1.4.5. Conductivité

La mesure de la conductivité donne un aperçu général sur la qualité des sels dissous dans l'eau. Cette dernière varie en fonction de la température de l'eau. En effet, l'augmentation de la température entraine également l'augmentation de la conductivité électrique.

La température et la viscosité influent également sur la conductivité car la mobilité des ions augmente avec l'augmentation de la température, et diminue avec celle de la viscosité (Bahmed et *al.*, 2004).

1.4.6. Turbidité

La turbidité permet de visualiser la qualité de l'eau, en traduisant la présence des matières en suspension dans l'eau. En effet, une turbidité forte favorise la fixation des micro-organismes Rejsek, (2002).

1.4.7. Matières en suspension (MES)

Les MES sont des particules organiques ou minérales transportées dans l'eau, qui proviennent de particules de sable, de sédiment, ou bien de divers débris évacués par les eaux usées, ou les eaux pluviales très riche en MES. En effet, les teneurs élevées en MES freinent la pénétration de la lumière, et diminuent la concentration de l'oxygène dissous ce qui limite alors l'accroissance de la vie aquatique et crée un certain déséquilibre entre diverses espèces confirme Marc (2006).

1.4.8. Demande chimique en oxygène(DCO)

La DCO (demande chimique en oxygène) est la mesure de la concentration de l'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques présentes dans un échantillon donnée définis Moll (2005).

1.4.9. Azote

L'azote dans l'eau usée est présent essentiellement à l'état soluble. Il peut se trouver sous les deux formes suivantes : l'azote organique, qui provient surtout des excréments d'animaux et humaines, et des rejets d'industries agro-alimentaires; ou bien l'azote ammoniacal, originaire des rejets industriels ou de la transformation de l'azote organique

par ammonification, comme le classe l'Agence de l'Eau et Ministère de l'Environnement (1994).

1.4.10. Phosphore

Le phosphore se présente sous trois formes : ortho-phosphate, polyphosphate et phosphate organique. L'ensemble de ces derniers forme le phosphore total. La forme assimilée par les bactéries est l'orthophosphate (PO_4^{3-}), pour oxyder la DBO ; le polyphosphate doit d'abord être hydrolysé en orthophosphate avant d'être utilisé, ce qui nécessite un certain temps. Le phosphate organique doit lui aussi être converti en orthophosphate avant d'être utilisé, et cette conversion nécessite encore plus de temps déclare Morel (1978).

1.4.11.Élimination des phosphates et de l'azote

1.4.11.1. Elimination des phosphates

La croissance et disponibilité des plantes conditionnent la présence de l'azote comme étant le phosphate, alors que la présence des plantes crée un environnement physico-chimique favorable à l'absorption et à la complexations du phosphore inorganique, qui est ainsi assimilé sous forme d'ortho-phosphate au niveau des racines et des parties immergées.

Cette assimilation est influencée par la disponibilité de l'azote. Elle s'accroît avec les concentrations d'azote et peut donc être freinée par une carence en azote observe Dekhinat (2005).

1.4.11.2. Elimination de l'azote

Sous l'effet des animaux et des végétaux ainsi que des microorganismes, l'azote est marqué par des cycles d'assimilation, minéralisation, oxydation, réduction, dont les principales étapes du cycle de l'azote sont la fixation, l'assimilation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification confirme Boeglin (1999).

- **Fixation**

Selon Boeglin, (1999). La fixation de l'azote se traduit par le passage de l'azote atmosphérique (N_2), en azote combiné sous l'action de certains organismes qui consomment ce N_2 par la réaction de réduction.

si le sol est basique, il y aura formation d'ammoniac :

- **Assimilation**

Selon Boeglin (1999) la synthèse de protéine et d'acides nucléiques résultent de l'assimilation et la transformation de la forme assimilable de l'azote ammoniacal ou organique inerte en matière vivante.

- **Ammonification**

Il s'agit de la transformation de l'azote organique (c'est-à-dire lié à un radical carboné) en azote ammoniacal, réalisée par réaction de type hydrolyse, désamination oxydative et désamination réductive (Boeglin, 1999).

- **Nitrification**

La nitrification est une réaction d'oxydation de NH_4 à NO_3^- qui s'effectue en deux étapes :

La nitrattation qui conduit au nitrite NO_2^- suivie de la nitrattation qui transforme ceux-ci en nitrates NO_3^- les deux réactions sont réalisées en présence d'oxygène et sont s'effectués par les bactéries connues (principalement nitrosomonas et nitrobacter) (Olivier 2005).

- **Dénitrification**

Sous l'effet des bactéries dénitrifiantes qui peuvent transformer la matière organique réduit le nitrate en nitrite, ce dernier est retourné à l'atmosphère sous sa forme peu réactive N déclare Shoun et *al.*,(1992).

La réduction des nitrates se fait en deux étapes.

La première étape est la conversion des nitrates en nitrites.

Les nitrites sont ensuite réduits en azote gazeux avec intermédiaire le monoxyde d'azote et l'oxyde nitreux (Firestone et *al.*, 1979 ; Ye et *al.*, 1994 ; Yoshimatsu, 2000).

1.4.12. Paramètres de pollution de nature bactériologique

Les micro-organismes évacués par les eaux usées sont d'origines fécales. Parmi elles, l'on retrouve les germes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes selon Baumont et *al.*,(2004).

1.4.12.1. Coliformes

Les coliformes sont des indicateurs de pollution important qui regroupent un certain nombre de bactéries appartenant à la famille des Enterobacteriaceae, qui sont intéressants dans la mesure où ils vivent en abondance dans les matières fécales.

La définition suivante a été adoptée par l'Organisation internationale de standardisation (ISO), le terme (*coliforme*) correspond à des organismes en bâtonnets, non sporogènes, Gram négatifs, oxydase négatifs, anaérobies facultatives, capables de croître en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface possédant des activités inhibitrices de croissance similaires, et capables de fermenter le lactose (et le mannitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 heures, à des températures de 35 à 37 °C. Rodier (2005).

a) Coliformes totaux

Le terme coliforme correspond à des micro-organismes en bâtonnets, non sporogènes, à coloration gram négative, oxydase négative, aérobies anaérobies facultatifs, et capable de fermenter le lactose au moins de 48 heures à 35°C. Les coliformes totaux sont présents un peu partout dans la nature, dans les eaux riches en éléments nutritifs, dans les sols, sur la végétation et sur les animaux (Hade.A., 2003).

b) Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux comprend les coliformes pouvant former des gaz en moins de 24h à 44,5°C. On retrouve les bactéries coliformes fécales en grand nombre dans les intestins et les excréments des animaux à sang chaud (Desjardins.R., 1997).

1.4.12.2. *Clostridium* sulfite-réducteurs

La classification phylogénique des *Clostridia*

Domaine : *Bacteria* ou *Eubacteria*

Phylum : *Firmicutes* ou bactéries à Gram+

Classe : *Clostridia*

Ordre : *Clostridiales*

Familles : *Clostridiaceae*, autres familles

Dans la famille des *Clostridiaceae* : 23 genres dont le genre *Clostridium*.

Le genre *Clostridium*, regroupe des bactéries Gram positif sporulées apparaissant sous leur forme végétative comme des bacilles en paires ou en chaînettes courtes.

La plupart des espèces du genre *Clostridium* sont obligatoirement anaérobiques; cependant, certaines espèces peuvent être aérotolérantes ou capables de croître dans des conditions aérobies. Le genre regroupe près de 200 espèces, dont seulement quelques-unes sont pathogènes pour l'humain. Plusieurs espèces sont toxigéniques (Anonyme3).

Ce sont des bactéries anaérobies strictes qui conservent leur vitalité dans les sols grâce à leurs spores résistantes ; dans l'eau ces germes sont des indicateurs de contamination fécale confirme Dellarras (2010).

1.4.12.3. Salmonelles

Ce sont des bactéries Gram négatif, oxydase négative, anaérobies facultatives, asporulées, en forme de bâtonnet qui forment des colonies typiques sur milieu sélectif solide. Elles présentent les caractéristiques biochimiques et sérologiques de ce genre d'Entérobactéries (Frank, 2002).

1.4.12.4. Streptocoques fécaux

Les *Streptocoques fécaux* sont des espèces considérées comme pathogène, qui appartiennent à un groupe de *streptocoque* qui n'est pas toujours d'origine fécale (groupe D). Toutefois, leur recherche constitue un bon indice de contamination fécale. Ces derniers étaient un meilleur témoin que les coliformes fécaux pour des pathologies infectieuses d'origine hydrique comme le confirment Potelon et Zysman, (1998).

1.4.12.5. Staphylocoques

L'eau, l'air, le sol, les poignées de porte, sur la vaisselle, dans les aliments et sur les animaux les *staphylocoques* sont très répons, ils sont aérobies ou anaérobies facultatifs, Gram (+), catalase (+), fermentant les sucres en produisant de l'acide lactique, confirment Leclerc et al. (1995).

1.4.12.7. Pseudomonas

Le genre *Pseudomonas* de la famille des *Pseudomonaceae* sont des espèces de forme bacilles à Gram négatif, aérobies stricts, qui sont ubiquitaires Lamnaouer (2002).

1.4.13. Métaux lourds

Selon Maurice, (1994) les métaux lourds sont considérés comme des éléments métalliques naturels dont la masse volumique dépasse 5 g/cm³. Le bon fonctionnement des plantes et des animaux est assuré par la présence des métaux lourds.

Ils jouent un rôle important dans la transformation de la matière, principalement dans les mécanismes enzymatiques déclarent Kozlowski et al. (2002).

Ces derniers sont présents dans l'environnement sous forme d'éléments traces : fer, mercure, plomb, cadmium, cuivre, arsenic, nickel, zinc, cobalt, manganèse. D'entre eux plus toxiques sont le plomb, le cadmium et le mercure constate Arris, (2008).

Selon Cauchi (1996), l'origine des métaux lourds provient des produits consommés, 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 des rejets industriels.

1.4.13.1. Toxicité des métaux lourds

La toxicité des métaux lourds est assurée plus particulièrement par :

- leur non-dégradabilité.
- leur toxicité à faible concentration.
- leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à se concentrer le long des chaînes trophiques confirme Crine (1993).

1.5. Normes en vigueur des eaux usées

L'élargissement du développement industriel des pays développés et en voie de développement, augmente les déchets solides, liquides ou gazeux souvent nocifs pour les écosystèmes. Cela a forcé les gouvernements à se préoccuper de l'environnement à travers l'élaboration des lois et décrets, qui ont été votés concernant la protection de l'environnement, ainsi que l'établissement de Normes concernant en particulier les métaux lourds dans les effluents industriels.

Le décret du 10 juillet 1993, en Algérie a limité les valeurs maximales des paramètres de rejets industriels chargés en métaux comme suit : (voir Tableau I.1)

Tableau I.1. Normes de rejet d'effluent en Algérie (**Décret exécutif 06-141, 2006**)

Métal	Al	Cd	Cr	Fe	Mg	Hg	Ni	Pb	Cu	Zn
Concentration Mg/l	3	0,2	0,5	0,1	1	0,01	5	0,5	0,5	3

➤ Fer

Selon Tardat (1992) une concentration de 0,5 mg/L de fer marquée pour les eaux de surfaces, qui sont acheminées par ruissèlement ou les pollutions industrielles, évacuation à travers les canalisations de distribution, la corrosion des conduites d'amenés.

Ce métal à l'état ferreux est assez soluble dans l'eau. Il se précipite à la suite du départ de l'anhydride carbonique et par oxydation à l'air.

➤ **Zinc**

Le zinc est un élément essentiel au niveau de tous les domaines d'intégration vitale depuis les micro-organismes vers l'être humain, et qui rentre dans diverses réactions biologiques. Confirme Bensaha (2010).

La concentration du zinc dans l'eau naturelle est généralement faible et diminue encore par suite de l'absorption de celui-là dans les sédiments. Par contre, la solubilité des sels de zinc peut être importante. La teneur de l'eau du robinet risque d'être beaucoup plus élevée, en général entre 0.01 et 1mg/L, que dans les eaux de surface, par suite du lessivage du zinc contenu dans les tuyaux galvanisés, les accessoires de plomberie et le laiton. D'une façon générale, plus les eaux sont à pH acide, plus elles ont des concentrations en zinc importantes (Potelon et Zysman, 1998).

➤ **Cuivre**

Selon Bensaha (2010) le cuivre peut se retrouver dans l'eau à des concentrations inférieures à 1 mg/L sous forme ionique ou de formes plus complexes : cyanures, ammoniacale, produits organiques, etc.

Si le cuivre métallique est insoluble dans l'eau, bon nombre de ses sels sont solubles. Cependant, les teneurs sont généralement inférieures à 1 mg/L dans les eaux de surface. Dans l'eau, la nature du cuivre dépend du pH, de la concentration en carbonate et des autres anions en solution (Potelon et Zysman, 1998).

➤ **Manganèse**

Les eaux souterraines, sont marquées fréquemment par un élément minéral, le manganèse. Pour les eaux de surface, la pollution se fait par le manganèse accidentellement où lorsque la rivière reçoit des eaux d'un barrage réservoir en fin de vidange.

L'oxydation lente et la précipitation de ce métal dans le réseau de distribution provoque des problèmes dans les eaux de consommation confirme(nt) Boogerd et *al.*(1987) ; Kothari (1988) ; O'connor (1986) ; Burret et *al.* (1977) qui ont résumé ces problèmes comme suite:

- Il peut donner un goût métallique ou amer à l'eau ;
- Dans certaines conditions, des dépôts d'oxyde de manganèse peuvent se produire causant certains désagréments :

- Encrassement des adoucisseurs d'eau
- Dégradation de la qualité de l'eau due à un développement bactérien sur le support chimique d'oxyde de manganèse.
- Tâches sur la ligne ou sur les sanitaires confirment Montiel et Welte (1990).

1.6. Interaction des polluants

L'étude du transfert des polluants est difficile vu les multitudes d'interactions qui ne peuvent-être intégrées simultanément.

1.6.1. Interaction entre les métaux lourds

Selon Mesquita et *al.* (1998), une certaine affinité exercée entre le plomb et le cadmium, ainsi qu'une compétition pour les sites d'adsorption est exercé entre le cuivre et le zinc. C'est ainsi qu'en présence du plomb, le cadmium est moins absorbé, le zinc est généralement plus faiblement absorbé par la matière organique que le cuivre. La toxicité de cadmium étant 5 fois plus enlevée en présence de cuivre déclare Chevalier (1995).

1.6.2. Interaction entre les métaux lourds et les produits azotés

Plassard (1999) observe qu'il n'y a aucune affinité entre les métaux lourds et les produits azotés et qui ne forment donc pas ensemble de complexes.

En effet, l'inhibition de la dénitrification des complexes azotés se fait en présence des métaux lourds. Cette dernière est beaucoup plus marquée au plomb par rapport au zinc, et le pouvoir d'inhibition de ce dernier est beaucoup plus fort que celui du cuivre confirme Bilk et *al.* (1998).

1.6.3. Interactions entre les métaux lourds et les produits phosphates

Par opposition aux produits azotés, les métaux lourds présentent une grande affinité vis-à-vis des produits phosphatés. La présence de composés phosphatés réduit la mobilité du plomb. (Martineli, 1999)

1.6.4. Interactions entre les métaux lourds et les sels

Les sels peuvent remobiliser les métaux lourds, mais ce dernier est polyvalent pour les différents métaux lourds. C'est ainsi qu'ils remobilisent très peu le plomb. Selon Colandini (1998), la remobilisation avec une solution de 0,58 g/l peut aller jusqu'à 15,7 % du cadmium et seulement 1,9 % de zinc.

L'accélération de la migration du zinc par la formation du complexe soluble et donc mobile entre Cl^- et Zn^{2+} est assurée en présence du chlore, comme étant le cas pour le cadmium et le mercure. À pH 7, l'influence du chlorure sur le zinc est inversée et la migration du Zn^{2+} se trouve freinée par la présence de l'ion Cl^- . Il s'agit probablement

d'une compétition du précipité de $Zn(OH)_2$ et le complexe soluble $ZnCl^+$ déclare Hebrard-Labit (1998).

1.6.5. Interaction entre les métaux lourds et les composés organiques

Une compétition par rapport aux sites d'adsorption est exercée entre les métaux lourds et les composés organiques. C'est ainsi que les hydrocarbures peuvent s'adsorber sur certains sites réactifs du sol les rendant indisponibles aux métaux lourds.

Notons que les complexe formés par les cations métalliques et certains hydrocarbures substitués (phénols, acides carboxyliques) peuvent servir de transporteurs d'éléments traces confirme Plassard (1999). Certains hydrocarbures sont de puissants complexants et peuvent remobiliser les métaux lourds et polluer les sols profonds ou les nappes.

1.6.6. Interactions entre les métaux lourds et les microorganismes

Bactéries et virus peuvent subir les effets des métaux lourds. Le cadmium est très bien soutenu par les bactéries mais le problème réside dans le danger que représentent les bactéries pour les consommateurs.

La durée de vie généralement courte des bactéries illustre clairement leur sorption et désorption par la faune souterraine. Migrant plus facilement que certains métaux lourds, les bactéries leurs servent donc de moyen de transport et de migration (Hebrard-Labit, 1998).

En conclusion, on peut dire que les métaux lourds avec un pH usuel sont retenus dans le sol manifestant des réactions chimique très approprier, tels que l'adsorption, et représentant ainsi un risque de remobilisation très fort.

Les métaux lourds entrent donc en compétition entre eux pour les sites d'adsorption. Ils sont en compétition pour les sites d'adsorption lorsqu'ils ne réagissent pas avec la matière organique, et peuvent être relargués en présence de sels, se complexent avec les phosphates et peuvent être adsorbés par les bactéries ou à leur surface déclare Arouya (2011).

1.7. L'impact des eaux usées

L'eau est une ressource vitale que mortel lorsque cette dernière est altérée et regroupe un spectre de polluant magasiné, soit des micro-organismes ou des substances chimiques pathogènes.

Les effets néfastes de la pollution peuvent être appréciés à deux niveaux :

1.7.1. Sur la croissance des végétaux

Les eaux usées ont des conséquences sur le sol agricole plusieurs fois ce qui provoque une augmentation de la concentration des sols en éléments nutritifs et par conséquent, ils favorisent une croissance importante des végétaux (Cherak, 1999). On observe différents effets selon l'espèce végétale et la quantité des eaux usées d'irrigation (Ceaq, 2000).

1.7.2. Sur la santé de l'homme

Le transfert hydrique des polluants, provoque chez l'homme des maladies très graves comme le choléra, typhoïde, la poliomyélite, les innombrables gastro-entérites et diarrhées qui sont causées par les bactéries et virus, etc.

Les voies de transmission sont multiples :

- Consommation des végétaux cultivés sur les terres d'épandages susceptibles d'être contaminés.
- Contact cutané des eaux usées.
- Ingestion accidentelle directe ou par aérodorsion (voie orale), d'eau usée confirme Caplenas et Kanark, (1984).

1.7.3. L'impact de l'irrigation avec les eaux usées :**1.7.3.1. L'irrigation dans le monde :**

Selon Milos (1971) la consommation d'eau pour l'agriculture est très variable d'un pays à l'autre. Elle n'intéresse que 273 millions d'hectares dans le monde éparpillés très irrégulièrement sur tous les continents. Contrairement à ce que l'on pourrait penser, les pays qui irriguent le plus ne sont pas les pays au climat aride ou semi-aride. Dans ces régions, en effet, il ne peut y avoir de culture sans irrigation. Aussi, toutes les surfaces cultivées sont- irriguées Mais, comme il ne peut y avoir d'irrigation sans eau, les surfaces cultivées demeurent réduites en superficie, limitées par la faiblesse des ressources en eau, et localisées là où ces ressources sont disponibles. C'est le cas de pays comme l'Égypte par exemple où l'agriculture s'est développée sur les bords du Nil, ou de certains pays de l'Amérique latine comme le Mexique.

À l'inverse, dans les régions qui reçoivent suffisamment d'eau de pluie, la superficie des terres cultivées peut être très importante, surtout si le relief le permet. Bien que l'irrigation

n'y soit pas indispensable, elle est néanmoins utilisée, et ce d'autant plus facilement que l'eau est disponible, afin de diversifier et d'améliorer les cultures, d'obtenir des récoltes multiples, ou encore d'augmenter les rendements. Même si elle n'est pas systématique, l'irrigation peut donc être conséquente. C'est ce qui se passe au Japon, en Chine, en Inde et au Pakistan.

1.7.3.2. Irrigation en Algérie :

L'Algérie compte 17 bassins-versants. Les ressources en eau proviennent des eaux de surface et des eaux souterraines renouvelables et non renouvelables. Il est à noter que ces ressources sont très variables notamment celles qui proviennent des nappes tributaires des aléas climatiques (Kadi, 1997). Globalement, la superficie irriguée actuelle est de l'ordre de 420.000 ha dont 100.000 ha dans les régions sahariennes et ce, sur une superficie agricole utile de 8.666.715 ha, soit près de 5% de la surface agricole utile (SAU) (Messahel et *al.*, 2003).

Les structures concernées comptent développer les systèmes économiseurs d'eau, par l'extension et la reconversion des systèmes gravitaires existant en systèmes économiseurs d'eau.

La superficie irriguée totale a été de 1.120.000 ha dont 810.000 ha équipée de systèmes d'irrigation économiseurs d'eau. (La part d'irrigation « économe » passerait de 37,3 % en 2009 à 72% en 2014) (Bougroudj, 2012).

1.7.3.2. Importance de l'irrigation

➤ Avantages

Tant qu'on ne saura pas faire pleuvoir où l'on veut, et quand l'on veut, l'irrigation restera le seul moyen d'augmenter les rendements et de les régulariser dans bien des régions du monde.

En effet, selon les espèces et variétés cultivées, selon les terres, et selon les techniques utilisées, l'irrigation peut permettre d'obtenir de deux à cinq fois plus de production (et même dix en zone aride) (Plauchu, 2003).

➤ Inconvénients

L'irrigation présente deux inconvénients majeurs pour les milieux désertiques. Elle est grande consommatrice d'eau et peut accélérer la désertification de certaines régions.

L'agriculture irriguée rencontre de nos jours de nouveaux problèmes tels que le risque de salification qui peut être apprécié par la conductivité électrique (CE) et celui de l'alcalinisation des sols. Cette dernière, due aux échanges ioniques, concerne surtout le

sodium, le calcium et le magnésium, entre l'eau et les argiles du sol; il est évalué par le coefficient d'absorption du sodium (SAR) (Horning, 1973 ; Plauchu, 2004).

1.7.3.3. Impact de l'irrigation avec les eaux usées sur les propriétés physicochimiques du sol :

Selon Belaid (2010) La qualité d'une eau d'irrigation est estimée en prévoyant son influence sur les propriétés du sol et en considérant la tolérance des cultures pratiquées à la salure. Une eau est dite "de bonne qualité" lorsqu'elle n'entraîne ni la salinisation du sol irrigué (CE du sol > 4 mS/cm), ni sa désagrégation (taux de sodium échangeable ESP du sol > 15%) (Brady et Weil, 2002).

Les effets d'une eau d'irrigation sur le sol sont jugés à travers la concentration totale de cette eau en sels solubles et par son rapport de sodium absorbable (SAR) (Leone et *al.*, 2007).

Bien évidemment, l'irrigation avec les eaux usées, affecte avec le temps certains paramètres du sol. Ainsi, une légère diminution du pH est observée dans certains sols basiques, (Yadav et *al.*, 2002; Abbass et *al.*, 2006; Rattan et *al.*, 2005; Solis et *al.*, 2005; Herpin et *al.*, 2007). Les eaux usées, à travers leur pouvoir fertilisant, entraînent également une augmentation du taux de la MO et des éléments nutritifs du sol (Rattan et *al.*, 2005; Yadav et *al.*, 2002). Toutefois, ces éléments nutritifs stimulent l'activité microbiologique du sol (Magesan et *al.*, 2000, Ramirez-fuentes et *al.*, 2002), ce qui favorise la minéralisation de la MO entraînant du même coup la diminution de la CEC du sol (Solis et *al.*, 2005; Herpin et *al.*, 2007).

1.7.3.4. Impact sur le couvert végétal :

L'irrigation par les EU entraîne un enrichissement important du tissu des plantes cultivées en oligoéléments (Yadav et *al.*, 2002, Fars et *al.*, 2003; Charfi, 1995). Les éléments traces qui sont généralement immobilisés dans les couches supérieures du sol peuvent provoquer, à long terme, des risques pour le développement des plantes. L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments, mais aussi d'autres oligo-éléments, non indispensables à la plante tels que le plomb, le mercure, le cadmium, le brome, le fluor, l'aluminium, le nickel, le chrome, le sélénium et l'étain. La biodisponibilité de ces éléments dans le sol peut engendrer leur accumulation dans les tissus des plantes et dans certains cas, les teneurs en ces éléments peuvent atteindre des seuils de phytotoxicité (Faby et Brissaud, 1997).

1.7.3.5. Impact sur la santé Humaine

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 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). Le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque : ainsi, l'irrigation souterraine ou gravitaire peut nuire à la qualité des eaux souterraines et de surface. Des contaminations directes peuvent avoir lieu lors de la maintenance du système d'irrigation (Belaid, 2010).

Les maladies qui présentent le plus d'intérêt varient d'une région à l'autre, selon l'état local des installations sanitaires et de l'hygiène, et du degré de traitement que subissent les eaux usées avant d'être utilisées pour l'agriculture.

Le tableau 1.2 donne des exemples de certaines maladies potentiellement pertinentes à l'utilisation des eaux usées en agriculture.

Tableau 1.2. Mortalité mondiale due à certaines maladies en lien avec l'utilisation des eaux usées en agriculture.

Maladie	Mortalité (décès/année)	Fardeau de la maladie (AVCI)	Commentaires
diarrhée	1682000	57966000	99,7% des décès ont lieu dans les pays en développement 90% des décès touchent les enfants 94% peuvent être attribués aux facteurs environnementaux.
Typhoïde	600000	N/D	On évalue qu'il y a 16000000 de cas par année.
Ascarirose	3000	1817000	On évalue qu'il y a 1,45 milliard d'infection, dont 350 millions comportent des effets nocifs.
Ankylostomiase	3000	59000	On évalue qu'il y a 1.3 milliard d'infections, dont 150 millions comportent des effets nocifs.
Filariose lymphatique	0	3791000	Les moustiques vecteurs de la filariose (<i>Culex spp.</i>) se reproduisent dans l'eau contaminée cela n'entraîne pas la mort, mais des incapacités graves.
Hépatite A	N/D	N/D	On évalue qu'il y a 1,4 million de cas par année dans le monde. Des signes sérologiques d'infection antérieures varient de 15%) près de 100%

N/D = non disponible (DRECHSEL *et al.*, 2011).

1.8. Accumulation des métaux lourds dans le sol

Bien que la concentration en métaux dans les eaux usées surtout traitées soit faible, l'irrigation peut, à terme, entraîner l'accumulation de ces éléments dans le sol (Rattan et al., 2005). En effet, la rétention par le sol des éléments métalliques est gouvernée par divers phénomènes d'ordre mécanique, physico-chimique et même biologique (Mantinelli, 1999).

1.9. Evaluation de la qualité de l'eau d'irrigation

Il arrive que, devant la rareté des ressources conventionnelles, les exploitants agricoles sont amenés à se rabattre sur différentes sources d'eaux pour l'irrigation de leurs cultures. Sur certains sites, ils utilisent des eaux usées non traitées, pouvant provenir aussi bien des ménages que des industries ou pompées directement des oueds.

Dans ce contexte, les eaux usées sont valorisées comme une ressource supplémentaire en eau et comme apport appréciable en fertilisants. Cependant cette réutilisation engendre des risques pour l'environnement et pour les populations en contact permanent avec les eaux usées ou consommant les produits agricoles irrigués avec ces eaux ; d'où :

- il est recommandé, voire impératif aux autorités, de mesurer l'impact de cette réutilisation sur la qualité physico-chimique du sol ;
- d'évaluer quantitativement et qualitativement le flux de pollution provenant des eaux usées (Bougroudj, 2012).

1.10. Cinq principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation

Les Cinq principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation ont été dégagés (Couture, 2006 a) :

1. **Salinité** : contenu total en sels solubles.
2. **Sodium** : proportion relative des cations sodium (Na^+) par rapport aux autres.
3. **Alcalinité et dureté** : concentration d'anions carbonate (CO_3^{2-}) et bicarbonate (HCO_3^-) en relation avec la concentration en calcium (Ca^{2+}) et en magnésium (Mg^{2+})
4. **Concentration en éléments qui peuvent être toxiques**
5. **pH** : de l'eau d'irrigation

Les deux premiers critères sont d'importance majeure car un excès de sels augmente la pression osmotique de l'eau du sol et provoque des conditions qui empêchent les racines d'absorber l'eau. Ces conditions provoquent une sécheresse physiologique. Même si le sol semble avoir beaucoup d'humidité, les plantes flétrissent parce que les racines n'absorbent pas suffisamment d'eau pour remplacer celle perdue par évapotranspiration.

Les principaux sels responsables de la salinité de l'eau sont les sels de calcium (Ca^{2+}), de magnésium (Mg^{2+}), de sodium (Na^+), les chlorures (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}) et les bicarbonates (HCO_3^-).

Une valeur élevée de **la salinité** signifie une grande quantité d'ions en solution, ce qui rend plus difficile l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par la plante. Une salinité trop élevée peut causer des brûlures racinaires.

La salinité peut se mesurer de deux façons, soit par les matières dissoutes totales (MDT) exprimées en mg/l ou, plus couramment, par la conductivité électrique.

La conductivité électrique est exprimée en millisiemens/centimètre (mS/cm) qui est l'équivalent de 1 desiemens par mètre (dS/m) et en moyenne, à 640 ppm de sel (Couture, 2006 b).

Alors que, La salinité d'une eau correspond à sa concentration en sels dissous dans leur ensemble. Elle est exprimée soit par la valeur de la conductivité électrique (CE) ou par le résidu sec (RS).

La CE de l'eau, peut être estimée à partir de la concentration en RS exprimé en g/l, en utilisant à titre indicatif les relations approximatives suivantes :

$$\text{RS (g/l)} = 0,64 \times \text{CE (dS/m)} \text{ lorsque } \text{CE} < 5 \text{ dS/m.}$$

$$\text{RS (g/l)} = 0,80 \times \text{CE (dS/m)} \text{ lorsque } \text{CE} > 5 \text{ dS/m.}$$

D'une manière générale, la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable (Faby et Brissaud, 1997).

Lorsque les eaux usées sont valorisées en irrigation, d'autres paramètres entrent en considération notamment le SAR (ratio du Sodium Absorbable) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Cet indice mesure la concentration relative du sodium par rapport au calcium et au magnésium échangeable.

Généralement, le SAR et la CE de l'eau destinée pour l'irrigation, sont utilisés en combinaison afin d'évaluer le risque potentiel de salinisation des sols.

Sodium

Proportion relative des cations sodium (Na^+) par rapport aux autres.

Le sodium est l'un des éléments les plus indésirables dans l'eau d'irrigation. Cet élément est à l'origine de l'altération de la roche et du sol, des intrusions d'eau de mer, des eaux traitées et des systèmes d'irrigation.

Le problème principal avec une grande quantité de sodium est son effet sur la perméabilité du sol et sur l'infiltration de l'eau. Le sodium remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile et provoque la dispersion des particules du

sol. Il y a donc éclatement des agrégats du sol ce qui provoque un sol dur et compact lorsqu'il est sec et excessivement imperméable à l'eau. La perméabilité des sols sableux peut ne pas se détériorer aussi vite que les sols plus lourds lorsqu'il est irrigué avec une eau de forte teneur en sodium, cependant un problème potentiel existe (Couture, 2006).

Le sodium contribue aussi directement à la salinité totale de l'eau et peut être toxique pour des cultures sensibles comme les carottes, les haricots, les fraises, les framboises, les oignons, pour en nommer quelques unes.

De grandes quantités de sodium combiné avec du chlorure donne à l'eau un goût salé. Si l'eau passe par un système d'aspersion et que le calcium et le magnésium sont bas, des teneurs moyennes à élevées de sodium peuvent défolier les plantes sensibles.

La concentration de sodium dans l'eau d'irrigation est estimée par le ratio d'absorption du sodium (RAS). Le RAS décrit la quantité de sodium en excès par rapport aux cations calcium (Bougroudj, 2012)

1.11. Autres caractéristiques physicochimique :

1.11.1. Potassium (K^+)

Le potassium est un élément minérale essentiel (Anonyme, 2008). Le potassium (K^+) est fréquemment présent dans les roches et les sols par altération météorique et érosion des minéraux contenant du potassium ou lessivage des sols contenant des engrais (Anonyme, 2008). Les concentrations de potassium dans les effluents secondaire varie de 10 à 30 mg /l (Fabay, 1957).

1.11.2. Dureté

La dureté fait référence à la quantité de calcium et de magnésium contenue dans l'eau. La dureté est généralement exprimée sous forme d'équivalents de carbonate de calcium ($CaCO_3$) en ppm ou en mg/ (Couture, 2003, 2004).

1.11.3. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension, représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (RODIER, 1984). Les teneurs élevées en matières en suspension peuvent être considérées comme une forme de pollution (Hebert et Legare, 2000).

1.11.4. 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 (Hamoda, 2004). 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.

1.11.5. Eléments traces et métaux lourds

Les sources de métaux pour les milieux aquatiques sont multiples. On différencie principalement les sources d'origine naturelle et anthropique. En effet, les métaux sont présents naturellement dans les sols. Certains en sont des constituants majeurs (Al) ou importants pour la structure des minéraux (Fe, Mn) (Baize et Sterckeman, 2001; Hamon *et al.*, 2004; Horckmans *et al.*, 2005).

1.12. Normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation

L'agriculture représente le plus gros consommateur des ressources en eau. Ces ressources, selon les régions dont elles proviennent, et leur contact éventuel avec des sources de pollution, ont des caractéristiques très diversifiées.

De plus, vu la diminution des apports en eau constatée depuis plusieurs décennies, les agriculteurs, notamment dans les régions continentales, s'intéressent à l'utilisation des eaux usées. C'est ainsi que des normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation ont été établies.

Une eau qui est conforme à l'irrigation est une eau dont les caractéristiques respectent les valeurs limites imposées par des textes de lois et inscrites dans des tableaux de normes. L'exemple du (tableau 2.3), donne les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation (Maynard et Hochmuth, 1997). Les normes varient selon les pays, mais dans la majorité des pays on fait référence, à quelques exceptions près, aux cinq critères de qualité sus cités (Bougroudj, 2012), (voir Annexe 1).

Les normes ont pour objectif de :

- ✓ protéger le public et les ouvriers agricoles ;
- ✓ protéger les consommateurs des produits agricoles ;
- ✓ protéger les ressources en eau superficielle et souterraine et les sols ;
- ✓ protéger le matériel d'irrigation ;
- ✓ maintenir des rendements acceptables (Bougroudj, 2012).

1.13. Les procédés de traitement des eaux usées par filtre planté de macrophyte:

Phytoépuration

La phytoépuration est donc l'action de l'épuration des eaux usées en présence de plantes. Si les plantes sont placées dans des bassins remplis d'eau usée, donc il s'agit des zones humides artificielles ou connues aussi sous le nom de filtres plantés de macrophyte (Suwasa et Wanida, 2011).

La phyto-épuration se sert des facultés épuratrices naturelles des plantes aquatiques et de leur milieu pour assainir l'eau. Les macrophytes stabilisent la surface du lit des bassins fournissent de bonnes conditions pour la filtration physique et on favorisant la croissance bactérienne. Les macrophytes de parts leur système racinaires, procurent de l'oxygène qui permet la dégradation de la matière organique par les microorganismes. Les composés minéraux issus de ces activités bactériennes sont utilisés à leur tour par les microphytes pour la synthèse des éléments (par ex. sucre) nécessaires à leur développement (Brix, 1997).

Selon Mimeche (2014), Le procédé développé par Seidel, aussi appelé "Max Planck Institute System (MPIS)" ou "Krefeld Process (KP)", comporte plusieurs étages successifs. Les plantes généralement utilisées sont le phragmite (*Phragmites australis*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris (*Iris sp.*) et la quenouille (*Typha. sp.*). Ce type de procédé fut introduit en 1964 par Kickuth en Allemagne (Vymazal, 2010). Kickuth a développé en Allemagne, depuis 1964, un procédé de traitement à écoulement horizontal sous la surface. Ce procédé utilise surtout le roseau commun (*Phragmites australis*) mais peut aussi comprendre, pour certaines applications particulières, le jonc (*Juncus sp.*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris des marais (*Iris pseudacorus*) ou la menthe d'eau (*Mentha aquatica*). Un premier système fut mis en exploitation à Othfresen en 1974 (Vymazal, 2002). Ce procédé utilise un mélange de sol organique, de sable et d'argile dont la perméabilité est relativement faible. Ce mélange est sélectionné afin de favoriser la croissance des plantes et d'augmenter la capacité d'adsorption du sol en vue principalement d'enlever tous les nutriments. La capacité hydraulique est maintenue par le réseau de racines et de rhizomes des plantes qui croissent et qui meurent. Selon Kickuth, le développement des plantes permet d'obtenir, après 3 ans, une perméabilité de l'ordre de (10^{-1} à 9.10^{-1} cm/s-1), quel que soit le type de sol retenu (Greenway, 2010).

1.13.1. Principe de fonctionnement de filtre planté à macrophyte :

Dans les filtres plantés, les conditions d'interface optimales sont reconstituées pour obtenir une activité biologique maximale et donc de bonnes conditions épuratoires. Peu gourmande en surface cette technique est autant adaptée à l'assainissement collectif qu'à l'assainissement individuel. Le lagunage est une technique de traitement en eau libre : toutes les eaux usées sont envoyées dans une étendue d'eau, appelée lagune, dans laquelle vivent des bactéries, des algues, des plantes aquatiques (Wang, 2011).

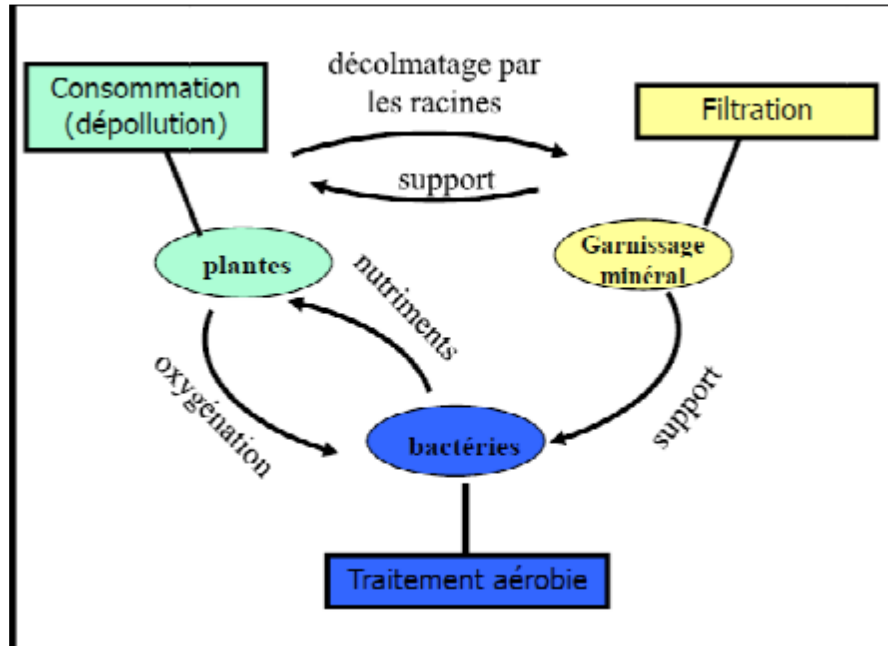


Figure I.1. Procédé de phytoépuration (Anonyme 6.)

1.13.2. Rôle des composants de filtre :

- **Plante aquatique (macrophyte):**

Le terme de «macrophyte» désigne toutes les plantes aquatiques visibles à l'œil nu, ces végétaux se rencontrent dans les milieux marins et d'eaux douces, que ce soit les eaux stagnantes (lac, étang, mare, marais) ou courantes (rivière ruisseau, canaux).

Les plantes les plus utilisées en Europe sont les roseaux (*phragmites australis*); aux États-Unis, ce sont les massettes ou quenouilles (*Typha*) qui sont plus fréquentes. Ces deux espèces ont démontré leur capacité à tolérer des eaux usées peu, moyennement et fortement concentrées. Pour un traitement de finition, on peut utiliser des espèces très variées de plantes de zones humides et même des espèces ligneuses telles que les saules (*salix*) (Grison, 1999).

- **Rôle de plantes aquatiques (macrophyte):**

Dans la phytoépuration divers rôles sont attribués à la végétation dans les procédés épuratifs, et les plus significatives sont:

- ✓ Celles qui possèdent un système racinaire très dense qui améliorent l'oxygénation des filtres.
- ✓ Celles qui absorbent et exportent de la phytonutrition et des éléments toxiques. Dans les eaux usées, la présence d'azote et de phosphore sous diverses formes est significative. Il s'agit d'éléments essentiels pour la vie des plantes, qui peuvent en absorber de grandes quantités: 20-40g/m² d'azote, environ la moitié du phosphore. A cela s'ajoute que certaines espèces sont capables d'absorber, sans problème, quelques éléments toxiques comme les métaux lourds.
- ✓ Support à population microbienne. Dans le système de phytoépuration se trouve une population microbienne spécifique, capable d'attaquer la substance organique et de la décomposer en molécules simples. Et ceci est l'un des principaux mécanismes à travers lequel se réalise la phytoépuration des eaux usées. Pour que ce mécanisme se fasse d'une manière efficace et continue, il est nécessaire que les microorganismes disposent de sites dans lequel ils s'installent et des matières organiques pour alimenter leur métabolisme.
- ✓ Dans ce cas on vient à conclure que les plantes vont, soit absorber le contaminant pour le métaboliser ou le stocker ; soit empêcher la libération du contaminant dans d'autres compartiments de l'environnement (phytostabilisation). Le plus souvent, les composés organiques peuvent être dégradés et métabolisés pour la croissance de plantes. Le composé polluant est alors éliminé. Lorsqu'il s'agit de composés inorganiques (métaux, métalloïdes ou radionucléides), il ne peut y avoir que phytostabilisation ou phytoextraction car ces types de polluants ne sont pas biodégradables (Demiere, 1999).

- **Microorganismes:**

Les microorganismes comprennent les bactéries, les levures les champignons, les protozoaires, les algues des écorces. La biomasse est un évier majeur du carbone organique et plusieurs nutriments (Dupoldt et al ,1995)

- **Rôle des microorganismes :**

Le principal rôle des microorganismes est, comme dans tout procédé de traitement biologique, la dégradation de la matière organique. Ce sont eux qui assurent les différents

processus d'oxydation et réduction. Ils génèrent grâce à la dégradation de la matière organique l'énergie nécessaire à la biosynthèse.

Ils minéralisent les composés azotés et phosphorés .et les rendent ainsi assimilables par les plantes .Ils assurent également les réactions de nitrification/ dénitrification. Ils ont besoin d'un support de fixation pour se développer et ne pas être entraînés par les eaux usées, qui est assuré par les plantes (surtout leurs organes souterrains) et le matériau. La dégradation de la matière organique par les microorganisme est productrice de biomasse bactérienne qui doit être à son tour dégradée pour éviter le colmatage (Grison,1999).

- **Matériau de remplissage (le substrat):**

Le matériau de remplissage doit avoir une conductivité hydraulique suffisante pour ne pas être colmaté par les matières en suspension contenues dans les eaux usées ou générées à partir des matières organiques dissoutes, mais pas trop élevée pour permettre d'assurer une filtration. Il est un des supports du développement microbien responsable du traitement biologique. Si les premiers systèmes utilisaient le sol en place, actuellement dans la plupart des pays européens on abandonne l'utilisation du sol pour des matériaux granulaires plus grossier (Grison, 1999).

- **Rôle du matériau de remplissage:**

De par sa granulométrie, le matériau de remplissage a un rôle évident de filtration des matières en suspension présentes dans les eaux usées, d'où le nom de filtre. Son efficacité dans ce rôle dépend en grande partie de la texture du matériau que l'on approche par sa Granulométrie et qui interviendra notamment sur la caractéristique hydrodynamique (conductivité hydraulique en milieu saturé ou non).

Il assure un support de fixation pour le développement des microorganismes et ne pas être entraînés par les eaux usées.

Les substrats utilisés pour construire un filtre sont constitués de terre, de sable, de gravier, de pierre, et matières organiques telle que du compost.

Leur perméabilité affecte la circulation de l'eau, ainsi ils retiennent les sédiments et déchets qu'elle transporte. Non seulement ils servent de support à la végétation, mais deviennent aussi le support d'un grand nombre d'organismes vivants, et leur de nombreuses transformations chimiques et biologiques (en particulier bactériennes) formant une source de carbone et d'énergie pour l'activité biologique. (Grison, 1999).

1.13.3. Types de filtres

1.13.3.1. Les filtres plantés à écoulement vertical

Les principaux mécanismes d'épuration s'appuient sur la combinaison de plusieurs processus en conditions aérobies, qui se déroulent successivement sur deux étages de traitement en série au minimum.

- Les filtres à écoulement verticaux sont alimentés en surface, l'effluent percole verticalement à travers le substrat.
- La rétention physique des matières en suspension s'effectue en surface des filtres.
- Ce type de dispositif permet un stockage et une minéralisation des boues sur le premier filtre de traitement par stabilisation des boues.
- La dégradation biologique des matières dissoutes est réalisée par la biomasse bactérienne aérobie fixée sur le support non saturé.

Pour des questions de capacité d'oxygénation, les filtres du premier étage contribuent essentiellement à la dégradation de la fraction carbonée alors que ceux du deuxième étage terminent la dégradation de cette fraction et peuvent permettre une nitrification qui sera fonction des conditions d'oxygénation, de la température et du pH (Poulet, 2004).

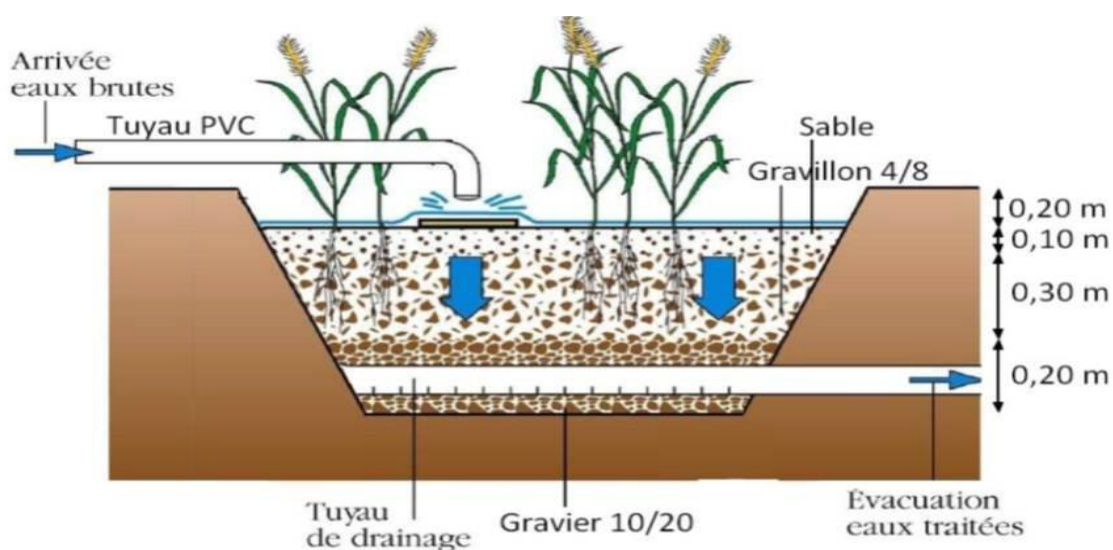


Figure I.2. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical (Poulet et al., 2004)

1.13.3.2. Filtre plantés à écoulement horizontal

Les filtres horizontaux ne sont pas alimentés par la surface, comme les filtres verticaux. Les eaux usées décantées entrent, via un gabion d'alimentation, directement dans le massif filtrant. Il est donc nécessaire de débarrasser l'effluent, au préalable, des matières en suspension, soit par l'intermédiaire d'un décanteur placé en amont, soit par un premier

étage de filtration verticale. Les matières dissoutes sont dégradées dans le massif de filtration par la biomasse bactérienne fixée sur le support.

Le niveau d'eau dans un filtre horizontal est normalement constant. L'aération est limitée par l'absence d'un mouvement de la ligne de saturation et se fait de manière très faible par une diffusion gazeuse. L'apport d'oxygène est faible par rapport à la demande totale.

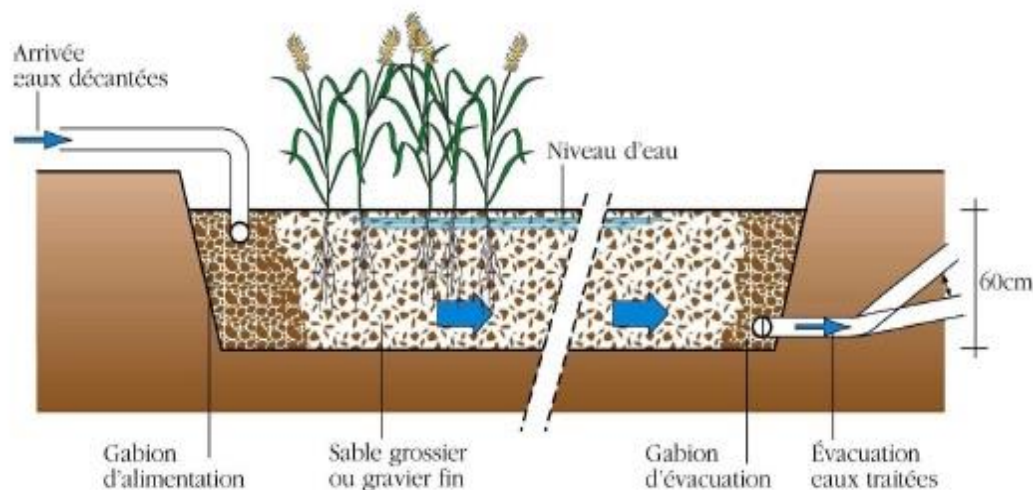


Figure I.3. Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontal
(Poulet et al, 2004)

1.14. Conclusion :

Dans ce premier chapitre, nous avons abordé un aperçu général comprenant la nature et l'origine des eaux usées, la mesure de qualité physicochimique et bactériologique de pollution, les procédés de traitement de la phytoépuration, ainsi que l'impact de l'irrigation avec les eaux usées.

Le problème de la pollution des eaux reste toujours l'un des problèmes majeurs, d'autant plus que cette ressource commence à être dégradée avec le temps. Ce problème est accentué avec les rejets des eaux usées qui sont rejetées directement aux milieux récepteurs ; ce qui engendre une grande altération au niveau de l'écosystème aquatique et terrestre.

En effet, la réutilisation des eaux usées dans l'irrigation est très répandue dans le monde, mais cette utilisation a des effets néfastes sur le sol et influence également les rendements des cultures, dans la mesure où cela dépend de la qualité des eaux de l'irrigation.

Face à ce problème, les techniques d'épuration des eaux usées sont multiples, et chacune de ces dernières se caractérise par des procédés appropriés, parmi lesquels il existe des alternatives connues de point de vue économique et rentable tels que les procédés de la phytoépuration.

CHAPITRE 2

EVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DES REJETS CIVILE DE LA VILLE DE BISKRA

2.1. Introduction :

A l'heure actuelle, la pollution des eaux constitue l'un des sujets les plus traités face à l'appauvrissement des sources. Ces dernières années, la qualité des eaux superficielles des principaux cours d'eau algérienne évoque une altération inquiétante. Suite à l'incroyable explosion démographique que nous connaissons depuis quelques décennies ; marquée non seulement par une pollution organique mais aussi par des produits industriels énoncée Bennasser et *al.*, (1997).

A la lumière de ces dernières notre objectif est d'évaluer la qualité des eaux usées physicochimique et bactériologique des rejets de la ville de Biskra située au Sud-Est Algérien et qui est caractérisée par un étage bioclimatique saharien avec l'utilisation de la grille de qualité normalisée et de calculer des indices de pollution de nature organique et microbiologique afin de ressortir l'aggravation de ce problème de pollution accentuée dans notre région de Biskra.

Trois sites de rejets ont été prospectés **Site 1** qui représente le rejet de Chaabet Roba, **Site 2** correspond à Oued Z'mor et **le site 3** est marqué par le rejet de Oued Biskra.

La caractérisation des eaux de ces derniers fait intervenir plusieurs méthodes d'évaluation après avoir fait une étude bio climatologique la région d'étude, cela fait l'objectif du deuxième chapitre sont cités ci-dessous :

1. Mesure de la qualité physico-chimique et bactériologique des indicateurs de pollution des trois sites des rejets durant une période de cinq ans, les prélèvements des analyses sont effectués chaque semaine durant chaque mois.
2. L'application de la grille de qualité simplifiée normalisée par l'OMS 1971 comme un outil de mesure le degré de pollution à travers des intervalles bien déterminés des paramètres physicochimique et bactériologique mesurés pour les trois sites de rejet.
3. Le calcul des indices de pollution organique (**IPO**), l'indice de qualité microbiologique (**IQM**), **Lisec index**, institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1986 (**IHE**).
4. Cartographier la répartition et l'évaluation de la pollution aux niveaux des trois sites du rejet étudiés.

2.2. Situation hydro-géographique de la région de Biskra

La région de Biskra est située au centre-est de l'Algérie, aux portes du Sahara algérien. C'est un véritable espace tampon entre le Nord et le Sud, à environ 400 km au sud-est de la capitale. Elle s'étend sur une superficie d'environ 21671 km² (Farhi, 2001). Elle est située entre le 4°15' et le 6°45' Est de longitude et entre le 35°15' et le 33°30' degré Nord de latitude. Son altitude varie entre 29 et 1600 mètres par rapport au niveau de la Méditerranée. Elle est limitée au nord par les wilayas de Batna et M'sila, au Sud par les wilayas d'Ouargla et El-Oued, à l'est par la wilaya de Khenchela et à l'ouest par la wilaya de Djelfa (figure 2.1)

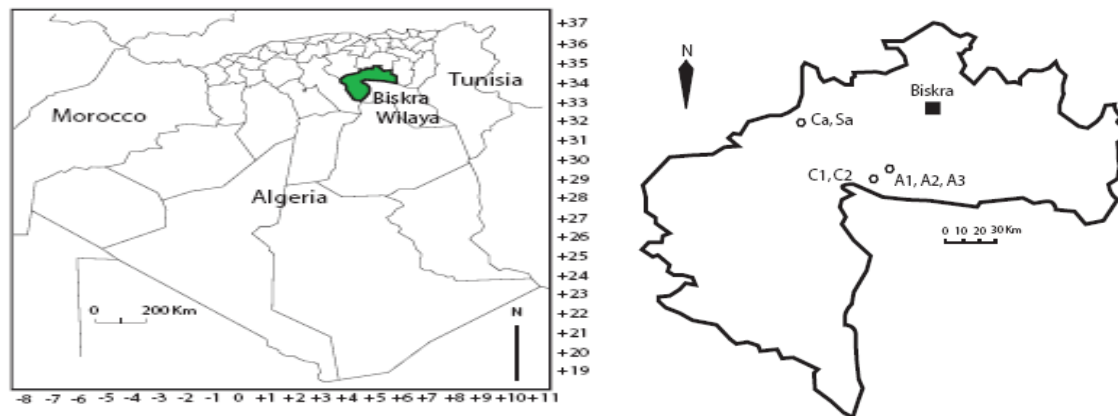


Figure 2.1. Localisation géographique de la région de Biskra (Moussi, 2012).

2.3. Réseau hydrographique:

L'ensemble des Oueds (figure 2.2) qui parcourent la région fait partie du grand bassin versant Saharien du chott Melghigh

- Oued Djeddi (l'oued le plus important du bassin), présente l'axe de drainage d'un bassin versant de couvrir une superficie de 9130 km² ; il constitue un collecteur des eaux de ruissellement d'une superficie importante du flanc Sud de l'Atlas Saharien.

- L'Oued Biskra, son réseau hydrographique est constitué par un grand nombre d'affluent qui collectent les eaux de ruissellement du Sud-Ouest de l'Aurès. Cet Oued a formé une vallée alluviale qui recèle une importante nappe d'inféro-flux actuellement exploitée.

- L'Oued El Arab prend sa source des monts qui constituent la partie Orientale des Aurès et se jette dans la zone dépressionnaire du chott Melghigh (Sedrati, 2011)

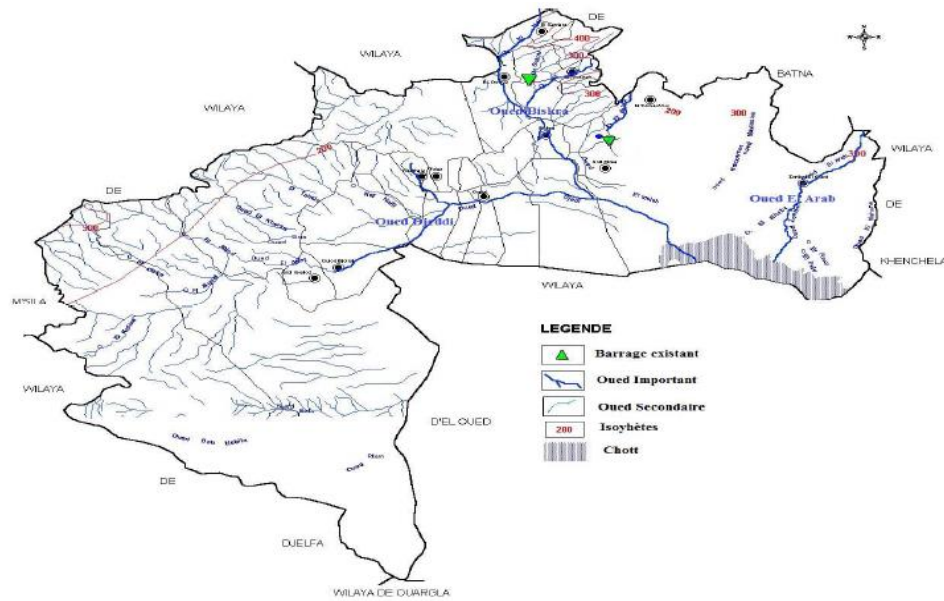


Figure 2.2. Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Biskra (SEDRATI, 2011)

2.4. Etude bioclimatique :

Durant la période (2006-2015), la température moyenne maximale de la région de Biskra est de l'ordre de 34,96 °C (Voir Annexe 2). La température moyenne la plus basse enregistrée durant le mois de Janvier est de 6,86°C. Durant les mois de Juillet et d'Août, les températures maximales enregistrent des records de 41,37°C et 40,57°C. L'humidité moyenne mensuelle maximale durant la période de 2006-2015 atteint 61,7%. Cette valeur moyenne est mesurée au mois de Décembre La pluviométrie mensuelle moyenne annuelle de la région de Biskra durant la même période est de 138,32 mm.

2.4.1. Diagramme Ombrothermique de Gaussen

Pour ressortir la période sèche d'un endroit bien déterminé nous utilisons le diagramme ombrothermique de Gaussen. Sur ce type de diagramme climatique figurent les variations mensuelles durant une année par rapport aux données des précipitations et des température pendant une période donnée Dajoz (1985)

Selon Dajoz 1985, la période sèche s'installe lorsque la précipitation mensuelle (P) exprimée en mm est inférieure au double de la température moyenne exprimé en degré Celsius ($P < 2T$).

À cet effet, nous pouvons constater, que cette zone d'étude subit une période sèche de 12 mois qui s'étale du début Janvier au mois de décembre et qui culmine au mois de Juillet et Août (Figure.2.3).

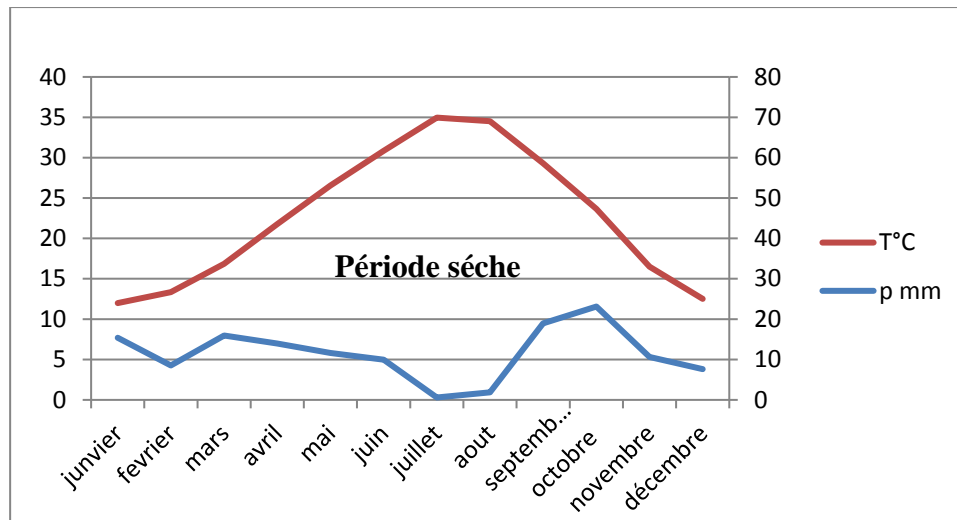


Figure 2.3. Diagramme ombrothermique de Gaussen

2.4.2. Climatogramme d'Emberger

Le quotient pluviométrique d'Emberger (Q) accordée par l'équation (1.1) permet de déterminer l'étage bioclimatique d'une région donnée et de l'installer dans le climatogramme d'Emberger. C'est un quotient qui se calcule à partir de la température moyenne maximale (M) du mois le plus chaud, de la moyenne minimale (m) du mois le plus froid, et de la pluviosité moyenne annuelle (P). Stewart (1968).

$$Q = 2000 [(P/M^2 - m^2)] \quad (1.1)$$

Q : quotient pluviométrique d'Emberger.

P : pluviométrie annuelle (mm) = **138,132mm**

M : Température moyenne maximale du mois le plus chaud (°C) = **41,37°C**

m : Température moyenne minimale du mois le plus froid (°C) = **6,86°C**

A partir des données climatiques de Biskra, pour la période qui s'étale de 2006 à 2015 nous avons :

$$Q = 2000 [(138,132/41,37 - 6,86)] \quad (1.2)$$

$$Q = 13.46$$

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Le quotient pluviométrique obtenu est de **13,46**.

L'observation du climatogramme d'Emberger permet de situer la région de Biskra dans un étage Bioclimatique Saharien à hiver doux et a été sec.

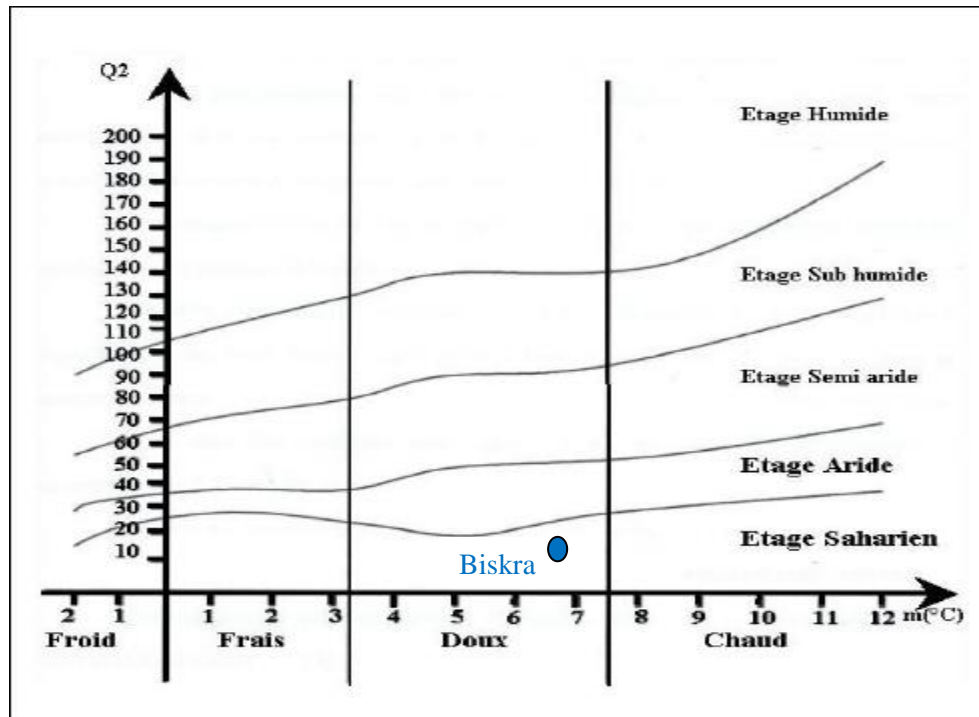


Figure 2.4. Climatogramme d'Emberger de la région de Biskra

2.5.Présentation graphique des sites d'étude :

Les sites de notre étude font intervenir trois rejets de déférente nature domestique et industrielle comme suit :

Le rejet de Chaabet Roba qui représente le site 1(S1), le rejet d'oued Z'mor représente le site 2 (S2) et le rejet d'oued Biskra est le site 3 (S3). La carte ci-dessous localise ces trois sites d'étude d'effluent.

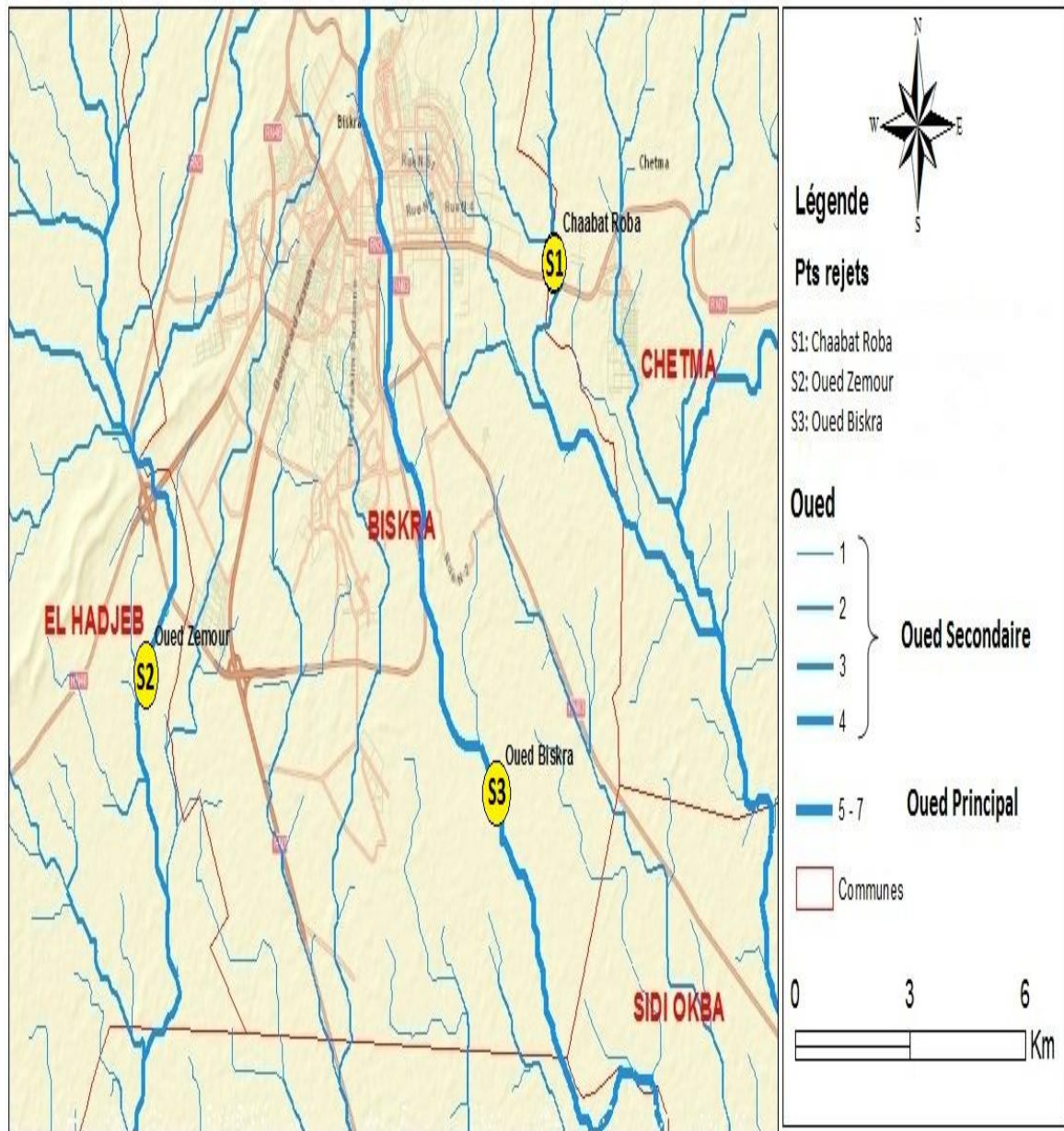


Figure 2.5. Carte de localisation des rejets des trois sites d'étude

2.5.1. Site de rejet du Chaâbet Roba :

Le rejet de Chaâbet Roba est situé à l'Est de la ville de Biskra. Il reçoit toutes les eaux usées de la zone d'El-Alia et se caractérise par la présence des conduites dont le diamètre est de $\varnothing = 1200$ mm (Mouaki, 2011).



Figure 2.6. Site du rejet de Chaabet Roba

2.5.2. Site de rejet Biskra :

C'est le site qui prend sa source au point de confluence d'oued Elhai et Djamoura, il est alimenté à l'amont par plusieurs Oueds entre autres on a :

- ✓ Oued Branis.
- ✓ Oued Lefrahi.
- ✓ Oued El besbes.
- ✓ Oued Lakhdar.

C'est le site le plus important de la ville de Biskra. Il est caractérisé par des conduites d'un diamètre de $\varnothing = 1500$ mm et une pente de $I = 2.5\%$. Ce site collecte les rejets de la zone Nord et le centre de la ville (Mouaki, 2011).

Actuellement, les eaux de ce rejet sont dévidées vers un point de collecte au Sud de Biskra.



Figure .2.7. Site de rejet Biskra

2.5.3. Site de rejet Zemour :

Situé à l'Ouest de la ville de Biskra traverse les monticules et Elcorab au niveau du passage dit four Maauia. Il est alimenté au cours du trajet par les affluents suivants :

- ✓ Oued Hammam.
- ✓ Oued Hassi-mebrouk.
- ✓ Oued Eltera
- ✓ Oued Leham.

Il est caractérisé par un diamètre \varnothing de 1500 mm et une pente de $I= 1,5\%$.

Il collecte les rejets du secteur Oued de la ville (zone industrielle- centre de formation. 726. Logement–de l'Ex-Souk el fallah) (Mouaki, 2011).



Figure 2.8. Site de rejet d'oued Z'mor

2.6. Mesure de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux des trois sites de rejets :

Dans le but de cerner l'état de pollution dans la wilaya de Biskra, cette étude porte sur l'évaluation du degré de pollution des rejets d'effluents qui affectent sérieusement l'environnement à travers la détermination des paramètres physico-chimiques et bactériologique.

Technique d'échantillonnage

Le prélèvement des échantillons d'eau est une phase primordiale et délicate. Cette étape nécessite plus de précaution dans la mesure analytique que dans l'interprétation des résultats.

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Le matériel utilisé pour les prélèvements a une grande importance. Nous avons utilisé des flacons neufs en verre borosilicaté de préférence bouchés émeri ou le cas échéant avec des bouchons en polyéthylène ou en téflon maintenus pendant 1 heure dans l'eau distillée puis séchés. Pour les analyses microbiologiques, les flacons utilisés doivent être protégés contre toute contamination. Avant toute utilisation, les flacons doivent être soigneusement lavés, puis rincés à l'eau distillée pour éliminer toute trace d'un éventuel détergent ou antiseptique. Durant les prélèvements, les flacons sont rincés trois fois avec de l'eau à analyser puis remplis jusqu'au bord. Le bouchon est placé de telle manière à ce qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport. Les prélèvements s'effectuent dans les meilleures conditions de stérilisation (105°C à 20 min).

2.6.2. Transport et conservation des échantillons

Les échantillons d'eaux usées ont été recueillis dans des flacons en verre de 500 ml, puis conservés dans une glacière à une température de 4°C conformément au guide général pour la conservation et la manipulation des échantillons marqué par Rodier, 2009 via Derradji, (2015).

Notre échantillonnage des eaux usées prélevés de chaque site de rejet est effectué chaque semaine durant la période de (2010-2015).

2.6.3. Méthode d'analyse physico-chimique et bactériologique des eaux des trois rejets :

Les composées que l'on trouve dans les eaux usées sont très nombreuses et variées. Pour déterminer le degré de pollution, on ne peut pas identifier la totalité des composés chimiques présents. On fait plutôt appel des paramètres globaux de pollution applicables sur tous les types d'eau (REJSEK, 2002).

La qualité des eaux usées des trois rejets a été évaluée à travers l'analyse des indicateurs de pollution physicochimique et bactériologique qui sont illustré au tableau ci-après (tableau 2.1)

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Tableau 2.1. Méthodes d'analyses physico-chimiques et bactériologiques

Paramètre	Méthode	Référence
A. Paramètres physico-chimique		
pH	pH mètre de type Benchtop, HANNA, HI 221	Norme NFT 90-017
Température	Thermomètre sonde électronique	Méthode standard
Conductivité	Conductimètre	Franck R., 2002
Turbidité	Absorption	FWPCA Methods for chemical analysis of water and wastes, 275 (1969)
Couleur	Au Platine-Cobalte	Norme NF EN ISO 7789
Oxygène dissous	électrochimique	Normes EN 25814 et ISO 5814
DCO	Détermination de l'indice permanganate	Norme EN ISO 8467: 1993
DBO ₅	Méthode pour les échantillons non dilués	Norme NF EN 1899- 2
Azote ammoniacal	Méthode spectrophotométrie au réactif de Nessler	Norme NFT 90- 015
Nitrite	Spectrométrie à la sulfanilamide	ISO 5667
Nitrate	Spectrométrie au salicylate de sodium	Rodier (analyse d'eau)
Phosphate	Méthode molybdovanadate	standard methods for the examination of water and wastewater
Matière organique	$MO = \frac{(DBO_5 \times 2) + DCO}{3}$	(Salghi, 2009)
B. Metaux Lourds		
Fer	Spectrophotométrie à la phénanthroline- 1,10	Norme NFT 90-017
Cu	Spectrophotomètre d'absorbtion atomique	(Mathieu et Pieltain, 2003)
Zn	Spectrophotomètre d'absorbtion atomique	(Mathieu et Pieltain, 2003)
Mn	Spectrophotomètre d'absorbtion atomique	(Mathieu et Pieltain, 2003)
C. Indicateurs de pollution microbiologiques		
paramètre	méthode	référence
Coliformes totaux /fécaux	Ensemencement en milieu liquide et détermination du NPP	Norme NFT 90-413, AFNOR, Paris, 1985; Norme NFT 90-414.
Streptocoques	Ensemencement en milieu liquide	Norme NFT 90-416, mars 1999

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

fécaux	et détermination du NPP	
Clostridium	Incorporation en gélose en tubes profonds	Norme NFT 90-415
Germes revivifiables	Technique de numération des microorganismes	Norme NF EN ISO 66-22 de juillet 1999

2.7. Résultats et discussion d'analyses des indicateurs de pollution physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées de chaque rejet durant toute une période d'étude de six ans (2010-2015)

2.7.1. Indicateurs de pollution physico-chimique des trois rejets :

➤ Le Potentiel Hydrogène (pH) :

Le pH (potentiel hydrogène) mesure la concentration en ions H^+ de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 ; 7 étant le pH de neutralité.

Le pH de rejet doit être compris entre 5,5 et 8,5 . Plus un effluent s'éloigne du 7 (neutre) plus la vie biologique est difficile. Il doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH mètre ou par colorimétrie (**OLIVIER, 1995**)

Le potentiel en hydrogène enregistre des variations plus ou moins importantes entre les trois rejets, ou nous avons enregistré les valeurs basiques de 8,02 et 8,07 pour les rejets d'oued Z'mor et l'Oued de Biskra et 7,87 pour le rejet de Chaabet Roba qui est très proche du milieu neutre.

La moyenne des valeurs de pH des trois rejets enregistrés durant toute la période d'étude confirme que la qualité des eaux usées des trois rejets dépend aux normes Algérienne des eaux usées (voir figure 2,9)

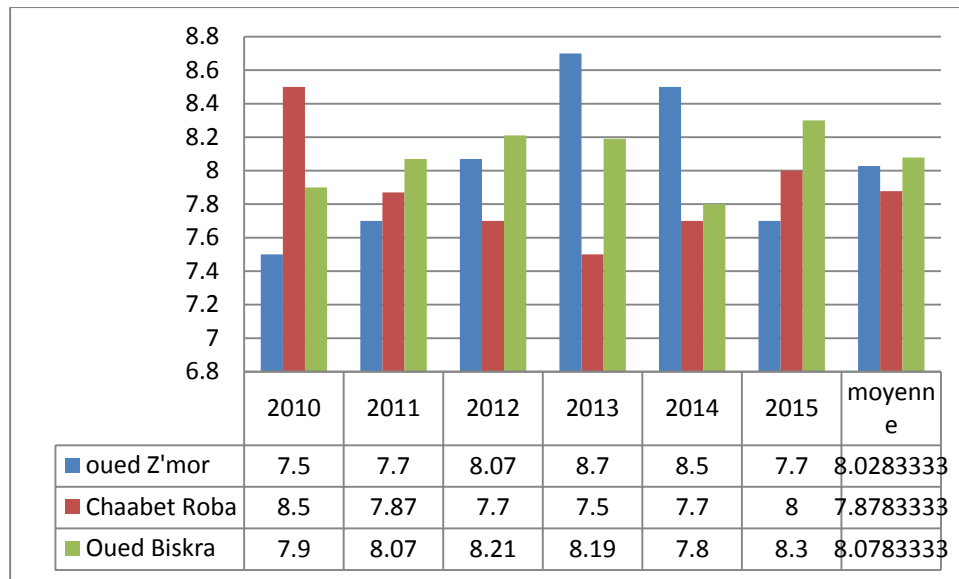


Figure 2.9. Variation spatiotemporelle du pH durant la période d'étude

Pour les processus d'épuration aérobies, la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour réaliser son activité épuratrice (REJSEK, 2002). Lors de la fermentation, il y'a une production d'acides organiques qui peuvent diminuer le pH du milieu. Ces acides seront utilisés par la biomasse anaérobie avec une production finale de méthane (CH₄). Si l'installation fonctionne correctement, le pH sera proche de la neutralité, un pH plus favorable à l'activité bactérienne bactérienne. Les conséquences de l'accumulation d'acides organiques (acides gras volatils) dans le milieu seront donc : une augmentation de l'acidité du milieu et la perturbation de l'activité bactérienne du milieu.

➤ **Température :**

La température reste un paramètre dont la détermination est souvent négligée. Son contrôle est indispensable. Le fonctionnement de certains ouvrages de la chaîne de traitement (dégraisseurs) nécessite que l'effluent présente une température inférieure à 30°C. Cette condition est pratiquement toujours vérifiée pour les effluents domestiques. Il serait intéressant, dans le cas d'effluents industriels particuliers de ménager des temps de stockage suffisamment longs pour abaisser la température à des valeurs compatibles avec une bonne élimination des matières grasses (BECHAC *et al.*, 1987).

Les valeurs de température enregistrés aux niveaux des trois rejets ont une moyenne de 22,55°C pour le rejet d'oued Z'mor, 19,72°C pour Chaabet Roba et de 22,85°C pour le rejet d'oued Biskra (voir figure 1.9)

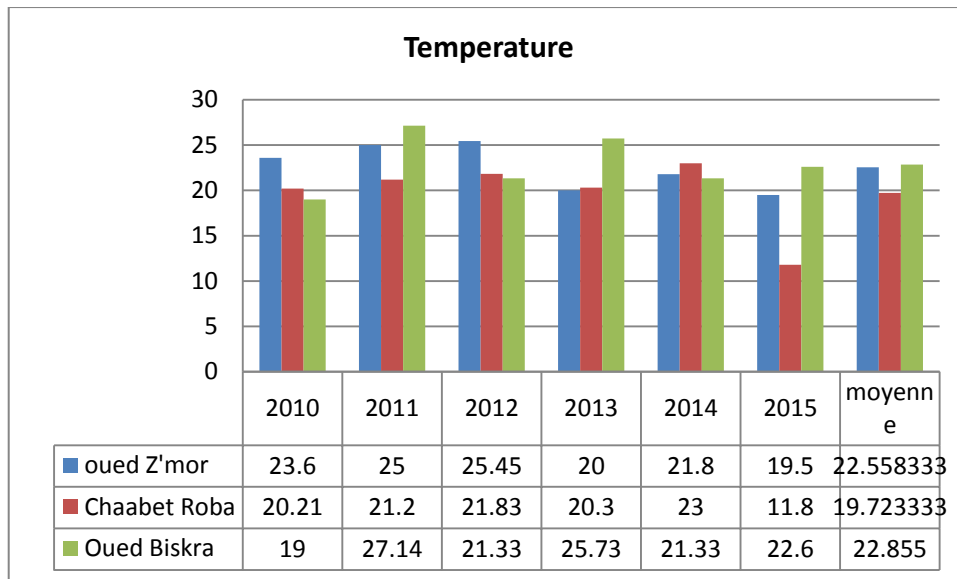


Figure 2.10. Variation spatiotemporelle de la température durant la période d'étude

La température joue un rôle important dans la qualité de l'épuration et elle réduit le colmatage. En effet, MARA (1982) a montré que la capacité d'épuration dépend de la température qui influence les cinétiques d'oxydation de la pollution dissoute. Une basse de la température ralentie l'activité bactérienne.

Au niveau des stations d'épuration la température des eaux usées influe beaucoup sur l'efficacité du procédé de traitement, par exemple, la décantation est plus efficace à des températures élevées. De plus, l'activité biologique prenant place lors du traitement décroît avec le froid, la vitesse de nitrification est très ralentie lorsque la température descend au-dessous de 10°C (Martin, 1979). Selon Ollier et Poirie (1983), une eau trop chaude ou trop froide peut donner lieu à des accidents surtout sur des jeunes plantes.

➤ **Conductivité électrique**

Plusieurs études (BREMONT et VUICHARD, 1973 ; RODIER, 1984) ont défini la conductivité électrique d'une eau comme étant la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm², elle s'exprime en μS/cm. La mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution.

La mesure de la conductivité électrique aux niveaux des trois rejets étudiés donne des valeurs moyenne de 5652,19 μs/cm pour le rejet d'oued Z'mor, 3393,02 μs/cm pour le rejet de Chaabet Roba et 5321,94 μs/cm pour le rejet d'oued Biskra,

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

respectivement. (Illustration sur la figure 3). Ces valeurs de la conductivité électrique dépassent largement la norme Française qui égale à 400 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

La conductivité électrique augmente d'une manière importante, ce qui indique une minéralisation de l'eau synchronisée avec une dégradation de la matière organiques et MES par les bactéries.

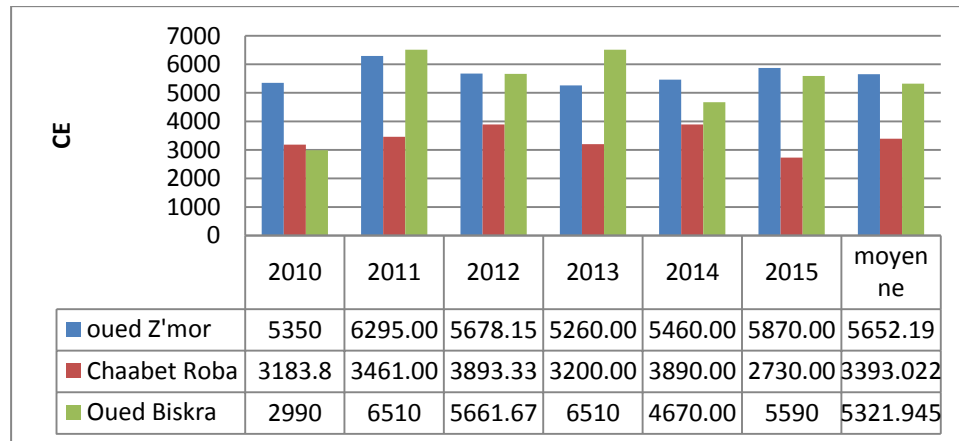


Figure2.11. Variation spatiotemporelle de la conductivité électrique durant la période d'étude

➤ Turbidité

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées en : argiles, limons, grains de silice, matières organiques, etc. L'appréciation de l'abondance de ces matières mesure son degré de turbidité. Celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement de l'eau aura été plus efficace. Les mesures de turbidité ont donc un grand intérêt dans le contrôle de l'épuration des eaux brutes (Gaujous, 1995).

La moyenne de turbidité mesurée des trois rejets étudiés montre que le rejet d'oued Biskra est le plus turbide par rapport aux autres rejets enregistrant les valeurs de 140,675 NTU, et de 138,766 NTU pour le rejet de Chaabet Roba et de 114,38 NTU pour le rejet d'oued Z'mor qui est le rejet le moins turbide (voir figure 2.12). Ou NTU (Nephelometric Turbidity Unit) est : l'unité de turbidité néphélométrique

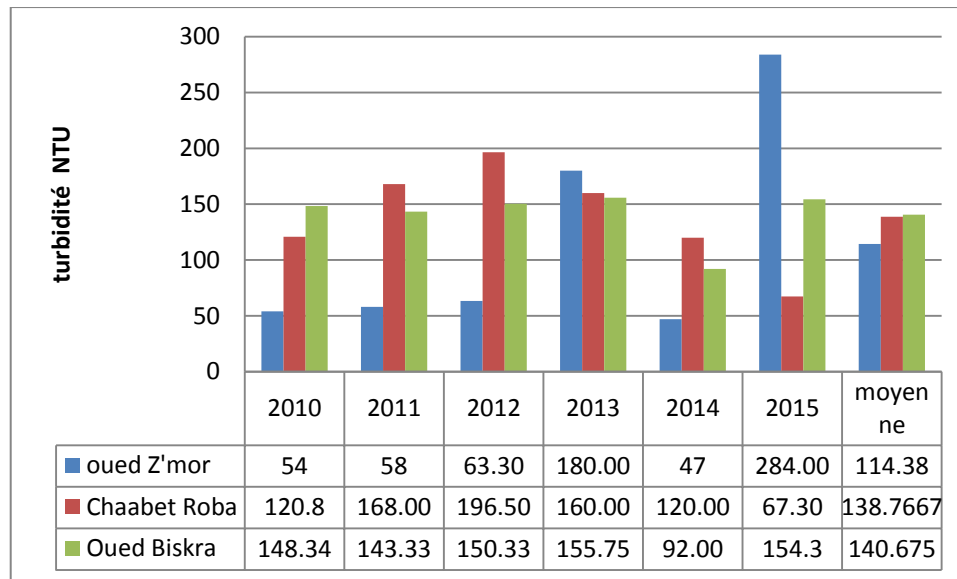


Figure 2.12. Variation spatiotemporelle de la turbidité durant la période d'étude.

Selon Olivier, (1995) la mesure de la turbidité est très importante pour l'estimation rapide de MES. Dans notre étude, la diminution enregistrée dans de la turbidité, montre que l'eau est devenu assez claire et moins trouble.

Selon le tableau suivant nous constatons que toute les eaux des trois rejets étudiés sont trouble, parce qu'elles ont une turbidité >50 NTU.

Tableau.2.2. Classes de turbidité usuelles (Norme NF EN 278888-ISO7888)

NTU < 5	Eau Claire
5 < NTU < 30	Eau légèrement trouble
NTU > 50	Eau trouble

La mesure de la turbidité, très utile pour le contrôle d'un traitement ne donne pas d'indications sur la nature, la concentration, la taille des particules en suspension qui doivent faire l'objet de mesures spécifiques.

➤ **Matières en suspension**

Elles représentent les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc retenues par un filtre. Les MES, qui comportent des matières organiques et minérales, constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel (Marc et Bechir, 2006).

Les matières en suspension mesurés durant la période d'étude montrent que le rejet de Chabet Roba est le plus turbide avec une concentration de MES égale à 245,276 mg/L ce qui reflète une minéralisation excessive. Cet endroit est enrobé par la végétation provoquant le phénomène de l'évapotranspiration ainsi que la mort naturel des racines. Pour le rejet d'oued Biskra, nous avons enregistré une valeur de 177,768 mg/L, et de 121,40 mg/L pour le rejet d'oued Z'mor.

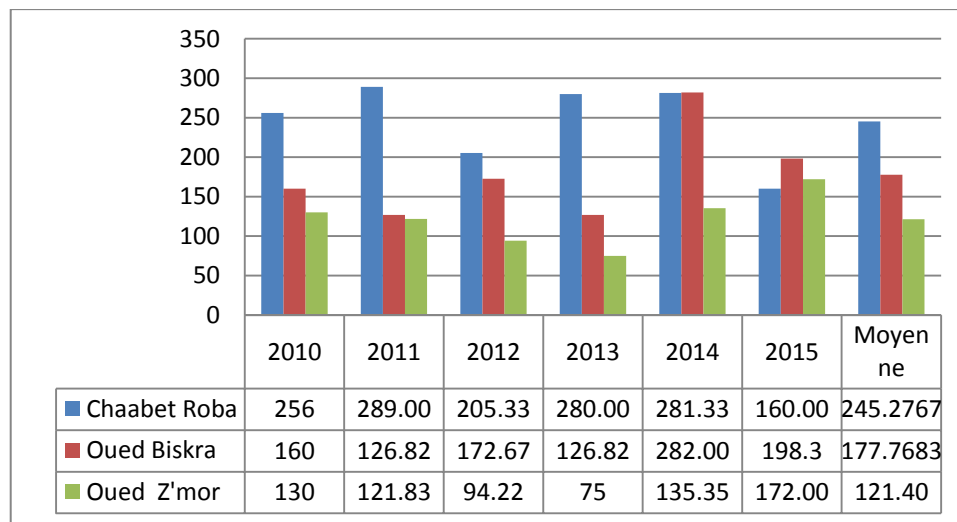


Figure 2.13 Variation spatiotemporelle de la MES durant la période d'étude.

En effet, la teneur et la composition minérale ou organique des matières en suspension dans les eaux sont très variables. Cependant des teneurs élevées en MES peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et limiter alors le développement de la vie aquatique et créer des déséquilibres entre les diverses espèces.

Elles peuvent interférer avec la qualité d'eau par des phénomènes d'adsorption notamment de certains éléments toxiques, et de ce fait être une voie de pénétration de toxiques plus ou moins concentrés dans l'organisme. Ainsi on comprend mieux pourquoi les MES rentrent systématiquement en compte dans un bilan de pollution. Ces analyses de

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

MES permettent donc de connaître la quantité de matière non dissoutes, qu'elles soient organiques ou minérales, présentes dans un échantillon (MOLL, 1999, 2008).

➤ Couleur

La coloration de l'eau est due à la présence de matières minérales ou organiques. Selon Olivier (1995), la coloration d'une eau reflète la présence de composés dissous et corrélativement, la présence de solutés induit une coloration qui ne se limite pas au seul domaine du visible.

Les valeurs moyennes de la couleur mesurée pour les trois rejets sont de l'ordre de 635,206 unité de couleur pour le rejet d'oued Biskra, de 401,57 unité de couleur pour le rejet d'oued Z'mor et de 330,058 unité de couleur pour le rejet de Chaabet Roba (voir figure 2.14).

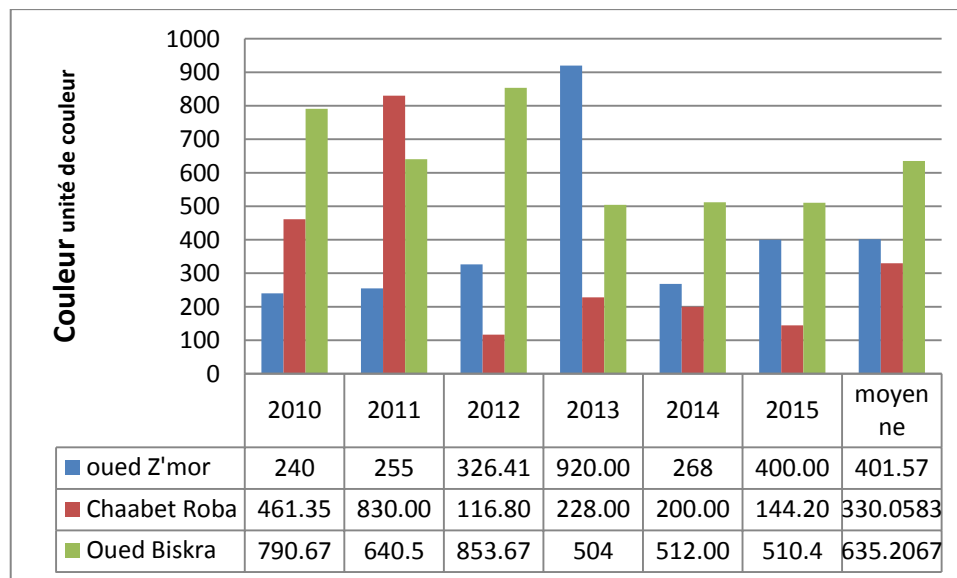


Figure 2.14. Variation spatiotemporelle de la couleur durant la période d'étude

➤ Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse. Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène, alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous-saturée. En effet, la forte présence de matière organique, dans un plan d'eau par exemple, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène (Urios, 2005).

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

L'oxygène dissous enregistré aux niveaux des trois rejets étudiés est de l'ordre de 2,11 mg/l pour le rejet d'oued Z'mor, et de 2,62mg/l pour le rejet de Chaabet Roba, et de 2,58mg/l pour le rejet d'oued Biskra (voir figure 2.15).

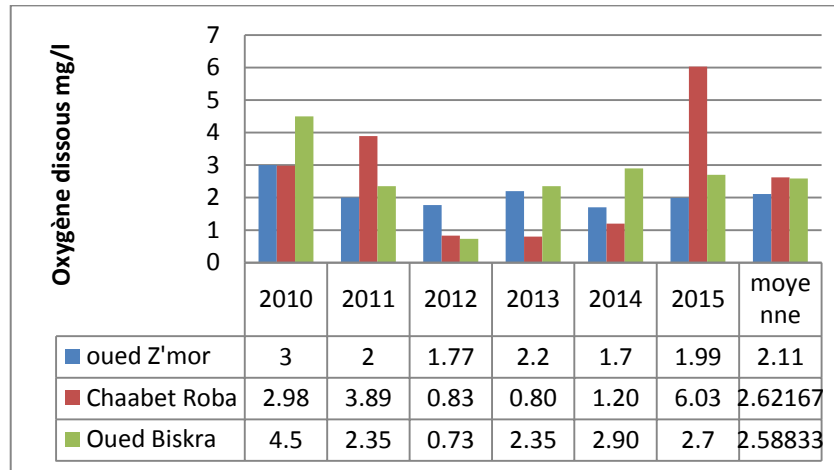


Figure 2.15. Variation spatiotemporelle de l'oxygène dissous durant la période d'étude

➤ Demande chimique en oxygène DCO

La demande chimique en oxygène correspond à la quantité d'oxygène en (mg) qui a été consommée par voie chimique pour oxyder la totalité des matières organiques présentes dans 1 litre d'eau.

La DCO est particulièrement indiquée pour mesurer la pollution d'un effluent industriel. Elle est plus rapide et toujours plus supérieure que la DBO₅ et possède une bonne biodégradabilité (Angel, 1998). Ce test est particulièrement utile pour l'appréciation du fonctionnement des stations d'épuration (Rodier, 1997).

La figure (2.16) résume les résultats d'analyse des teneurs en DCO, les différents DCO obtenues sont: 145,135 mg/l, 150,383 mg/l, 190,731 mg/l. Ces valeurs correspondant aux rejets : Oued Z'mor , Chaabet Roba, Biskra respectivement. Ces résultats dépassent largement les normes (120 mg/l).

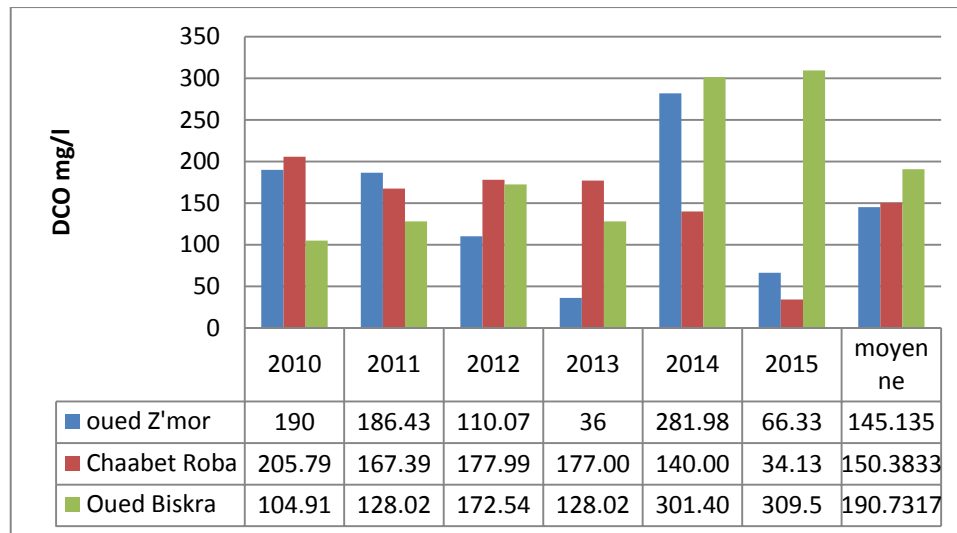


Figure 2.16. Variation spatiotemporelle de la DCO durant la période d'étude

➤ **Demande biochimique en oxygène pendant cinq jours DBO₅**

La DBO, ou Demande Biochimique en Oxygène correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies de l'eau pour oxyder les matières organiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau. Il s'agit donc d'une consommation potentielle de l'oxygène par voie biologique. Ce paramètre constitue un bon indicateur de la teneur en matières organiques biodégradables d'une eau (toute matière organique biodégradable polluante entraîne une consommation de l'oxygène) au cours des procédés d'autoépuration (Agence de l'eau RHONES Méditerranée et CROSE, 1999).

La mesure la plus couramment réalisée est celle de la DBO₅, retenue par la directive Européenne du 21 mai 1991 (Norme AFNOR.NFT.90.103). La DBO₅ correspond à la demande biochimique en oxygène après 5 jours d'incubation de l'échantillon à une température de 20°C (Ouali, 2001) (Voir tableau 2.3).

Tableau 2.3: Echelle de valeurs de DBO₅ (Norme NF EN 278888-ISO7888)

• **Relation entre la DBO₅ et la DCO et l'oxydabilité**

Situation	DBO ₅ (mg/l d'O ₂)
Eau naturelle pure et vive	< 1
Rivière légèrement polluée	1 < c < 3
Egout	100 < c < 400
Rejet station d'épuration efficace	20 < c < 40

Le rapport DCO/DBO₅ détermine la possibilité et le rendement de dégradation que l'on peut espérer par un traitement d'oxydation biologiques (Moll, 2005).

La valeur du rapport DCO/DBO₅ d'une eau usée mixte nous permet d'avoir une idée sur sa biodégradabilité :

DCO/DBO₅ ~ 1 \implies bonne biodégradabilité.

DCO/DBO₅ ~ 1,5 à 2,0 \implies biodégradabilité moyenne.

DCO/DBO₅ ~ 3,4 à 4,0 \implies biodégradabilité faible (Ouali, 2001).

Selon Lesavre (2001), plus il se rapproche de 1, plus le rapport DCO/DBO₅, indique la biodégradabilité d'un rejet d'eaux usées. Cette ration nous donne aussi une idée sur sa nature:

Effluent à dominance domestique $2 < \text{DCO/DBO}_5 < 3$

Effluent d'industrie agro alimentation $\text{DCO/DBO}_5 \cong 1,5 - 2$.

Effluent industriel plus au moins difficilement biodégradable $\text{DCO/DBO}_5 > 3$

$\text{DCO/DBO}_5 = 5$ pollution organique, toxique substance difficilement biodégradable, nécessite un prétraitement.

$\text{DCO/DBO}_5 = 10$; effluent à dominante chimique nécessitant un traitement spécifique en général physico-chimique (industrie chimique, pharmaceutique, etc)

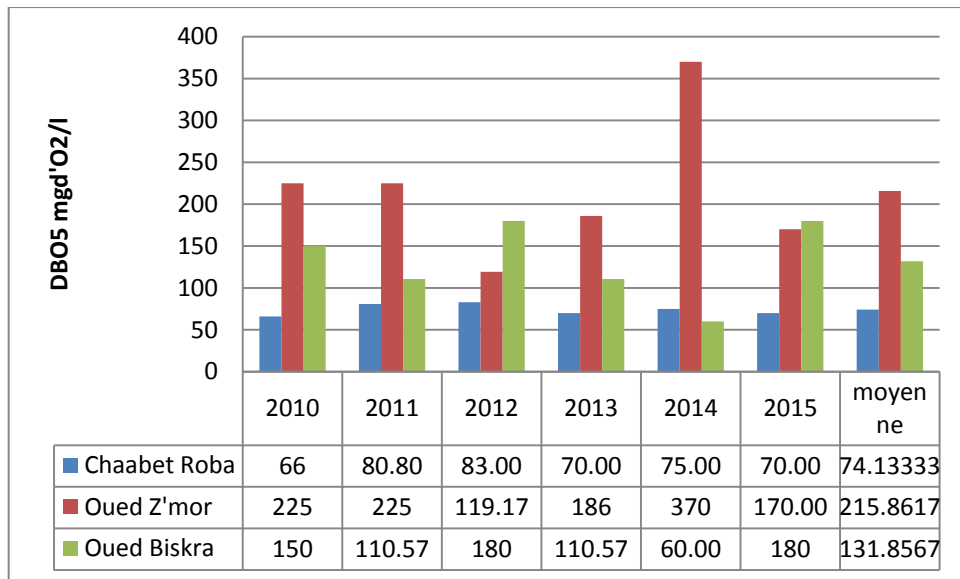


Figure 2.17. Variation spatiotemporelle de la DBO₅ durant la période d'étude

La demande biochimique de l'oxygène pendant cinq jours mesurée durant toute la période d'étude a enregistré les valeurs suivants ; 74,133 mg/l, 215,816 mg/l, 131,856 mg/l pour les rejets de Chaabet Roba, Oued Z'mor et Oued Biskra, respectivement. Ces concentrations dépassent énormément la norme Algérienne qui ne dépasse pas 40 mg/l.

Pour évaluer la qualité de ces eaux nous avons appliqués l'échelle de valeurs de DBO₅ (Norme NF EN 278888-ISO7888). Nous avons constatés que la concentration des eaux usées des trois rejets se situe dans la classe des eaux d'égouts, avec l'intervalle : 100<C<400.

Selon Ouali (2001), l'indice de biodégradabilité des eaux de rejets étudiés est interprété comme suit :

Oued Z'mor avec un rapport DCO/DBO₅ de 0,672 indique une bonne biodégradabilité.

Chaabet Roba avec un rapport DCO/DBO₅ de 2,57 indique une biodégradabilité moyenne.

Oued Biskra avec un rapport DCO/DBO₅ de 1,14 indique une biodégradabilité moyenne.

Et selon Lesavre (2001), on peut aussi distinguer la nature du rejet comme suit :

Oued Z'mor (site 2) et Oued Biskra (site 3) représentent un effluent d'industrie agroalimentaire avec un rapport de DCO/DBO₅ \cong 1,5 _ 2.

Chaabet Roba (Site 1) a un rapport >2 et <3 alors que ce dernier est un effluent à dominante domestique.

➤ **Azote ammoniacal NH_4^+ :**

L'azote est un élément indispensable au développement des végétaux qui l'absorbent du sol. Dans les eaux usées résiduaires, l'azote se trouve surtout sous forme organique (50% à 90%). Le reste se trouve essentiellement sous forme d'azote minéral. L'ion ammonium se transforme en gaz ammoniac dissous (NH_3), très toxique pour les poissons, comme l'est l'ion nitrite récepteur (Franck, 2002).

L'histogramme ci-dessous montre que la moyenne des valeurs de l'azote ammoniacal mesuré durant toute la période d'étude dépasse largement les normes de l'OMS de 1,5 mg/l. En effet, le rejet d'Oued Z'mor enregistre une valeur de 19,88 mg/l, de 26,17 mg/l et 29,62mg/l pour les rejets d'oued Biskra et celle de Chaabet Roba respectivement.

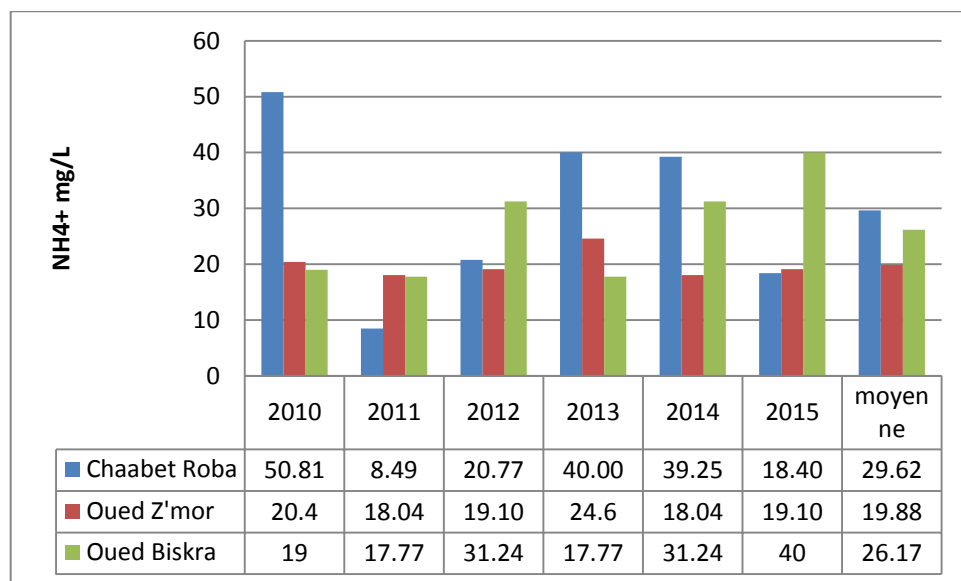


Figure 2.18. Variation spatiotemporelle de l'azote ammoniacal durant la période d'étude

Nos résultats sont conformes aux résultats de Khadraoui (2011), où la teneur en azote pour l'ensemble des rejets de la ville de Biskra est faible et ne dépasse pas la concentration de 30 mg/l.

➤ **Nitrate :**

Les nitrates sont des substances chimiques naturelles qui sont beaucoup utilisées dans les engrais inorganiques et comme des agents de conservation des aliments. Les nitrates sont la forme la plus stable des deux formes de l'azote, mais sous l'action microbienne, ils peuvent être réduits en nitrites, la forme la plus toxique. Des concentrations élevées d'azote, dans l'eau combinée à la présence de phosphore peuvent occasionner une

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

prolifération excessive des micro-algues, c'est le phénomène d'eutrophisation. Ces dernières réduisent la teneur en oxygène, parfois jusqu'à une teneur létale (Melquiot, 2003).

Les nitrates se trouvent naturellement dans les eaux proviennent en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur le sol constituant le bassin versant. Leurs concentrations naturelles ne dépassent pas mg/L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines.

La nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence et l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates.

La teneur en nitrates est en augmentation ces dernières années, de l'ordre de 0,5 à 1 mg/l/an, voire 2 mg/l/an dans certaines régions. Cette augmentation à plusieurs origines : agricole, urbaine et industrielle (Rejsek, 2002).

L'histogramme ci-dessous illustre les variations spatiotemporelle des valeurs moyennes des nitrate enregistrés aux niveaux des trois sites de rejets dont les concentrations sont de l'ordre de 0,15 mg/l, 0,39 mg/l et 1,04 mg/l pour les rejets de Chaabet roba, Oued Z'mor et Oued Biskra, respectivement.

Cette concentration de nitrates dépend des normes de l'OMS (40 mg/l ou bien de celles de la France avec une concentration de 50 mg/l).

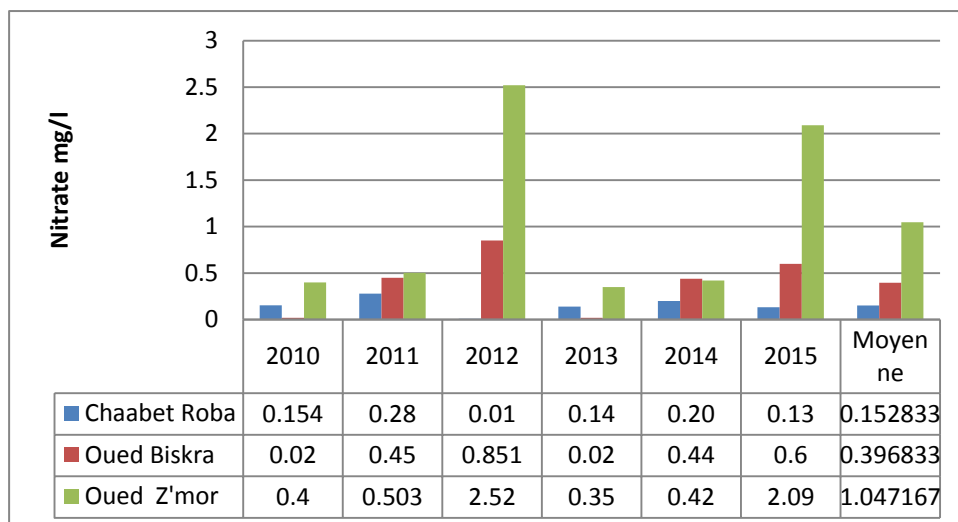


Figure 2.19. Variation spatiotemporelle du nitrate durant la période d'étude

➤ **Les nitrites:**

Les nitrites peuvent être présents dans l'eau sous forme non ionisée d'acide nitreux (HNO₂) ou ionisée (NO₂⁻). La première forme, qui apparaît dans certaines conditions de température et de pH, est la plus toxique pour les organismes vivants: l'azote nitreux intervient dans le phénomène de méthémoglobinémie et dans la production soupçonnée de nitrosamines. Dans le milieu naturel, sa toxicité se manifeste à faible dose, en particulier chez les salmonidés (Emilian, 2009). L'historique de la (Figure 2.20) résume les variations spatiotemporelles des valeurs de concentrations de nitrite aux niveaux des trois sites d'études. Les valeurs obtenues sont respectivement de l'ordre de 1,14 mg/l, 0,22mg/l, 0,46mg/l pour les rejets de Chaabet Roba , Oued z'mor et Oued Biskra.

La moyenne des concentrations de nitrite des trois sites de rejet ne dépasse pas la norme de l'OMS de 3 mg/l. Cela est traduit par la prolifération des algues au niveau du bassin de finition.

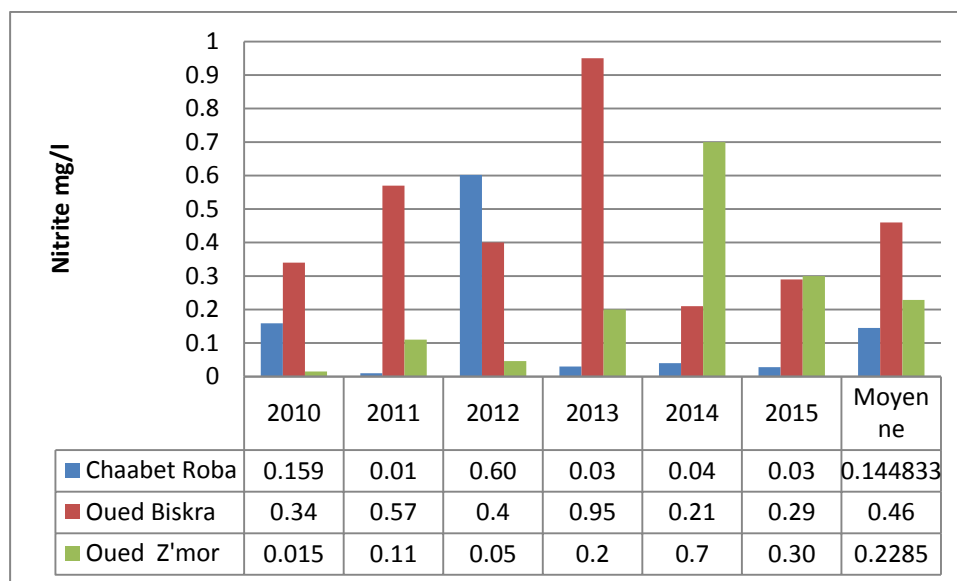


Figure 2.20. Variation spatiotemporelle de Nitrite durant la période d'étude

➤ **Sulfate :**

La présence de sulfate dans l'eau est généralement due à des rejets en provenance d'ateliers de blanchiment (laine, soie, etc.), d'usines de fabrication de cellulose (pâte à papier, etc.) et d'unités de déchloration. Sont utilisées par ailleurs, les propriétés réductrices des sulfites dans les eaux des chaudières pour éviter la corrosion liée à la

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

présence d'oxygènes dissous, l'injection dans le circuit se fait habituellement en continu à la concentration de 20 mg/l. Cependant un excès d'ions sulfites dans les eaux de chaudières peut avoir des effets néfastes car il abaisse le pH et peut alors développer la corrosion. En cas de rejet dans l'environnement, les sulfites se combinent à l'oxygène en donnant des sulfates (Rodier *et al.*, 2005).

L'histogramme ci-dessous (Figure 2.21) démontre les variations spatiotemporelle des valeurs de concentrations de sulfate au niveaux des trois sites d'études, dont les valeurs sont respectivement de l'ordre de 159,44 mg/L, 352,64 1mg/l, 518,24 mg/l pour les rejets de Chaabet Roba , Oued z'mor et Oued Biskra

La moyenne des concentrations de sulfate d'oued Z'mor dépasse énormément les normes Françaises de 250 mg/l, même constatation est soulignée pour le rejet d'oued Biskra qui dépasse la norme de l'OMS avec une valeur de 400 mg/l.

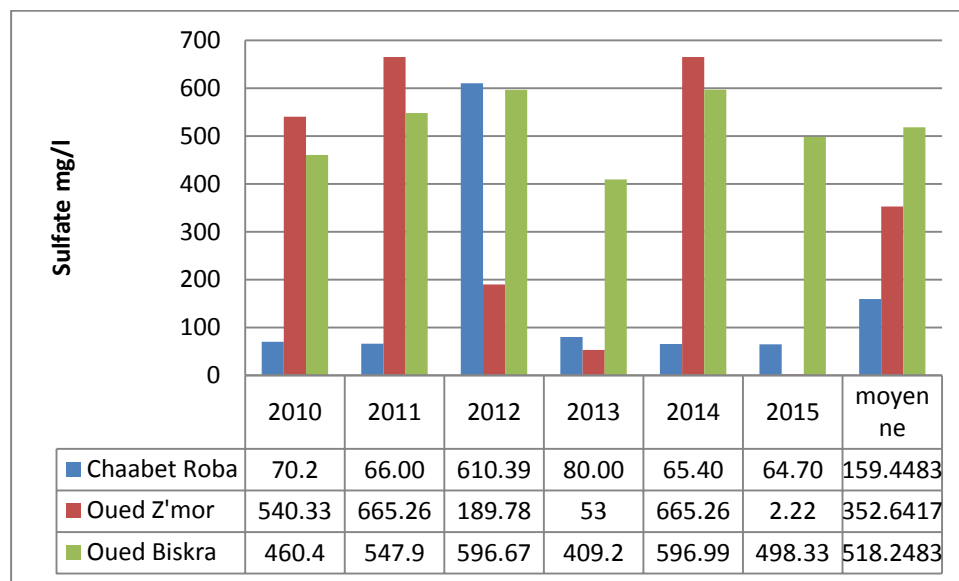


Figure 2.21. Variation spatiotemporelle de Sulfate durant la période d'étude

➤ **Phosphate :**

Le phosphore est un macronutriment nécessaire pour la vitalité des cellules. C'est un Composant important de l'Adénosine triphosphate (ATP), les acides nucléique (ADN et ARN), et les phospholipides dans les membranes cellulaires. Le phosphore joue le rôle d'un facteur limitant pour la nutrition et la croissance des algues.

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

La concentration moyenne de phosphore total (formes organiques et inorganiques) des eaux usées est de l'ordre de 10-20 mg/L, dont beaucoup proviennent de constructeurs de phosphate dans les détergents (Meganck et Faup, 1988).

L'histogramme ci-dessous montre que la moyenne des valeurs du phosphate mesuré durant toute la période d'étude dépasse largement les normes Algérienne avec une valeur de 2mg/l, 38,78 mg/L et 49,28 mg/L pour les rejets d'oued Z'mor d'oued Biskra et celle de Chaabet Roba.

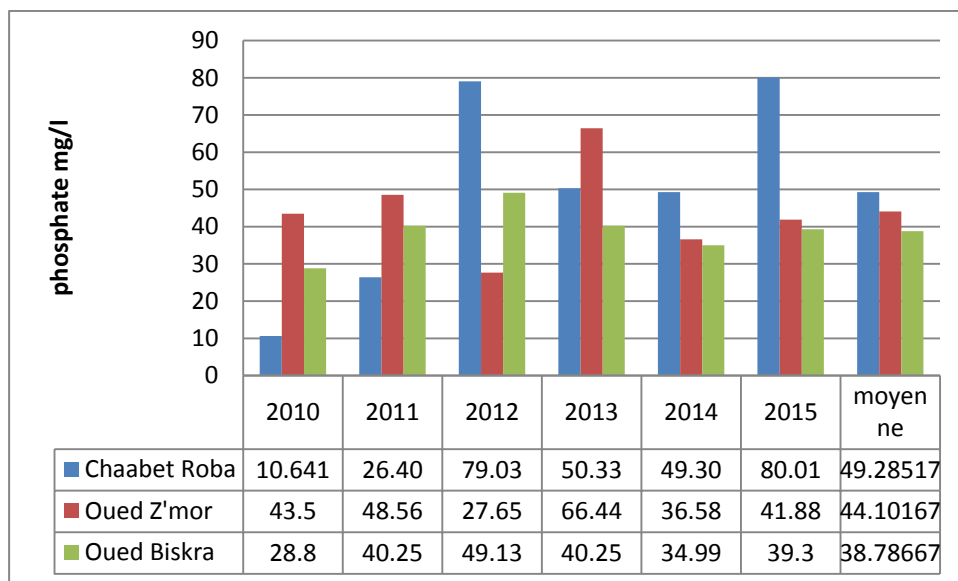


Figure 2.22. Variation spatiotemporelle du phosphate durant la période d'étude

L'élimination des phosphates : la déphosphoration biologique

La déphosphoration biologique est un processus en deux étapes complexes qui nécessite le relargage des phosphates cellulaires dans une première phase anaérobie suivi d'une suraccumulation dans les cellules bactériennes en phase aérobie (Wousters, 1994).

Plusieurs mécanismes chimiques et biologiques sont responsables de l'enlèvement du phosphore par phytoépuration (Arvin et Kristensen, 1983):

1. Précipitation chimique contrôlée par le PH et les cations tels que le Calcium, Ca^{+2} , le fer, Fe^{2+} et l'aluminium Al^{3+} .
2. L'assimilation des phosphores des eaux usées par les micro-organismes.

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

3. Amélioration de l'élimination biologique de phosphore.

4. Micro-organismes médiateurs renforcée la précipitation chimique (Meganck et Faup, 1988)

➤ **Métaux lourds**

➤ **Fer :**

Le fer est l'un des éléments qu'on trouve le plus souvent dans la croûte terrestre et la plupart des approvisionnements en eau en contiennent au moins une petite quantité. Il se présente sous deux formes: ferreux (dissous) et ferrique (extractible). L'excès de cet élément représente un problème pour l'environnement.

Parmi les éléments traces se trouvant dans les eaux usées, certains, dits oligo-éléments, sont indispensables à la croissance des plantes. Citons entre autres : le manganèse, le fer, le cuivre, le molybdène ou le zinc. Ils peuvent avoir un intérêt en cas de réutilisation agricole (Bontoux, 1993).

La moyenne des concentrations de Fe^{2+} , pour les sites de travail sont respectivement de l'ordre de 1,56 mg/l, 1,79 mg/l, 1,04 mg/l pour les rejets de Chaabet Roba, Oued Z'mor et Oued Biskra. Ces derniers dépassent les normes de rejet établies par L'OMS ou par la France enregistrant les valeurs de 0,3 mg/l et 0,2mg/l En revanche, ils sont inclus au normes Algériennes des eaux usées avec une concentration de concentration de Fer de 5mg/L

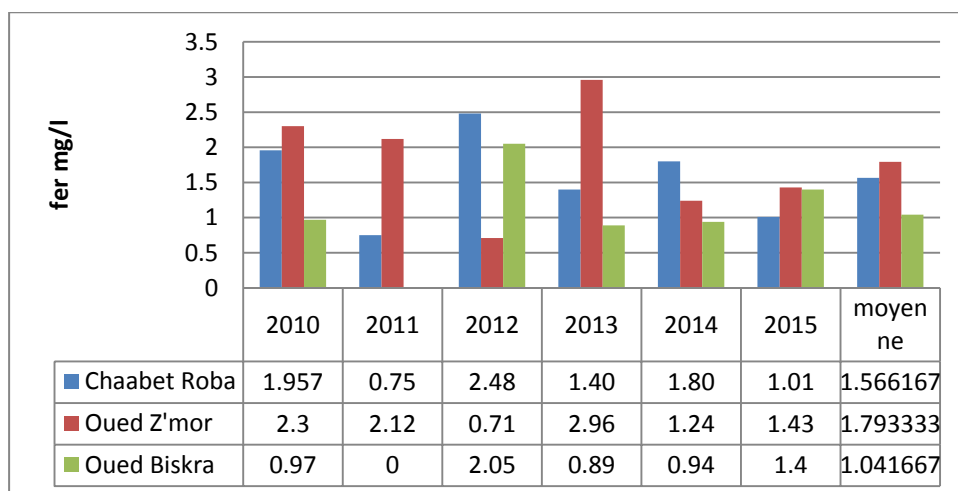


Figure 2.23. Variation spatiotemporelle de la Fe^{2+} durant la période d'étude

➤ **Matières organiques :**

Dès leur arrivée dans le réseau d'égouttage puis dans la rivière, ces matières organiques vont être transformées en matières minérales par l'action bactérienne en aérobie (oxydation) puis en anaérobie (fermentation) si la réoxygénation naturelle du cours d'eau n'est pas suffisante. Au bout de cette transformation, il reste du gaz carbonique émis dans l'atmosphère (et en partie dissous dans l'eau), des nitrates et des phosphates (Leclerc, 2001)

La concentration de la matière organique enregistrée aux niveaux des trois sites de rejets est respectivement de l'ordre de 125,73 mg/L, 193,14mg/L et 214,36 mg/L pour les rejets de Chaabet Roba, Oued Z'mor et Oued Biskra

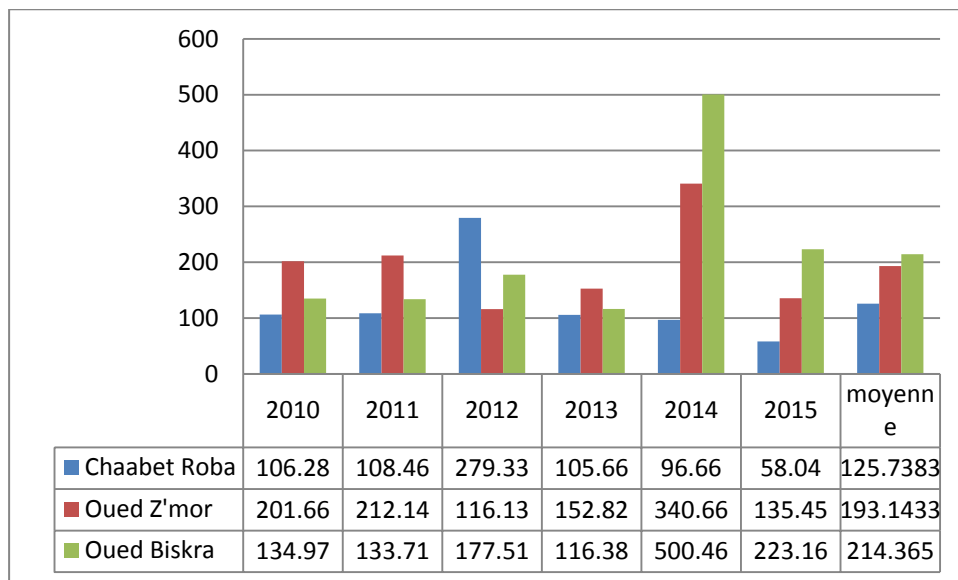


Figure 2.24. Variation spatiotemporelle de la MO durant la période d'étude

Selon Grisson (1999), cette dégradation est expliquée par le fait que la matière organique est dégradée par des bactéries hétérotrophes aérobiques ou anaérobiques. La dégradation aérobique transforme la matière organique en biomasse bactérienne et en éléments minéraux simples. Les nouvelles cellules ainsi formées seront dégradées à leur tour et la dégradation anaérobique est limitée par la présence d'oxygène.

Les principaux mécanismes d'épuration s'appuient sur la combinaison de plusieurs processus en conditions d'aérobies.

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

L'élimination de la charge organique se fait par une simple filtration physique en plus des processus biologiques dus à la flore bactérienne et aux plantes (Abissy et Mandi, 1998)

➤ Indicateurs de pollution bactériologique :

Les eaux usées sont des milieux favorables pour la croissance et la prolifération des germes pathogènes tels que les germes totaux, les coliformes fécaux, coliformes totaux, streptocoques fécaux, clostridium, les salmonelles et les vibrions cholériques.

Depuis 1914, le service de la santé publique des états unis (USPHS) : a adopté le groupe de coliformes comme un indicateur de contamination fécale de l'eau potable. Plus tard, divers microorganismes ont été proposés et utilisés pour indiquer la présence de contamination fécale (Bitton, 2005).

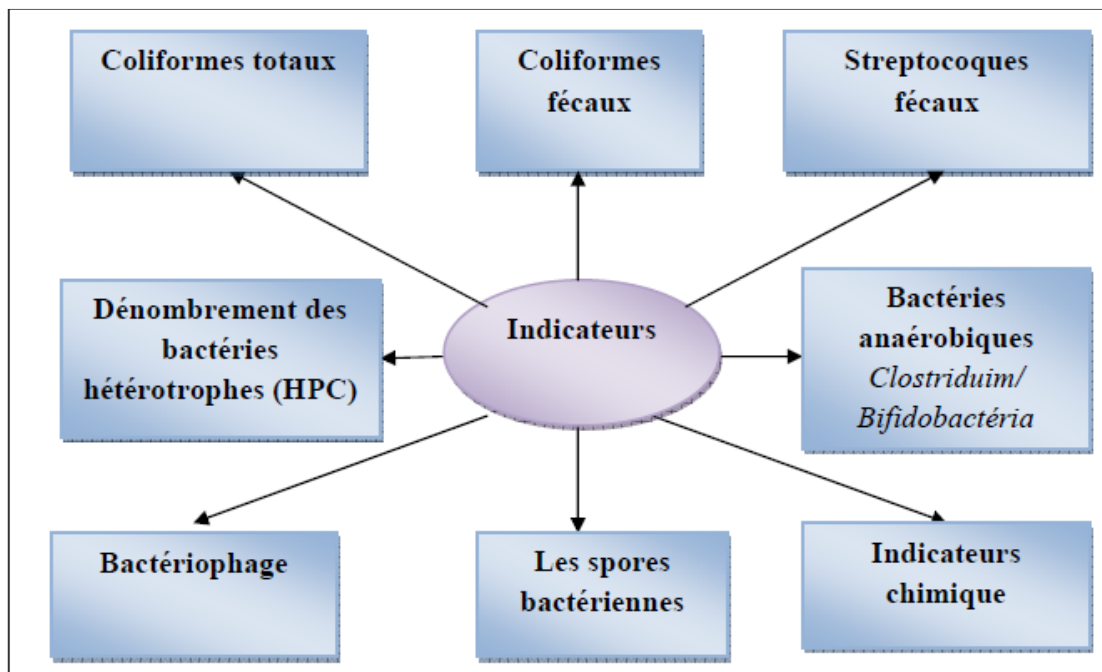


Figure 2.25. Indicateurs microbiologiques et chimiques des eaux (Bitton, 2005)

➤ Germes totaux :

Les teneurs en germes totaux, coliformes totaux et streptocoques fécaux, clostridium, salmonelles et vibrion cholérique sont exprimées en UFC/100 mL (Unité Formant Colonies/100 mL).

La concentration de germes totaux aux niveaux des trois sites d'étude est de l'ordre de 2000 UFC/100 mL, (voir figure 2.26)

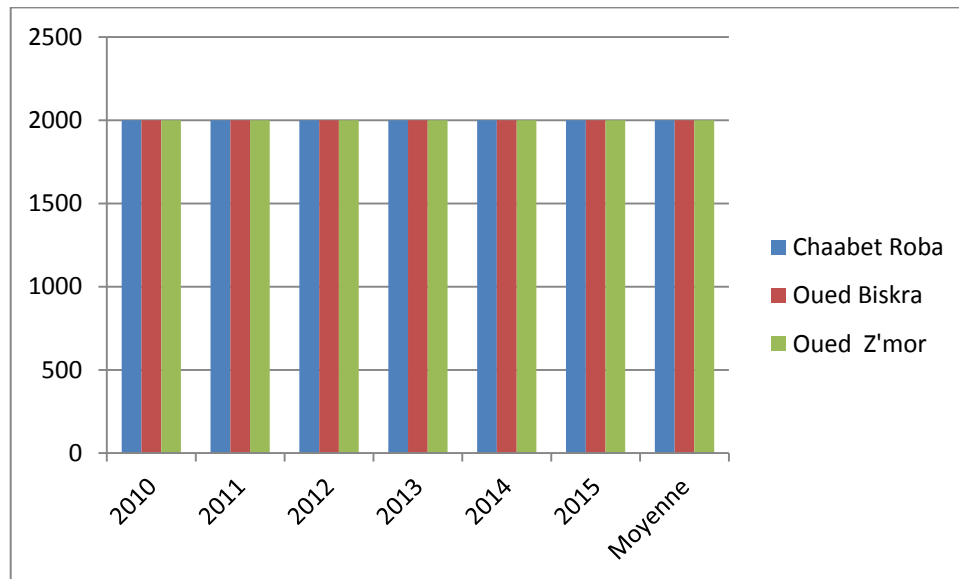


Figure 2.26. Variation spatiotemporelle des germes totaux durant la période d'étude

➤ Coliformes totaux

Le concept de Coliformes a été établi pour regrouper des Entérobactéries ayant certains caractères communs et pouvant avoir une signification sanitaire en raison de leur origine fécale.

Ils représentent donc de bons indices, témoins de contamination fécale. Leur présence est constante dans les fèces humaines et animales (Lebres, 1990).

Il s'agit de Bacilles Gram Négatifs (BGN), aérobies ou anaérobies facultatifs, non sporulés, capables de se multiplier en présence de sels biliaries et capables de fermenter le lactose avec production d'acide et de gaz en 24 à 48 heures à une température comprise entre 36 et 37°C (Delarras,2003).

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Ces bacilles incluent *E.coli*, *Enterobacter*, *klebsiella*, et *Citrobacter*. Ce groupe de bactéries atteint un taux très élevé (2×10^9 coliformes/jour/habitant) dans la matière fécale des êtres humains et des animaux. Mais tous ne sont pas d'origine fécale (A.P.H.A., 1990).

Les coliformes enregistrés durant la période d'étude sont de l'ordre de 680 UFC/mL, 141 UFC/mL, 350 UFC/mL correspond aux sites d'effluent suivant : Chaabet Roba, Oued Z'mor et Oued Biskra, (figure 2.27)

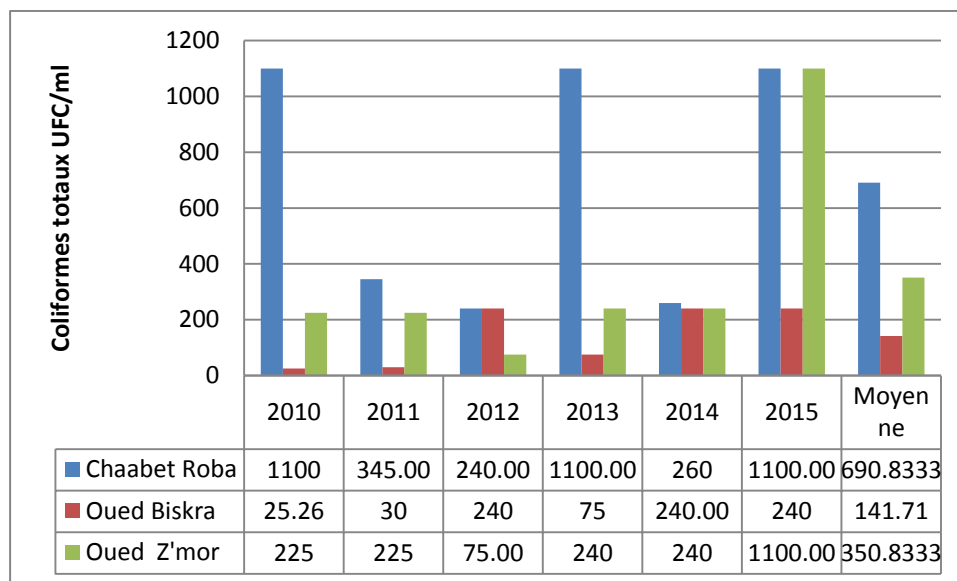


Figure 2.27. Variation spatiotemporelle des coliformes totaux durant la période d'étude

➤ Les coliformes fécaux:

Les coliformes fécaux, ou coliformes thermotolérants, sont un sous-groupe des coliformes totaux capables de fermenter le lactose à une température de $44,5^{\circ}\text{C}$. L'espèce la plus fréquemment associée à ce groupe bactérien est l'*Escherichia coli* (*E. coli*) et, dans une moindre mesure, certaines espèces des genres *Citrobacter*, *Enterobacter* et *Klebsiella* (Elmund *et al.*, 1999; Santé Canada, 1991; Edberg *et al.*, 2000).

Les coliformes fécaux enregistrés aux niveaux des trois sites de rejets étudiés sont de l'ordre de 52 UFC/mL, pour Chaabet Roba, 13 UFC/mL pour le rejet d'oued Z'mor et de 148 UFC/mL pour Oued Biskra (voir figure 2.28).

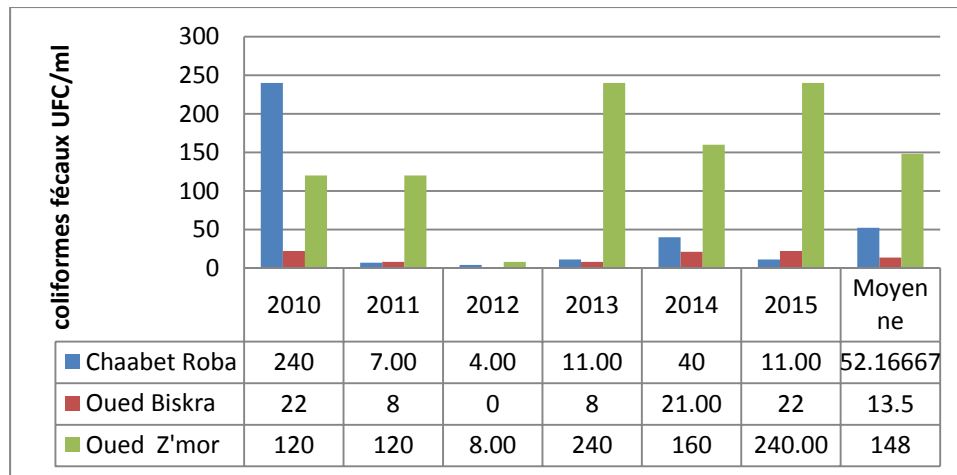


Figure 2.28. Variation spatiotemporelle des coliformes fécaux durant la période d'étude

➤ **Streptocoques fécaux :**

Ce sont des streptocoques du groupe D présumés : cocci gram positif en chainettes, catalase négative et possédant l'antigène de groupe D. Ce groupe comprenant de nombreuses espèces : *Enterococcus faecalis*, *Enterococcus foecium*, *Enterococcus durans*, *Streptococcus bovis* et *Streptococcus equinis* (Guillet et al., 2002).

Les teneurs en streptocoques fécaux durant la période d'étude enregistrant les valeurs de 557 UFC/ml pour Chaabet Roba, et de 246UFC/ml pour Oued Z'mor et de 477 UFC/ml pour Oued Biskra (voir figure 2.29). En général, les teneurs en streptocoques fécaux restent élevées /faibles par rapport aux valeurs trouvées.

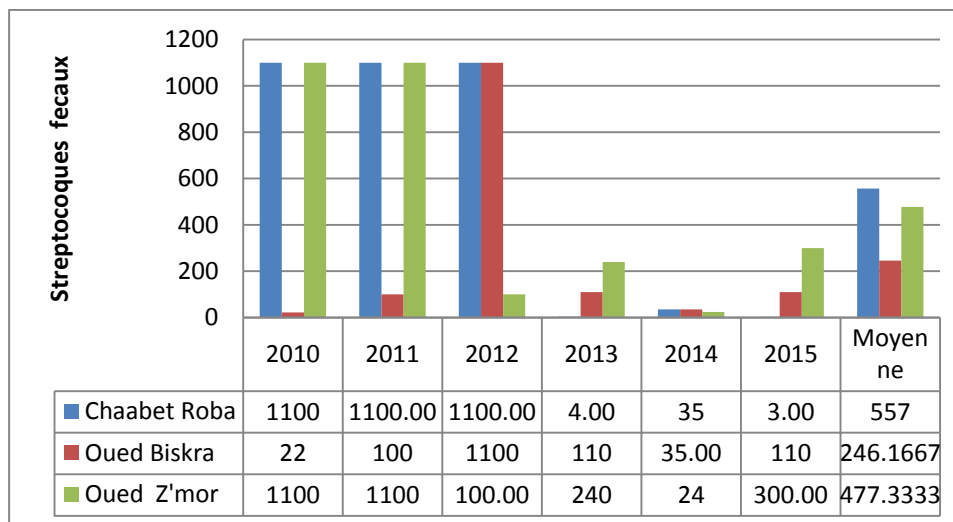


Figure 2.29. Variation spatiotemporelle des streptocoques fécaux durant la période d'étude

➤ **Clostridiums sulfito-réducteurs :**

Ce sont des bacilles à gram positive, anaérobies, sporogènes, se rencontrent normalement dans les matières fécales humaines et animales. Ces spores peuvent survivre dans l'eau et dans l'environnement pendant plusieurs mois et ne seraient pas toujours inactivées par le chlore et par les rayons ultraviolets (Lebres et *al.*, 2002).

Durant la période d'étude, nous avons enregistré des taux trop élevés (Indénombrable >1100UFC/mL) pour tous les rejets.

➤ **Salmonella :**

Les Salmonelles appartiennent à la famille des Entérobactéries. Ce sont des bacilles à Gram négatif de 1 à 3 microns, mobiles, aérobie-anaérobies, non sporulés, poussant facilement sur des milieux de culture ordinaire en 24 à 48 heures. Elles n'acidifient pas le lactose mais fermentent le glucose et possèdent une nitrate-réductase mais n'ont ni oxydase ni Uréase (Bourrillon, 2008).

Les valeurs de concentration de salmonella sont toujours nulle aux niveaux des trois sites de rejets.

➤ **Vibrions cholériques :**

Les Vibrions sont des bactéries asporulées Gram négatif, incurvées en virgule et très mobiles. Les cultures âgées présentent un certain polymorphisme. Ils sont aérobiques ou anaérobiques selon les espèces. Leur température optimale de croissance est de 20-30 °C pour les saprophytes et de 37°C pour les pathogènes. Une des caractéristiques de ces bactéries est leur capacité à se multiplier à un pH qui varie de 7 à 9 (Guiraud, 1998).

Les concentrations du vibron cholérique se rapprochent à des valeurs nulle aux niveaux des trois sites de rejets.

2.8.Evaluation de la qualité des trois rejets étudiés

L'évaluation de la pollution organique et microbiologique des trois sites de rejets se fait par la présentation et le calcul de quatre indices :

L'évaluation de la qualité organique des trois sites de rejets étudiés met l'accent sur trois types d'indice :

- ✓ Indice de pollution organique IPO (Leclercq et Maquet, 1987)
- ✓ Lisec-Index (Beckers et Steegmans, 1979)
- ✓ Classification des paramètres par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE, 1986)

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

L'évaluation de la qualité microbiologique se ressort à travers la présentation et le calcul de l'indice de qualité microbiologique IQM, des trois sites de rejets étudiés;

✓ Indice de qualité microbiologique IQM

Elles comportent toutes cinq classes de qualité correspondant aux couleurs généralement admises :

pollution nulle en bleu
pollution faible en vert
pollution modérée en jaune
pollution forte en orange
pollution très forte en rouge.

2.8.1. Indice de pollution organique IPO :

Le principe est de répartir les valeurs des éléments polluants en 5 classes, puis de déterminer, à partir de ses propres mesures, le numéro de classe correspondant à chaque paramètre.

Tableau.2.4. Indice de pollution organique

Paramètres Classes	DBO 5 mg- O_2 /l	Ammonium mg -N/L	nitrites μ g-N/l	phosphates μ g-P/l
5	< 2	< 0.1	5	15
4	2 – 5	0,1– 0.9	6 – 10	16 – 75
3	5.1 – 10	– 2.4	11 – 50	76 – 250
2	10.1 – 15	2.5 – 6.0	51 – 150	251 – 900
1	> 15	> 6	> 150	> 900

IPO = moyenne des numéros de classes des 4 paramètres :

= 5.0 – 4.6 : pollution organique **nulle**

= 4.5 – 4.0 : pollution organique **faible**

= 3.9 – 3.0 : pollution organique **modérée**

= 2.9 – 2.0 : pollution organique **Forte**

= 1.9 – 1.0 : pollution organique **très forte** (Leclercq, 2001)

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Le tableau suivant résume le calcul de l'indice de pollution organique IPO pour le site 1 de Chaabet Roba, site 2 d'oued Z'mor et site 3 d'oued Biskra.

Pour évaluer la qualité de ces derniers, nous avons utilisés les concentrations moyennes de chaque paramètre dans chaque site. Une pollution organique très forte est enregistrée pour chaque site avec une moyenne d'IPO égale à 1,25 pour le site 1 et 3, et un IPO de 1,5 pour le site 2.

Tableau.2.5. Calcule de l'indice de pollution organique pour les trois sites d'étude

Sites Paramètres	unité	Site I	Site II	Site III
DBO ₅	mg/l	74,13	215,86	131,85
Ammonium	mg/l	29,6	19,88	26,17
Phosphates	µg/l	4920	44100	38780
Nitrites	µg/l	140	220	460
Moyenne IPO	–	1,25	1,5	1,25
IPO	–	Pollution organique très forte	Pollution organique très forte	Pollution organique très forte

2.8.2. LISEC-INDEX (BECKERS & STEEGMANS, 1979):

Le principe est le même que celui de l'IPO mais on calcule la somme des valeurs de classe mais pas la moyenne. Il est important à noter que les classes sont numérotées en sens inverse de celles de l'IPO : ainsi, un indice élevé correspondra à une pollution importante.

Tableau.2.6. Classes de l'Indice de LISEC

N° de classe	Oxygène dissous % de saturation	DBO ₅ mg-O ₂ /l	Ammonium mg-N/l	Phosphore total µg-P/l
1	91-110	3	< 0,5	50
2	71-90	3,1-6,0	0,5-1,0	51-249
3	51-70	6,1-9,0	1,1-2,0	250-899
4	31-50	9,1-15,0	2,1-5,0	900-1499
5	≤ 30	>15	> 5	≥1500

LISEC-INDEX = somme des numéros de classe : 4 - < 6 : très bon 6 - < 10 : bon 10 - < 14 : moyen 14 - < 18 : mauvais 18 - 20 : très mauvais

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Le tableau suivant (Tableau 2.7) résume le calcul de Lisec-Index pour les trois sites d'effluent à partir de la saturation en oxygène, la demande biologique en oxygène pendant cinq jours, le phosphore total et l'azote ammoniacal.

La somme des classes calculée à partir des paramètres mentionnés par LISEC-INDEX pour tous les sites est de l'ordre de 19. Ceci correspond à une pollution très forte.

Tableau.2.7 Calcul de LISEC-INDEX

paramètre Site	O ₂ %	DBO ₅ mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	Phosphore total µg/l	Lisec- index	classe
Site 1	35,02	74,13	29,62	16080	19	Très mauvaise
Site 2	33,83	215,86	19,88	14390	19	Très mauvaise
Site 3	40,83	131,85	26,17	12650	19	Très mauvaise

2.8.2. Classification des paramètres IHE (institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1986)

C'est la même méthode que l'IPO (répartition des valeurs en 5 classes) mais il s'agit d'autres paramètres et d'autres classes.

Tableau.2.8. Classification des paramètres IHE (institut d'hygiène et d'épidémiologie, 1986)

Paramètres/ classes	Oxygène dissous %	D.C.O mg-O ₂ /l	B.O.D.5 mg-O ₂ /l	Ammonium mg-N/l	Phosphates µg-P /l	Phosphore total µg-P /l
5	90-110	≤5,0	≤1,0	≤0,05	≤50	≤50
4	70-89	5,1-10,0	1,1-3,0	0,06-0,50	51-100	51-100
3	50-69	10,1-20,0	3,1-5,0	0,51-1,00	101-200	101-200
2	30-49	20,1-50,0	5,1-10,0	1,01-2,00	201-400	201-400
1	<30	>50,0	>10,0	>2,00	>400	>400

Pour obtenir une note synthétique, nous appliquons à ce tableau le mode de calcul de l'IPO et sa clé d'interprétation :

5.0 – 4.6 : pollution organique **nulle**

4.5 – 4.0 : pollution organique **faible**

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

3.9 – 3.0 : pollution organique modérée

2.9 – 2.0 : pollution organique Forte

1.9 – 1.0 : pollution organique très forte

Le tableau suivant (Tableau 2.9) résume le calcul de l'IHE qui représente un autre type d'évaluation de la qualité organique de pollution à partir des paramètres physicochimiques tels que ; la saturation en oxygène dissous, DBO5, l'ammonium, phosphate et le phosphore total.

La moyenne des classes calculée à partir des paramètres mentionnées pour tous les sites est de l'ordre de 1,2 ce qui correspond à une pollution très forte.

Tableau.2.9. Calcul de l'IHE pour les trois sites de rejets

Site	Site 1	Site 2	Site 3
paramètres			
O2 %	35,02	33,83	40,83
DCO mg/l	150,38	145,135	190,73
DBO5 mg/l	74,13	215,86	131,88
NH4+	29,62	19,88	26,17
Phosphate µg/l	49280	44100	38780
Phosphore totale µg/l	16080	14390	12650
IHE	1,2	1,2	1,2
Classe	Pollution très forte	Pollution très forte	Pollution très forte

2.8.4. Indice de contamination microbiologique (IQM)

La pollution microbiologique des eaux de surface par des agents pathogènes est un problème qui remonte très loin dans le temps. Au cours du 19^{eme} siècle, les maladies d'origine hydrique ont été responsables de diverses épidémies de dysenterie, fièvre typhoïde, choléra (Hamid et *al.*, 2007).

Le principe est de répartir les valeurs des éléments polluants en 05 classes et de déterminer à partir de ses propres mesures le numéro de classe correspondant pour chaque paramètre pour en faire la moyenne (Kherifi et Bousnoubra ,2012) (Tableau I.10).

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Tableau.2.10. Classification de la pollution microbiologique (IQM)

Classe n°	Bact. tot./ml	colif. f./ml	strepto. f./ml	IQM	Contamination fécale
1	<2000	<100	<5	4,3-5,0	nulle
2	2000-9000	100-500	5-10	3,5-4,2	faible
3	9000-45000	500-2500	10-50	2,7-3,4	modérée
4	45000-360000	2500-20000	50-500	1,9-2,6	forte
5	>360000	>20000	>500	1,0-1,8	très forte

Le tableau suivant résume le calcul de l'indice de qualité microbiologique IQM qui représente un autre type d'évaluation de la qualité microbiologique de pollution à partir des paramètres microbiologique tels que ; les germes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux.

La moyenne des classes calculée à partir des paramètres mentionnées pour tous les sites est de l'ordre de 2,66 pour les deux sites 1 et 2. De même pour le 3^{ème} site, nous avons enregistré une valeur de 2,33 qui reste très proches de celles des deux autres sites. Toutes les valeurs enregistrées indiquent une pollution forte dans les trois sites.

Tableau.2.11. Indice de contamination microbiologique pour les trois sites de rejets

Site	Site 1	Site 2	Site 3
Paramètres			
Bactéries totales UFC/ml	2000	2000	2000
Coliformes fécaux UFC/ml	52,16	148	13,5
Streptocoque fécaux UFC/ml	553	246	477
IQM	2,66	2,66	2,33
classe	Pollution forte	Pollution forte	Pollution forte

2.8.5. Synthèse des indices de pollution

Le tableau ci-dessous résume les quatre indices de pollution à travers lesquelles l'évaluation de la qualité était effectuée.

Tableau.2.12. Synthèse des indices de pollution :

Indice Site	IPO		Lisec-index		IHE		IQM	
	Indice	Classe	Indice	Classe	Indice	Classe	Indice	Classe
Site 1	1,25	Très Forte	19	Très mauvais	1,2	Très Forte	2,66	Forte
Site2	1,5	Très Forte	19	Très mauvais	1,2	Très Forte	2,66	Forte
Site3	1,25	Très Forte	19	Très mauvais	1,2	Très Forte	2,33	Forte

Le calcul des indices de pollution organique, Lisec, IHE et IQM pour les trois sites des rejets S1, S2, S3, enregistre un niveau très élevé de pollution au niveau des trois rejets. (Figure 2.29)

Selon Behaouari (2014), la pollution organique significative au niveau des trois sites étudiés favorise la prolifération de cyanobactéries productrices de toxines. L'irrigation avec ces eaux contaminées peut provoquer l'accumulation du Fer à l'intérieur des cyanobactéries.

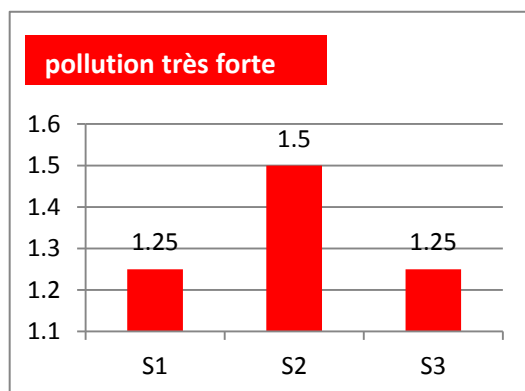


Figure. 2.30.A

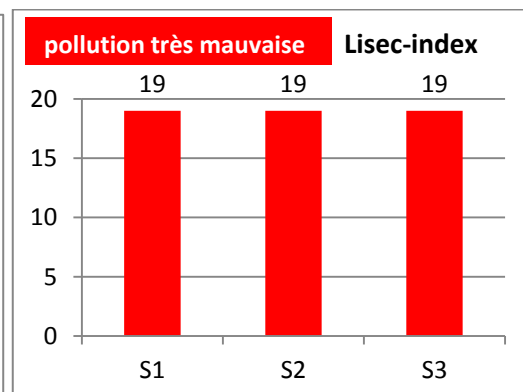


Figure 2.30. B.

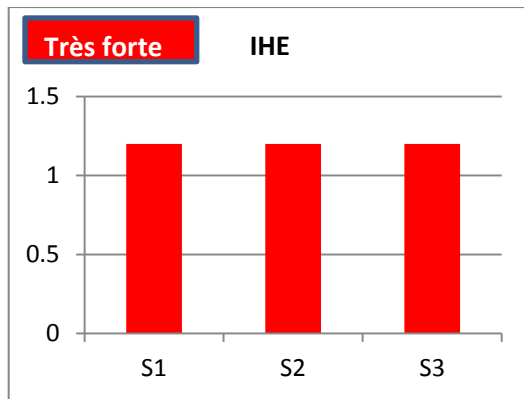


Figure 2.30. C.

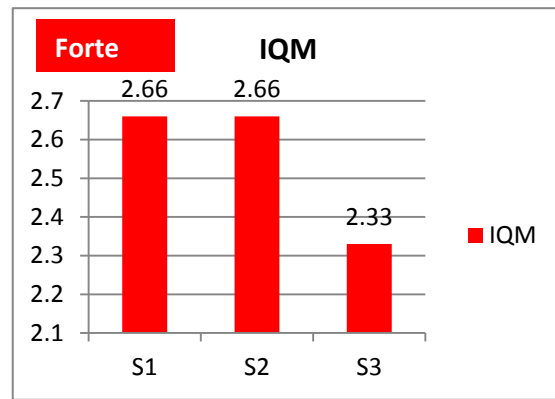


Figure 2.30. D.

Figure.2.30. A,B,C,D. Indice de pollution organique, Lisec-index,IHE, IQM.

2.9. Evaluation de qualité des eaux usées des trois sites étudiés par la grille simplifiée normalisé par l’OMS 1971 :

Depuis 1971, la qualité des eaux des cours d’eau était évaluée en France à partir d’une grille qui associait, pour une série de paramètres physico-chimiques et hydrobiologiques, des valeurs seuils à 5 classes de qualité représentées par des couleurs. Cette grille permettait une évaluation sommaire de l’aptitude aux principaux usages et fonctions. Pour les eaux souterraines, bien que certaines grilles aient été établies par certains organismes, pour leurs propres besoins, jusqu’à présent aucune grille n’avait fait l’objet d’une large adhésion chez les utilisateurs potentiels (Anonyme, 2003).

La grille de qualité simplifiée normalisée par l’OMS permet d’estimer l’écart de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux, avec des valeurs seuils à 4 classes de qualité marquée par des couleurs.

L’aptitude de l’eau à la biologie est évaluée, pour chaque altération (ex : matières organiques et oxydables, nitrates, matières phosphatées, coliforme fécaux, etc), à l’aide de 4 classes d’aptitude au maximum, allant du bleu (aptitude très bonne) au rouge (très mauvaise).

La classe d’aptitude est déterminée au moyen des grilles avec des seuils établies pour chacun des paramètres de chaque altération ; physicochimique et bactériologique. (Figure 2.31).

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

	Bonne ou très bonne qualité
	Qualité acceptable
	Qualité médiocre
	Qualité nécessite traitement

Figure 2.31. Classes d'aptitude de l'eau

Par ailleurs, la concentration en oxygène dissous, le taux de matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO₅) et O₂, nous renseignent sur l'évolution du niveau de pollution globale du milieu même que pour les nutriment (matière azoté), la matière phosphoré, les coliformes fécaux, etc, qui nous renseignant aussi bien sur la biodégradabilité de la matière organique aux niveau des sites de rejet, et nous donne aussi une indication sur l'état microbiologique de notre écosystème aquatique (voir tableau 2.13).

Tableau 2.13. Grille de qualité simplifiée normalisé par l'OMS 1971 pour les trois sites de rejets

Paramètres	Bonne ou très bonne qualité	Qualité acceptable	Qualité médiocre
O ₂ dissous (mg/l)	≥7	7-5	3-5
DBO ₅ (mg/l)	≤5	3-5	10-25
DCO (mg/l)	≤25	25-40	40-80
NO ₃ ⁻ (mg/l)	<10	10	25
NO ₂ ⁻ (mg/l)	≤0.3	≤1	≥1
NH ₄ ⁺ (mg/l)	≤0.5	1.5	2.8
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	≤0.2	0.2-0.5	0.5-1
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	62.5	125	190
CE (μ/cm)	2500	3000	3500
pH	6.5-8.5	.	<6.5 ou >8.5
T (°C)	21.5	.	25
MES (mg/l)	5	25	38-100
Turbidité (FTU)	2	35	70-150
Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	<20	20-2000	>2×10 ⁴

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

La grille de qualité simplifiée normalisée par l'OMS a été appliquée pour évaluer la qualité des eaux usées pour les trois sites de rejet résumé dans le tableau 2.14:

Tableau 2.14. Grille de qualité simplifiée pour les trois sites de rejets

Paramètres	Site1	Site2	Site3
O ₂ dissous (mg/l)	2,6	2,11	2,58
DBO ₅ (mg/l)	74,13	215,86	131,85
DCO (mg/l)	150	145,135	190,73
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,15	1,04	0,396
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,14	0,22	0,46
NH ₄ ⁺ (mg/l)	29,62	19,88	26,17
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	49,28	44,16	38,78
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	159,44	352,64	518,24
CE (µ/cm)	3393	5652,19	5321,94
pH	7,87	8,02	8,07
T (°C)	19,72	22,55	22,85
MES (mg/l)	245,27	121,40	177,76
Turbidité (FTU)	138,76	114,38	140,67
Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	52	148	13

Cette grille est retenue pour apprécier la qualité des eaux dans le cadre de cette étude car les objectifs de qualité des eaux ont été définis sur la base de la grille normalisée de l'OMS de 1971 pour les trois sites de rejet.

En effet, pour le site 1 :

- ✓ Les indicateurs ayant une qualité qui **nécessite un traitement** sont : O₂ dissous, DCO, DBO₅, NH₄⁺, PO₄³⁻, MES.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **bonne qualité** sont : pH, NO₃⁻, NO₂⁻.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité acceptable** sont : la température, la teneur en coliformes fécaux.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité médiocre** sont : La turbidité, CE, SO₄²⁻.

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

Pour le site 2 :

- ✓ Les indicateurs ayant une **qualité qui nécessite un traitement** sont : O₂ dissous, DCO, DBO₅, NH₄⁺, PO₄⁻³, MES, CE, SO₄⁻²
- ✓ Les indicateurs qui sont de **bonne qualité** sont : pH, NO₃⁻, NO₂⁻.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité acceptable** sont : la température, la concentration en coliformes fécaux.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité médiocre** sont : la turbidité.

Pour le site 3 :

- ✓ Les indicateurs ayant une **qualité qui nécessite un traitement** sont : O₂ dissous, DCO, DBO₅, NH₄⁺, PO₄⁻³, MES, CE, SO₄⁻²
- ✓ Les indicateurs qui sont de **bonne qualité** sont : pH, NO₃⁻, coliforme fécaux.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité acceptable** sont : la température, NO₂⁻.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité médiocre** sont : la turbidité.

Nous avons constatés que le site 2 et 3 représentent certaine homogénéité de qualité de la majorité des indicateurs physicochimiques, sauf les indicateurs microbiologique tels que les coliformes fécaux qui représentent une bonne qualité pour le site 3 par rapport à une qualité acceptable pour le site 2, ainsi que pour le paramètre de nitrite dont la qualité acceptable est marquée pour le site 3 par rapport à une bonne ou très bonne qualité pour le site 2.

En effet, le site 1 enregistre la même qualité pour la majorité des indicateurs de pollution sauf que pour les SO₄⁻² et CE enregistrant une qualité médiocre à l'opposé des deux autres sites où la qualité est de mauvaise qualité. L'interprétation de cette évaluation réfère à la nature des effluents cités auparavant dont nous avons signalé que le site 1 est un effluent domestique par contre le site 2 et 3 représentant des effluents industriels.

Cartographies de la pollution des trois rejets :

Cette rubrique est réservée pour cartographier toutes les méthodes d'évaluation de la pollution. Nous avons commencés par l'analyse des indicateurs de pollution vers la répartition des indices de pollution organique, microbiologique, IHE, Lisec-index, ainsi

que l'évaluation des eaux des trois sites de rejets.

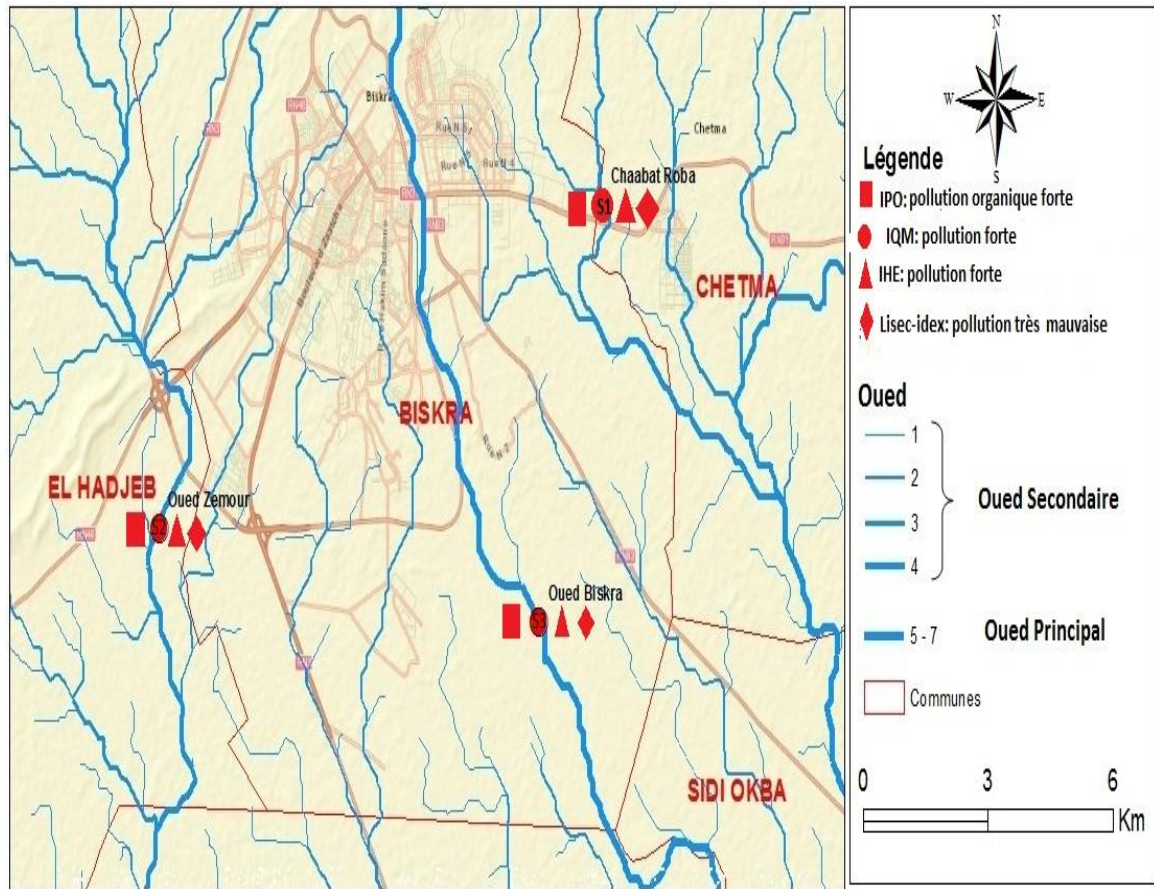


Figure 2.32. Répartition spatiotemporelle de l'IQM, l'IPO, l'IHE et de Lisec-index pour les trois sites de rejets

2.10. Conclusion

Dans ce chapitre nous démontrons les résultats concernant les indicateurs de pollution physicochimique et microbiologique des eaux usées des rejets civile de la ville de Biskra. Ceci a permis de faire un suivie durant la période de 2010- 2015 d'une part et d'apporter des nouvelles outils d'évaluation de cette qualité à travers le calcul des indices de pollution d'autre part tels que, l'indice de pollution organique IPO, l'indice de qualité microbiologique IQM, l'indice IHE et l'indice de Lisec-index. L'évaluation de cette dernière par l'application de la grille de qualité normalisé par l'OMS en 1971 pour donner finalement un procès de vulnérabilité des sites de rejet étudiés et qui sont cartographier par l'outil arc-Gis.

A la lumière des résultats d'évaluation de la pollution des eaux des trois sites de rejet, par des outils à travers lesquels que nous venions d'apporter une nouvelle méthode de

Chapitre 2 Evaluation de la qualité des eaux des rejets civils de la ville de Biskra

quantification et de qualification de pollution des eaux usées ; la grille de qualité simplifier ainsi que le calcul des indices de pollution organique et microbiologique.

La qualité des trois sites de rejet est marquée par une pollution très forte, cela fait intervenir les méthodes de traitement de ces eaux polluées.

L'application de la grille de qualité nous a mené de constater que l'eau des trois sites de rejet nécessite traitement tels que l'oxygène dissous, la demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote ammoniacal, phosphate, les matières en suspension pour les trois sites de rejet ; ainsi que pour les paramètres de sulfate et de la conductivité électrique pour le site 2 et 3 d'oued Biskra et Z'mor. Par rapport au site 1 de chaabet roba où la qualité de ces derniers paramètres a été marquée médiocre.

Une bonne ou très bonne qualité a été enregistrée pour les paramètres de Nitrate et de pH pour les trois sites de rejet, les coliformes fécaux sont de bonne qualité pour le site 3 et de qualité acceptable pour le site 1 et 2.

La turbidité et les nitrites ayant une qualité médiocre pour les trois sites de rejet.

Tous les paramètres de pollution mesurés ont été mesurés avec une température acceptable pour les trois sites de rejets.

Ce constat nous a guidés aux cours de cette thèse à s'intéresser au développement d'une technique proche à la nature tels que la phytoépuration sous un étage bioclimatique saharien.

CHAPITRE 3

**EVALUATION DE L'IMPACT
D'IRRIGATION AVEC LES EAUX
USÉES BRUTES SUR L'EAU ET LE
SOL, CAS D'ÉTUDE LA RÉGION DE
CHETMA**

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

3.1. Introduction :

L'eau est une ressource naturelle très limitée dans les régions semi-arides. Certaines activités sont plus exigeantes en eau et d'autres plus prioritaires, mais le plus souvent l'eau utilisée est dégradée et polluée. Les rejets issus des utilisations domestiques, agricoles et industrielles de l'eau peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes pathogènes, menacent la qualité de l'environnement dans son ensemble (Tfyeche, 2011).

Les pays arides et semi-arides connaissent une carence d'eau importante. Cela a incité les agriculteurs à utiliser les eaux usées comme matière d'irrigation. La réutilisation des eaux usées et des excréta a été déjà adoptée au Royaume-Uni dès 1865 et au Mexique en 1904 (Mara et Cairncross (1991).

Selon différentes sources, près de 200 millions d'agriculteurs à travers le monde utilisent des eaux usées traitées, partiellement traitées ou brutes (non-traitées). Les surfaces irriguées par ces eaux sont estimées à, au moins, 20 millions d'hectares Raschid-Sally et Jayakody (2008).

Il est important à souligner que la gestion et l'utilisation irresponsable des eaux usées peut engendrer de sérieuses conséquences sur l'environnement et sur la santé de la population.

Cette pratique qui ne cesse de prendre de l'ampleur, est principalement motivée par :

- La pénurie croissante des ressources en eau et la grande pression de plus en plus fortes sur ces ressources ; résultant l'utilisation excessive des eaux usées.
- La croissance démographique implique l'assurance de ressources nutritionnelles.
- La prise de conscience grandissante de la valeur en tant que ressource des eaux usées et des nutriments qu'elles contiennent; selon le constat établi par l'OMS (2012).

(Boxio et *al.* (2008), indiquent clairement que la réutilisation des eaux usées est très répandue et avec plusieurs types de valorisation dans le monde entier. Plusieurs projets démontrent une utilisation des eaux usées à l'état brut ou après traitement minimal. Ceci est aussi bien un défi environnemental qu'un enjeu sanitaire. OMS (1989).

Ces pratiques ne sont pas sans conséquences sur l'environnement, c'est dans ce contexte que nous avons tracé ce chapitre qui porte sur l'étude d'impact d'irrigation des sols cultivés avec des eaux usées domestiques brute.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Pour atteindre cet objectif nous avons évalué la qualité des eaux d'irrigation brute de rejet de Chaabet Roba (site 1 cité au chapitre 2), et l'eau après infiltration. Nous avons ensuite évalué la qualité du sol irrigué.

L'évaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux usées et du sol se fait par le calcul des différents indices de pollution.

3.2. Etude de l'impact de l'irrigation des sols cultivés avec les eaux usées du rejet domestique de Chaabet Roba:

L'utilisation rationnelle des eaux usées pour l'irrigation présente de nombreux avantages pour tous les pays, notamment les pays arides et semi-arides à faible revenu Drechsel *et al.* (2011).

3.3. Matériel et méthodes :

3.3.1. Présentation de la région d'étude :

L'agglomération de Biskra rejette actuellement plus de 30.000 m³/j par habitant d'eaux usées (A.N.A.T, 2003), qui sont déversées directement et sans aucun traitement aux Oueds. Notre étude est focalisée sur le site 1 de **Chaabet Roba** détaillé au chapitre 2.

Ce site se situe à l'Est de la ville de Biskra, il reçoit toutes les eaux usées domestiques de la zone d'El Alia, ce site se caractérise par une conduite de 1200 mm de diamètre.

La région de Biskra est connue par l'irrigation des sols cultivés directement par les eaux usées brutes. L'agriculture urbaine de la région de Biskra est un secteur en plein essor.

En effet, l'objectif principal de notre étude est d'évaluer l'impact de l'irrigation avec des eaux usées brutes sur le sol. Par la suite, nous nous sommes intéressés à l'évaluation de la qualité d'eau après filtration.

Qui a été réalisé au niveau de la région de Chetma où les agriculteurs irriguent leurs cultures avec des eaux usées qui viennent du rejet de Chaabet Roba, la figure 3.1 illustre la localisation du site de rejet de Chaabet Roba sur google map 2015 (a), ainsi que la zone cultivée et irrigée par ce rejet (b) et la parcelle choisie (C).

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

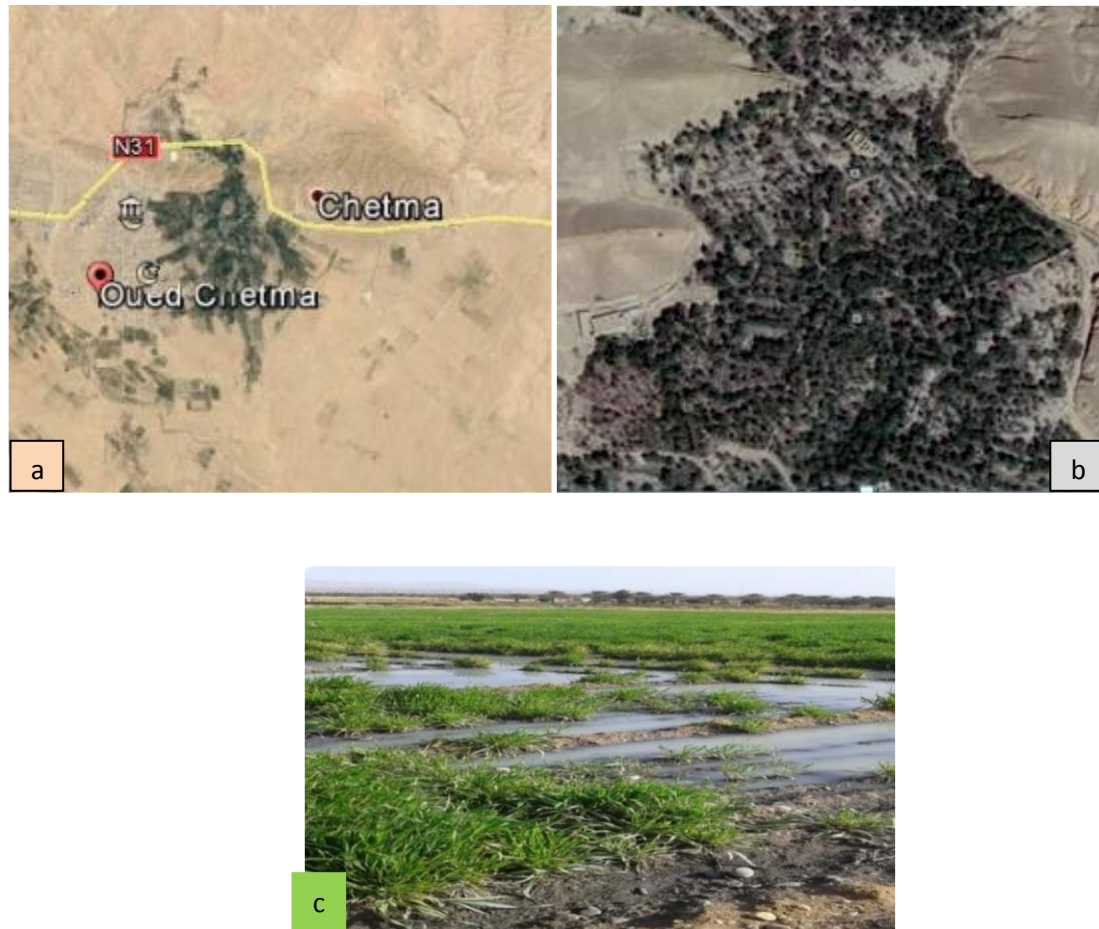


Figure 3.1: a, Rejet Chaabet Roba, b la zone d'irrigation avec les eaux usées (Google Earth, 2015), c, région d'étude (source originale).

3.3.2. Contexte de l'étude :

- ✓ Deux points de prélèvements ont été sélectionnés en amont du point d'arrivée de l'eau usée brute et en aval (constitue le point après filtration avec une distance d'essai bien déterminée de plus de 30 mètres) au niveau de la zone d'étude sélectionnée.
- ✓ Deux prélèvements d'eaux usées ont été prélevés du rejet destiné à l'irrigation de cette zone d'étude et celle d'eau filtré après percolation à travers la parcelle du sol.
- ✓ Pour étudier l'impact de l'irrigation des sols avec les eaux usées brutes, des échantillons des eaux ont été prélevés pour évaluer la qualité.
- ✓ Des analyses physico-chimiques et bactériologiques ont été réalisées pour évaluer la qualité des eaux usées avant et après filtration à travers le sol avec une analyse détaillée.
- ✓ Nous avons utilisé différentes méthodes pour évaluer la qualité organique, minérale et microbiologiques à savoir mesurer les indices de pollution organique, azoté, les grilles de qualité, etc.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

- ✓ **L'Echantillonnage du sol :** Les échantillons du sol ont été prélevés à la tarière à une profondeur comprise entre 0 et 15 cm. Ensuite, les échantillons prélevés ont été mis dans des récipients et transporté ensuite dans une température n'excédant pas 4 °C. Ces échantillons collectés, une fois séchés à l'air libre, sont ensuite broyés, tamisé à 2 mm, et mis dans des sacs en plastique qui portent un code relatif à l'horizon et au profil correspondant (Touhtouh et *al.*, 2014 ; Jeannot et *al.*, 2009) ; Le protocole expérimental utilisé dans notre étude a été déjà validé dans une étude précédente par Augusto et *al.* (2006).

3.3.3. Technique d'analyses :

Les paramètres analysés sont relativement similaires dans les deux types d'échantillons (Eaux usées et sol). Seulement, les échantillons du sol sont dilués (Jeannot et *al.*, (2009).

Le protocole d'analyse utilisé dans cette étude est détaillé ci-dessous :

Une suspension de sol a été préparé avec une dilution au 1/5^{ème} dans l'eau distillée comme suit :

10 g du sol a été dilue dans 50 mL d'eau distillée. Après agitation pendant 15 min avec un agitateur magnétique, la solution est incubée à température ambiante pendant 15 min. Ensuite, la solution préparé est filtré à travers un papier filtre et le filtrat obtenue est utilisé pour les différentes analyses de sol.

A. Mesure de la concentration en ions minéraux :

• Sodium (Na⁺) et potassium (K⁺) :

La méthode que nous avons utilisés pour doser les deux ions dans les échantillons des eaux usées est la spectrométrie d'absorption atomique à flamme à l'aide d'un photomètre à flamme de type PFP7/C - modèle PFP7.

Le tableau 3.1 résume les réactifs utilisés dans ces dosage et la longueur d'onde.

Tableau.3.1. Réactifs et longueur d'onde utilisés pour doser le sodium et le potassium dans les échantillons prélevés du site 1.

Les cations	Réactif utilisé	Longueur d'onde	Norme
Sodium (Na⁺)	Chlorure de sodium	589 nm	ISO 9964/3
Potassium (K⁺)	Chlorure de potassium	766,5 nm	

- Pour calculer la concentration ionique dans les échantillons prélevés nous avons utilisés les formules suivantes :

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Milligramme de Na^+ par litre = meq Na^+ / Litre $\times 22.99$.

Milligramme de K^+ par litre = meq K^+ / Litre $\times 39.10$.

- **Calcium (Ca^{+2}):**

Pour mesurer la quantité du calcium dans les échantillons dilués obtenus du sol et dans les échantillons non-dilués obtenus des eaux usées. Nous avons suivi le protocole suivant :

Après avoir filtrer nos échantillons à l'aide d'un papier filtre, on passe aux étapes suivantes :

- Un vol de 50 mL de l'échantillon a été obtenu en diluant 10 mL d'échantillon dans l'eau distillée. Ensuite, nous avons rajouté 2 mL hydroxydes de sodium NaOH (2N). L'indicateur solide coloré du Murexide est rajouté et titré avec l'EDTA jusqu'au virage de la couleur du rose au violet comme le démontre (figure II.20).

Présentation des résultats (annexe 3) : la teneur en Ca^{+2} est évaluée par la formule suivante :

$$\text{Ca}^{+2} = \frac{V_1 \times C \times F \times M}{PE} \times 1000$$

D'où : V_1 : volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

C : concentration molaire d'EDTA (0.02N).

F : facteur. M : masse molaire du calcium en g (40.08 g / mole).

PE : prise d'essai (volume de l'échantillon nécessaire pour ce dosage).

- **Détermination du Magnesium Mg^{+2} :**

Pour déterminer la quantité de magnésium dans les échantillons dilués du sol et dans les échantillons des eaux usées ; une filtration de ces échantillons à l'aide d'un papier filtre précède toutes les étapes suivantes :

- Dans une dilution de 50 mL obtenue à partir de 10 mL de l'échantillon au 1/5, on a d'abord rajouté 4 ml de NH_4OH puis le Noir ériochrome T.

- La solution obtenue est ensuite titré avec l'EDTA jusqu'au virage de la couleur du rose au bleu comme il est montré dans la (figure II.21).

Les résultats d'analyse obtenus sont représentés dans l'annexe 3 : la teneur en Mg^{+2} est évaluée par la formule suivante :

$$\text{Mg} + 2 = \frac{(V_1 - V_2) \times C \times F \times M}{PE} \times 1000$$

D'où :

V_1 : volume totale d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

V_2 : volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

C : concentration molaire d'EDTA (0.02N).

F : facteur

M : masse molaire du magnésium en g (24.3 g / mole).

PE : prise d'essai (volume de l'échantillon nécessaire pour ce dosage).

• **Mesure d'alcalinité : (Rodier, 1996 ; NF T0-036).**

Les substances alcalines présentes dans les eaux usées sont essentiellement des carbonates (CO_3^{2-}) et des bicarbonates (HCO_3^-). Vue l'importance de ces substances, dans la détermination de l'alcalinité des échantillons prélevés, nous avons utilisés une méthode titrimétrique pour mesurer ces indicateurs potentiel comme suit : une aliquote de l'eau est titrée avec l'un des acides suivants (soit l'acide sulfurique H_2SO_4 ou l'acide chlorhydrique HCl) à faible concentration (0.02N) en présence successive de phénolphtaléine (indicateurs des carbonates) et du méthyle orange (indicateur des bicarbonates).

On confirme la présence de HCO_3^- dans l'échantillon dès qu'on observe le virage de couleur d'orange clair en orange foncé.

Pour le bicarbonate :

$$\text{HCO}_3^- \text{ (mg/l)} = \frac{V1 \times N1 \times \text{MHCO}_3^-}{\text{PE}} \times 1000$$

D'où :

V1 : volume d'acide versé.

N1 : normalité d'acide versé.

PE : prise d'essai.

MHCO_3^- : masse de bicarbonates.

B. Paramètres physicochimiques

Le tableau 2.3, résume les méthodes et les références des techniques d'analyse de l'eau et le sol :

Tableau 3.2. Technique d'analyses physicochimique et bactériologique de l'eau et le sol

Paramètre	Méthode	Référence	
		Sol	Eau usée
pH, T°C, O ₂ dissous	Multiparamètres	ISO 10390:2005 F EN 25814 (mars 1993).	NFT90-008 NF EN 25814 (mars 1993).
CE	Multiparamètres	NFT90-031	ISO 11265:1994
Turbidité	Turbidimètre en NTU (Nephelometric Turbidity Unit).	HI 887 13 ISO Turbidimeter	HI 887 13 ISO Turbidimètre

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Demande chimique en oxygène (DCO)	Titration	NF EN ISO 8467 (juillet 1995)	NF EN ISO 8467 (juillet 1995)
Demande biochimique en oxygène (DBO5) :	DBOmètre Oxytop	(NE EN 1889-2).	(NE EN 1889-2).
Dureté totale	Méthode volumétrique dont le titrage molaire des ions calcium et magnésium se fait avec une solution de sel disodique de l'acide éthylènediaminetétra-acétique (EDTA).	ISO N° 6058 ou NFT 90-003	ISO N° 6058 ou NFT 90-003
Phosphate (PO₄⁻³)	spectrophotométrique	NFT EN 1189	NFT EN 1189

C. Métaux lourds :

Le tableau 3.3. Résume les techniques d'analyses des métaux lourds de l'eau et le sol

Tableau 3.3. Technique d'analyses des métaux lourds de l'eau et le sol

Métaux Lourds	Méthode	Référence
Fer	Spectrophotométrique	Norme NFT 90-70
Cuivre	Spectrophotomètre d'absorption atomique avec Acétate de cuivre	FD T 90-112 (juillet 1998).
Zinc	Spectrophotomètre d'absorption atomique avec Acétate de Zinc	FD T 90-112 (juillet 1998).

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

D. Paramètres bactériologiques

Les techniques d'analyse des paramètres bactériologiques sont résumées dans le tableau (1.1) (pour plus de détails concernant cette partie, voir chapitre 2).

3.4. Méthode d'évaluation de la qualité des eaux usées :

La pollution représente un sérieux problème pour l'environnement à cause des rejets déversés dans les rivières. La principale source de pollution organique des eaux provient en premier lieu des eaux usées domestiques non épurées (Bahroun et Kherici Bousnoubra, 2011).







Pour analyser la conformité de l'eau pour l'irrigation, les facteurs déterminants sont les suivants:

- la texture du sol.
- la culture irriguée.
- la fréquence et la durée de l'irrigation.

Les tableaux 3.3, 3.4 et le tableau 3.5 ci-dessous servent à évaluer la qualité d'eau d'irrigation :

✓ Les différentes classes d'aptitude de l'eau pour l'usage d'irrigation

L'origine des seuils cités ci-après sont des recommandations pour la qualité des eaux au Canada, publiées par le Conseil Canadien des ministres des ressources et de l'environnement, chapitre 4, applications agricoles, 1992 puis 1999 :

Bleu		Eau permettant l'irrigation des plantes très sensibles ou de tous les sols.
Vert		Eau permettant l'irrigation des plantes sensibles ou de tous les sols.
Jaune		Eau permettant l'irrigation des plantes tolérantes ou des sols alcalins ou neutres.
Orange		Eau permettant l'irrigation des plantes très tolérantes ou des sols alcalins ou neutres.
Rouge		Eau inapte à l'irrigation.
Gris		Indique dans les tableaux ci-après que le paramètre ne décrit pas la (ou les) classe(s) d'aptitude à l'usage

- Les différentes classes d'aptitude de l'eau à cet usage, les altérations et les paramètres décrivant celles-ci, ainsi que les seuils associés aux paramètres sont identiques à ceux du SEQ-Eau des cours d'eau.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

- Les paramètres en **caractères gras**, sauf précision complémentaire indiquée en remarque, sont impératifs pour qualifier l'altération.
- Les paramètres en caractères normaux sont optionnels et participent, lorsqu'ils sont mesurés, à la qualification de cette altération.

➤ **Altération de Minéralisation**

Les concentrations sont exprimées en mg/L. Le paramètre S.A.R (Sodium Absorption Ratio) rend compte du fait que la présence d'un excès de sodium dans l'eau d'irrigation, par rapport à la quantité de calcium ou de magnésium, peut altérer la structure du sol.

En particulier, l'argile peut tendre à se disperser lorsqu'elle est mouillée, ce qui a pour effet de réduire la perméabilité du sol.

Tableau.3.3. Classes de l'altération minérale

Paramètres	Unités	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Résidu sec ⁽¹⁾	mg/L à 180°C	500	1500	2500	3500	
Chlorures ⁽¹⁾	mg/L	180	360	700		
S.A.R ⁽²⁾	mg/L	8	18	46	100	

(1) au moins l'un des deux paramètres doit être mesuré

(2) $S.A.R: Sodium\ Absorption\ Ratio = \frac{Na}{\sqrt{0,5(Ca+Mg)}}$

➤ **Altération Micro-organismes**

Tableau.3.4. Grille de l'altération des microorganismes

paramètres	unités	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Coliformes Thermotolérants ⁽³⁾	N/100ml	100				
Coliformes totaux	N/100ml	1000				

(2) assimilables à *Escherichia Coli*

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

➤ **Altération des métaux lourds**

Tableau 3.5. Grille de la qualité des métaux lourds

Paramètres	Unités	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Arsenic	µg/L	100		2000		
Cadmium	µg/L	10				
Chrome total	µg/L	100				
Cuivre	µg/L	200	1000	5000		
Nickel	µg/L	200		2000		
Plomb	µg/L	200		2000		
Sélénium	µg/L	20				
Zinc	µg/L	5000				

➤ **L'indice de pollution organique (IPO)**

La qualité d'une eau est attribuée selon la valeur du paramètre le plus défavorable. Selon cette définition, sont définies les qualités ci-après permettant la classification des cours d'eau (Tableau.3.6, 3.7, 3.8, 3.9 et 3.10).

Tableau.3.6. Grille de la qualité organique (d'après ANRH, 2000).

Qualité Paramètres	I Situation normale	II Pollution modérée	III Pollution notable	IV Pollution excessive
Oxygène dissous (%)	90 -100	50 – 90	30 -50	>30
DBO5 mg/l	< 5	5 – 10	10 -15	>15
DCO mg/l	< 20	20 – 40	40 -50	>50
MO mg/l	< 5	5 – 10	10 -15	>15
MES (mg/l)	< 30	----	---	30 à70

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Tableau 3.7. Grille de la qualité phosphorée (d'après ANRH, 2000)

Formes du phosphore	Situation normale	Pollution modérée	Pollution notable	Pollution importante
PO ₄ ³⁻ mg/l	≤ 0,01	0,01 – 0,1	0,1 – 3	>3

Tableau 3.8. Grille de la qualité azotée (d'après ANRH, 2000).

Formes de l'azote	Situation normale	Pollution modérée	Pollution notable	Pollution importante
NO ₂ ⁻ mg/l	≤ 0,01	0,01- 0,1	0,1 – 3	>3
NO ₃ ⁻ mg/l	≤ 10	10 – 20	20 – 40	>40

- Classe I : Eau de bonne qualité, utilisé sans exigence particulière. Elle est représentée graphiquement par la couleur bleue.
- Classe II : Eau de qualité moyenne, utilisée après un simple traitement. Représentée en vert.
- Classe III : Eau de mauvaise qualité, ne peut être utilisées qu'après un traitement très poussé. Représentée en jaune.
- Classe IV : Pollution excessive, ne peut être utilisée qu'après traitements spécifiques et très onéreux. Représentée en rouge.

Tableau 3.9. Classe de pH, de la conductivité et les MES (DJIDEL, 2008).

Classe	Pollution nulle ou faible	Pollution modérée	Mauvaise qualité
Conductivité	< 750 μS/cm	< 1500 μS/cm	> 1500 μS/cm
pH	De 6,5 à 8,5	De 6 à 6,5 et de 8,5 à 9	< 6 et > 9
MES	< 25 mg/L	< 150 mg/L	> 150 mg/L

Une eau dite conforme à l'irrigation est une eau dont les caractéristiques respectent les valeurs limites imposées par des textes de lois et inscrites dans des tableaux de normes.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

L'exemple du tableau 3.10 donne les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation (Maynard et Hochmuth, 1997).

Tableau 3.10. Barème de qualité pour l'eau d'irrigation (Maynard et Hochmuth, 1997).

Type de problèmes	Sévérité de problème		
	Aucun	Légère	Elevé
Salinité			
- Conductivité (mS/cm)	< 0.75	0.75-3.0	> 3
- Matières dissoutes totales	< 700	700-2000	>2000
SAR (Sodium absorption Ratio)	< 3	3-9 >	> 9
Alcalinité ou dureté	80-120		>200
pH (risque de colmatage)	< 7	7-8	> 8
Fe mg/L (risque de colmatage)	< 0.2	0.2-1.5	> 1.5
Mn mg/L (risque de colmatage)	< 0.1	0.1-1.5	> 1.5

3.5.Résultats et discussion :

Selon Richards (1954), l'utilisation des eaux usées permet de prévoir et évaluer les risques probables sur la nature des sols et de la végétation.

L'impact de l'irrigation est étudié sur une parcelle de sol irriguée par des eaux usées brutes de rejet de Chaabet Roba présentés dans la partie méthodologie. A titre de rappel, deux échantillons d'eau usée ont été mesurés ; l'eau usées brute (EUB) et de l'eau usée filtrés (EUF).

Pour bien cerner l'impact de l'irrigation par les eaux usées brutes sur les propriétés physico-chimiques et bactériologiques des sols irrigués, nous avons fait des analyses des indicateurs de pollution physico-chimique et bactériologiques. Pour bien étudier cet impact nous avons l'évalués après avoir calculé les indices de cette altération organique ou minérale ainsi que microbiologique.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

3.5.1. Altération Minéralisation

Dans le tableau ci-dessous sont consignés les résultats mesurés et repérés in situ de l'eau usée de (EUB) et de (EUF) afin de ressortir leur classe de minéralisation (voir tableau 3.1, figure 3.2).

- **Résidu sec** : ce paramètre enregistre une qualité d'eau permettant l'irrigation des plantes très sensible ou de tous les sols, pour l'EUB et EUF.
- **S.A.R** : pour l'EUB marque une qualité d'eau permettant l'irrigation des plantes très sensibles ou de tous les sols, par contre EUF représente une qualité d'eau inapte à l'irrigation après filtration. L'eau qui présente un SAR élevé ne pose pas de problème sur la structure du sol irrigué, lorsque la CE correspondante est élevée. En concordance avec d'autres études, nos résultats ont démontré une pollution importante de la CE Pescod (1992). D'après Richards, le risque de salinisation des sols peut être apprécié par la conductivité électrique et celui de l'alcalinisation des sols par le S.A.R.

Tableau 3.11. Classe de l'altération minérale

Paramètres	Unités	EUB	EUF
Résidu sec	mg/l à 180°C	174	301
S.A.R	mg/l	6,057	148,205

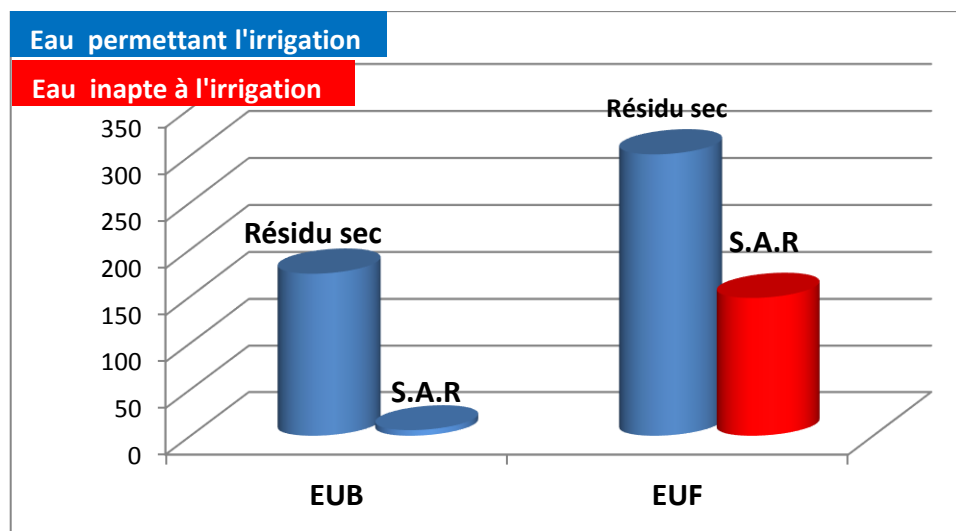


Figure 3.2. Teneur en résidu sec et S.A.R

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

3.5.2. Altération Micro-organismes

L'illustration graphique et le tableau ci-dessous montrent les différentes classes de l'altération des micro-organismes des eaux usées brutes d'irrigation et ceux après filtration à travers la parcelle d'étude.

- **Coliformes fécaux :** la qualité microbiologique d'eau usée brut (EUB) et la qualité d'eau après filtration (EUF) représentent une qualité d'eau permettant l'irrigation des plantes très sensible, ainsi que l'irrigation de tous types de sols.
- **Coliformes totaux :** l'évaluation de la qualité des coliformes totaux des eaux usées brut EUB ainsi que les eaux usées filtrés EUF représente une qualité d'eau qui permet l'irrigation des plantes sensibles, et permettant ainsi l'irrigation de tous types des sols (voir tableau 3.12, figure.3.3)

Tableau 3.12. Classe des altérations des microorganismes

Paramètres	Unités	EUB	EUF
Coliformes Thermotolérants	N/100ml	11	28
Coliformes totaux	N/100ml	1100	1100

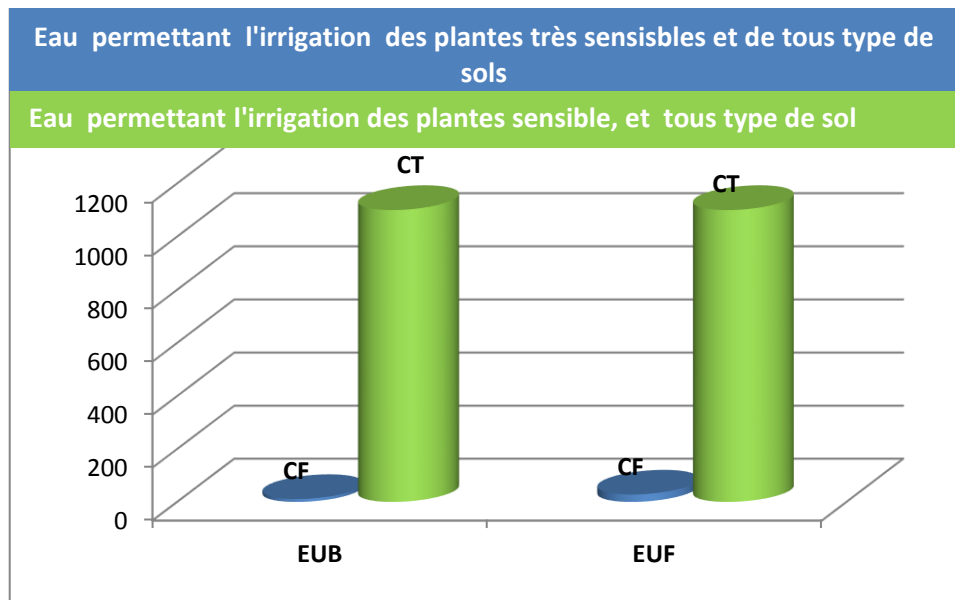


Figure 3.3. Classes des teneurs en coliformes totaux et fécaux

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

3.5.3. L'indice de qualité microbiologique

Le calcul de l'indice de contamination microbiologique reste toujours un moyen de mesure pour ressortir la qualité microbiologique qui classe la contamination en trois catégories différentes :

Nos échantillons prélevés du rejet brut (EUB) ou bien des eaux filtrés (EUF) et du sol représentant tous une qualité nulle en matière de contamination par les microorganismes.

Tableau 3.13. L'indice de qualité microbiologique (IQM) des échantillons prélevés des eaux usées et du sol

	EUB	EUF	Sol
Bact. tot. /ml	45000	45000	45000
colif. f. /ml	11	28	28
strepto. f. /ml	3	3	3
IQM	4,33	4,33	4,33
Contamination Fécale	nulle	nulle	nulle

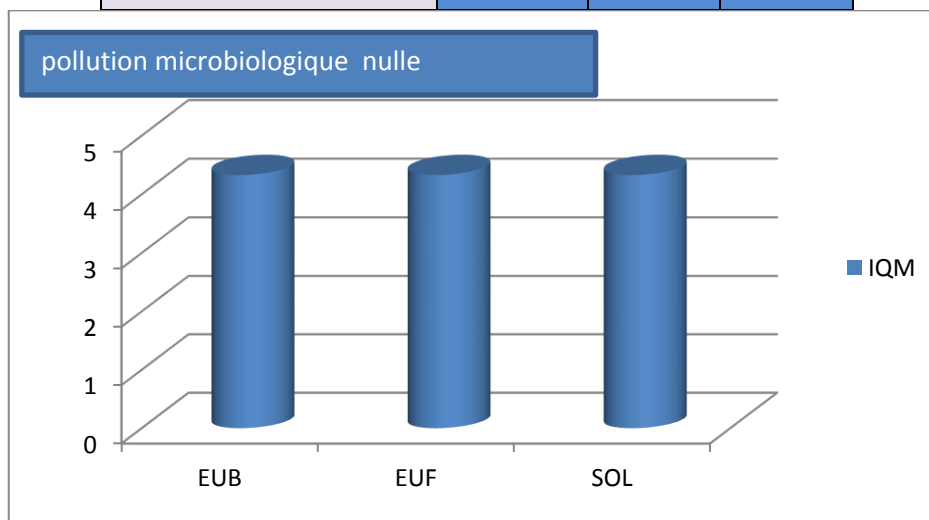


Figure 3.4. Les classes de l'indice de qualité microbiologique

3.5.4. Détermination de la source de pollution à partir du rapport Coliformes fécaux /Streptocoques fécaux

Le rapport CF/SF constitue un bon moyen pour détecter l'origine de la pollution, Bricha et *al.* (2007), ont noté qu'un rapport CF/SF élevé (>4) est considéré comme un bon indice d'une contamination d'origine humaine et un rapport faible montre une origine animale de la pollution.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Si le rapport (coliformes fécaux /streptocoques fécaux) est inférieur à 0.7. Ceci démontre que l'origine de la contamination est strictement animale.

Le calcul du rapport (coliformes fécaux /streptocoques fécaux) est mesure des valeurs ; > 4 pour les eaux usées filtrés et du sol ; et une valeur de 3,66 pour les eaux usées brut.

Ces résultats obtenus démontre la contamination fécale des eaux usées du site 1 Chaabet Roba ainsi que les eaux filtrés et le sol serait strictement d'origine animale (voir tableau 3.14).

Tableau 3.14. Détermination de la source de pollution à partir du rapport Coliformes fécaux /Streptocoques fécaux.

L'échantillon	X=CF/SF	Nature de la contamination
Eau de rejet	3.66	X est supérieure à 0.7
Eau d'irrigation	9.33	X est toujours supérieure à 4
Sol	9.33	

3.5.5. Indice de qualité d'eau pour l'altération micropolluant minéraux

Le cuivre et le zinc mesurés dans les deux échantillons d'eaux usées avant et après filtration marquent une qualité d'eau permettant l'irrigation des plantes très sensibles ou de tous les types de sols.

Selon Razafintsalama M, Rakotondraibe J (2014), la variation de la concentration en ions Cu^{+2} et Zn^{+2} d'eau au niveau des EUB et EUF et la richesse de l'eau d'irrigation en matières en suspension et en matières organiques tend à immobiliser les ions Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} . Ceci favorise l'adsorption sur les matières solides. Par ailleurs, les propriétés physico-chimiques du sol (pH, teneur en matières organiques complexantes) lui permettent de fixer les micropolluants minéraux.

Tableau 3.15. Classes des métaux lourds

paramètres	unité	EUB	EUF
Cuivre	$\mu\text{g/l}$	810	213
Zinc	$\mu\text{g/l}$	130	210

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

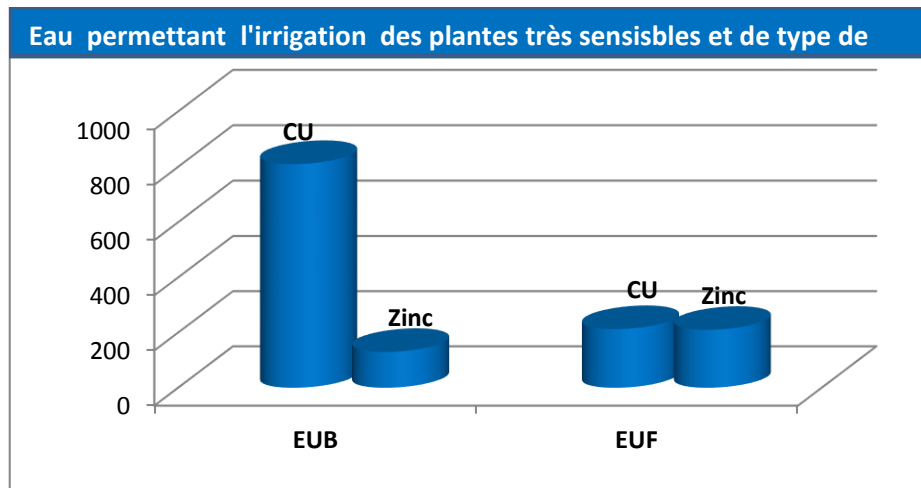


Figure 3.5. Classe d'aptitude des eaux à l'irrigation

3.5.6. Indices de pollution organique (IPO)

Le calcul des indices de pollution organique nous a permis de déclarer les classes appropriées des EUB et EUf que nous avons trouvés :

- Oxygène dissous : l'EUB représente une qualité modérée de l'oxygène dissous vers une diminution de qualité vers une pollution notable après filtration pour les EUf. Cette diminution se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments qui consomment plus d'oxygène que celui disponible (Anonyme, 2005). En effet, l'oxygène dissous (O_2) est très important, parce qu'il conditionne l'état de plusieurs sels minéraux, la dégradation de la matière organique et la vie des animaux aquatiques (Hceflcd, 2007).
- **DBO₅** : la pollution excessive caractérise l'EUB et EUf.

Les résultats que nous avons obtenus montrent que les valeurs de la DBO₅ sont élevées au niveau des eaux du rejet et de même pour les eaux après filtration. Cela pourrait être expliqué par l'abondance de la matière organique (Belghyti et al., 2009). Ces résultats concordent ceux de Bremond et Perrodon (1979). L'augmentation des teneurs en DBO₅ en période sèche peut-être expliquée par l'instauration des conditions de dégradation de la matière organique par les micro-organismes dont l'activité s'intensifie avec la diminution de la vitesse d'écoulement et avec le réchauffement des eaux. Cette activité, consommatrice d'oxygène, est à l'origine de l'autoépuration des eaux.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

- **DCO (demande chimique en oxygène):** l'EUB marque une qualité modéré qui s'accroît après filtration EUF, qui représente une qualité excessive.

Les valeurs du DCO sont moins faibles que celle des DBO₅ (BRISAUD (1989)).

En effet, cette diminution est due à la formation de fissures à la surface du sol qui diminue à son tour l'élimination de la matière organique. **MO (matière organique) :** la qualité de pollution excessive caractérise les EUB et les EUF,

D'après Razafintsalama et al. (2014), les eaux usées, de nature domestique et biodégradable, sont riches en NH₄⁺, NO₃⁻, K⁺, H₂PO₄⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, en éléments fertilisants et en matières organiques. En effet, l'irrigation avec les EUF n'entraîne pas de façon systématique une accumulation de MO dans le sol pourtant le phénomène inverse peut être observé. En effet, suite à leur richesse en éléments fertilisants et en oligoéléments, les EUF stimulent l'activité microbologique du sol (Magesan et al., 2000, Ramirez-Fuentes et al., 2002), favorisant la minéralisation du carbone organique du sol, lorsque les conditions sont favorables. Ceci entraîne une baisse du taux de MO dans le sol (Solis et al., 2005; Herpin et al., 2007).

- **MES :** la qualité de pollution excessive caractérise les EUB et les EUF (voir tableau 3.16, et figure 3.16)

Tableau 3.16. Grille de la qualité organique (d'après ANRH, 2000).

Echantillon	EUB	EUF
Paramètres		
Oxygène dissous (%)	77,96	41,24
DBO ₅ mg/l	72	62
DCO mg/l	35,21	70,02
MO mg/l	59,74	64,67
MES (mg/l)	174	301

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

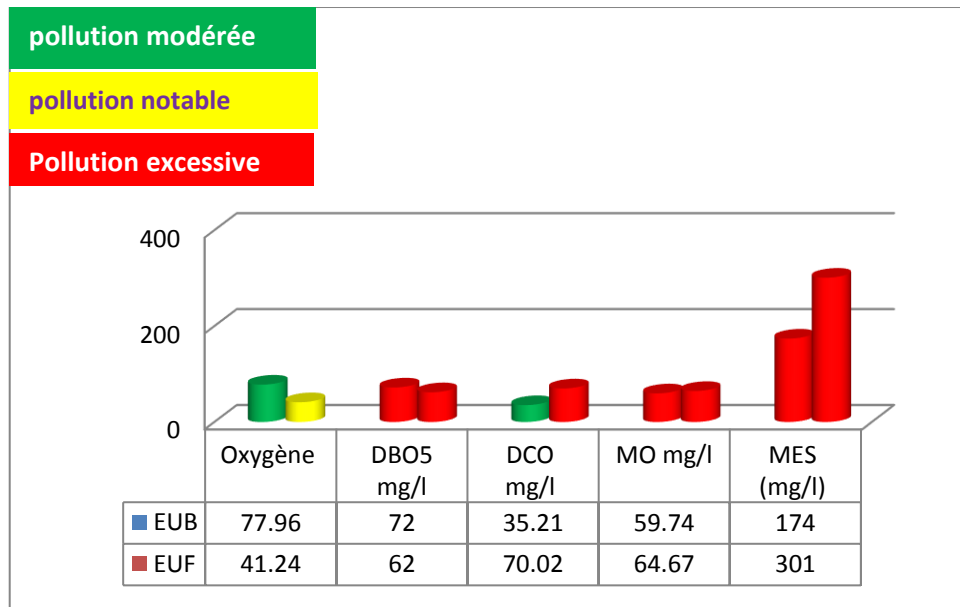


Figure 3.6. Grille de qualité organique

3.5.7. Grille de la qualité phosphorée :

PO₄⁻³ : la qualité phosphorée des EUB et EUF marquant une pollution excessive, D'après Brix (1997), la diminution de la concentration en phosphate des eaux d'irrigation est due à la consommation des quantités importantes de phosphore par certaines plantes lors de leur croissance. De plus, une adsorption du phosphore inorganique dissous par la plante peut aussi avoir lieu. Cette absorption est rapide mais temporaire vu qu'une partie du phosphore peut retourner dans le système pendant la phase de mort cellulaire de ces végétaux Reed (1990)

Tableau 3.17. Grille de la qualité phosphorée (d'après ANRH, 2000)

	EUB	EUf
PO ₄ ⁻³	25,2	3,12

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

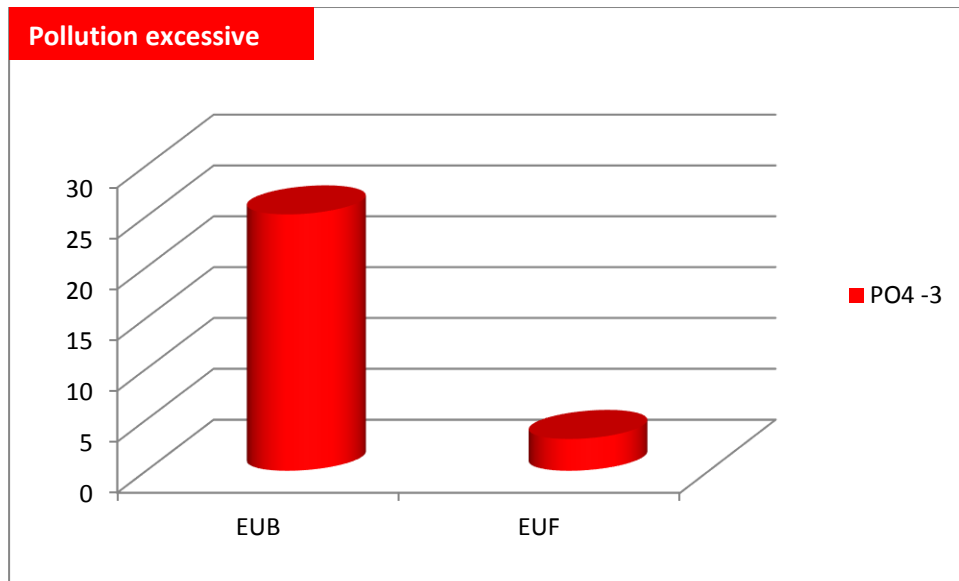


Figure 3.7. Grille de qualité phosphorée

3.5.8. Grille de qualité azotée :

NO₂⁻ : La grille de la qualité azotée d'EUB et d'EUF marque une qualité d'Eau de qualité moyenne, utilisée après un simple traitement.

NO₃⁻ : La grille de la qualité azotée d'EUB et d'EUF marque une qualité d'Eau d'une pollution importante (voir tableau 2.18 et figure 2.8). Le nitrate (NO₃⁻) est la forme assimilable disponible pour les plantes. Cette forme est activée dans les sols bien aérés, non acides, et riches en calcium (Touhtouh et *al.*, 2014).

A partir l'histogramme la valeur en nitrate obtenue est très élevée et dépasse les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008) limitant du sol qui peut être considérée comme un sol d'une mauvaise classes.

En effet, la dégradation de la qualité des eaux en termes de la pollution nitrique constitue un danger sérieux pour la durabilité du système d'exploitation des terres (El Oumlouki et *al.*, 2014).

Tableau 3.18. Grille de la qualité azotée (d'après ANRH, 2000).

Formes de l'azote	EUB	EUF
NO ₂ ⁻ mg/l	0,031	0,051
NO ₃ ⁻ mg/l	1550,25	3862,1

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

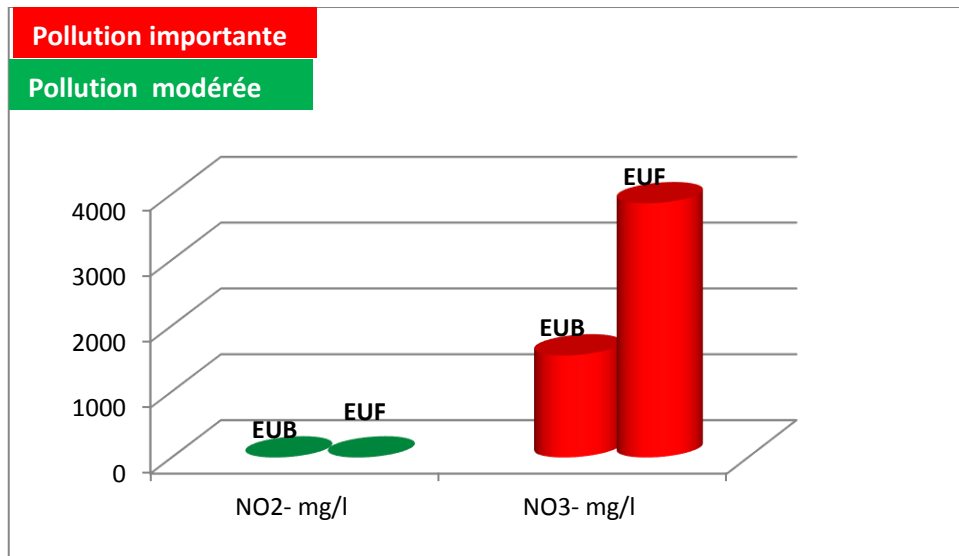


Figure.3.8. Classes de la qualité azotée

3.5.9. Qualité d'eau en fonction du pH, CE et MES

CE et MES (conductivité électrique et la matière en suspension): représentent une mauvaise qualité de salinité et des MES pour l'EUB et l'EUf.

- **pH :** la qualité des EUB et EUF représentant une bonne qualité (voir tableau 3.19 et figure 3.9)

En concordance avec les résultats publiés par Belghyti et *al.* (2009), nos résultats mettent en évidence une variation plus ou moins importante de la minéralisation exprimée en conductivité moyenne. Ces résultats pourraient être expliqué d'une part par le rejet des eaux usées résiduaire riches en fertilisants artificiels d'une industrie d'engrais et d'autre part par la dégradation de la matière organique et MES par les bactéries.

La diminution des MES dans les eaux brutes par rapport aux eaux percolées est due à la réduction de l'activité bactériennes en décomposant la matière organique présente (Fekhaoui et Patee., 1993). Ceci explique la teneur élevé de l'oxygène dissous au niveau du rejet et l'inverse au niveau des eaux d'irrigation.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Tableau 3.19. La qualité de l'eau en fonction du pH, de la conductivité et les MES (Djidel, 2008).

Paramètres	EUB	EUR
Conductivité	2820	2690
pH	8	8,2
MES	174	301

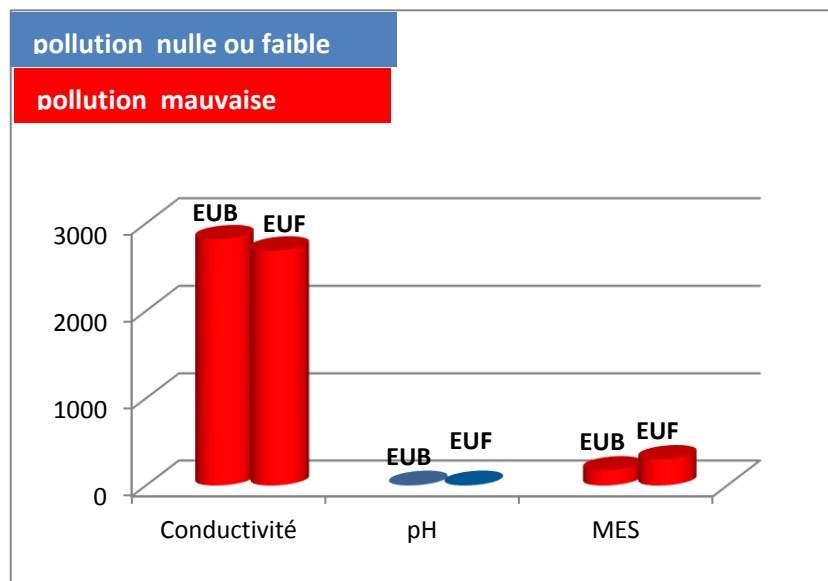


Figure.3.9. Teneur en CE, pH et MES

3.5.10. Risque de salinité (Richards, 1956)

Tableau 3.20. Classes de risque salin

Risque salin	EUB	EUF	Sol
CE $\mu\text{s}/\text{cm}$	2820	2690	1760
Classes	Risque très élevé	Risque très élevé	Risque élevé

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

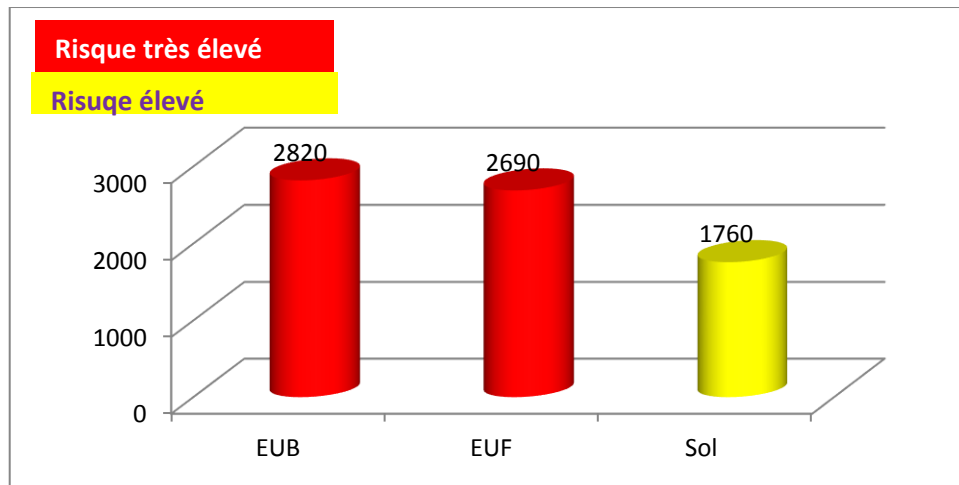


Figure 3.10. Classes de risque salin

3.5.11. Risque d'alcalinité

Tableau 3.21. Classes de risque alcalin

Classe de risque	Risque faible	Risque moyen	Risque élevé	Risque très élevé
S.A.R	≤ 10	$10 < \text{S.A.R} \leq 18$	$18 < \text{S.A.R} \leq 26$	$\text{S.A.R} > 26$

- **Interprétation des classes correspondant aux couples 'Risques salins-risques alcalins (Richards, 1956)**

C1 S1	Eau de bonne qualité. Précaution avec les plantes sensibles
C1 S2	Qualité moyenne à bonne. A utiliser avec précaution dans les sols lourds mal drainés et pour les plantes sensibles (arbres fruitiers).
C2 S1	
C2 S2	Qualité moyenne à médiocre. A utiliser avec précaution. Nécessité de drainage avec doses de lessivage et / ou apport de gypse.
C1 S3	
C3 S1	
C1 S4	
C2 S3	Qualité médiocre à mauvaise. Exclure les plantes sensibles et les sols lourds. Utilisables avec beaucoup de précautions dans les sols légers et bien drainés avec doses de lessivage et / ou apport de gypse.
C3 S2	
C4 S1	
C2 S4	Qualité mauvaise. A utiliser avec beaucoup de précautions, que dans les sols légers et bien drainés et pour les plantes résistantes. Risques élevés. Lessivage et apports de gypse indispensables.
C4 S2	
C3 S3	
C3 S4	Qualité très mauvaise. A n'utiliser que dans les circonstances exceptionnelles.
C4 S3	
C4 S4	Eau déconseillée pour l'irrigation.

Dans la présente étude, on a fait l'estimation de quelques paramètres de salinité en rapport avec l'usage agricole pour deux échantillons d'eau EUB et EUF, L'analyse et l'interprétation des résultats obtenus, selon Richards (1954), nous permettent de prévoir et évaluer les risques probables sur la nature des sols et de la végétation quant à l'utilisation de ces eaux usées.

Le tableau ci-dessous illustre le rapport risque de salinité et le risque alcalin (voir tableau 3.22).

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Tableau 3.22 Classes du couple risque salin et risque alcalin

	EUB	EUf
Risque salin S.A.R	6,057	148,205
Risque alcalin	2820	2690
classes	C3S4	C4S1

En tenant compte de cette classification, et après avoir reporté tous les points d'eau des différentes campagnes sur le diagramme de Richards (figure 3.11). Selon, la conductivité électrique et la valeur de SAR, on a pu dégager la présence des deux classes suivantes :

C3S4 : Qualité très mauvaise. A n'utiliser que dans les circonstances exceptionnelles.

C4.S1 : Eau de qualité médiocre à mauvaise. Exclure les plantes sensibles et les sols lourds.

En effet, l'irrigation avec des eaux usées est utilisable avec beaucoup de précaution dans les sols légers et bien drainés avec des doses de lessivage et/ou apports de gypse.

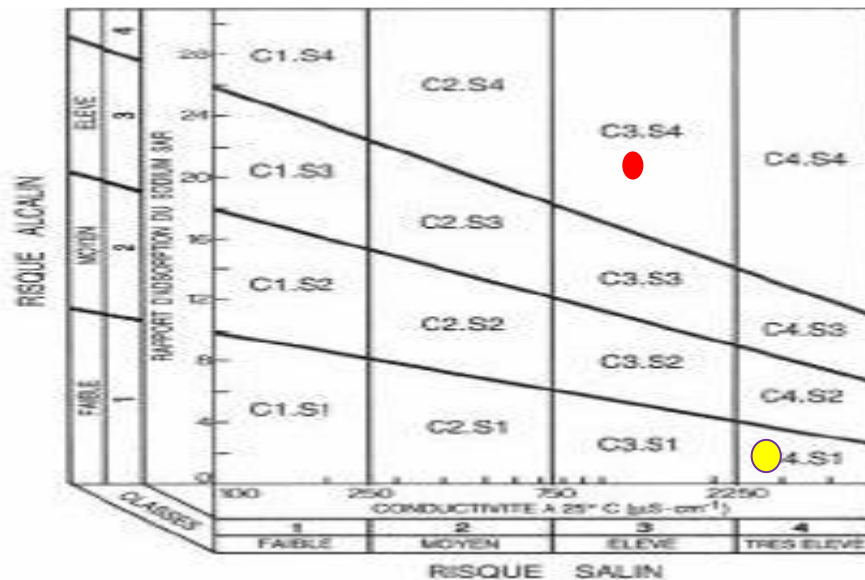


Figure 3.11. Diagramme de classification des eaux d'irrigation (Richards, 1954)

- **C3S4** : Classe d'EUB
- **C4S1** : Classe d'EUf

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

3.6.Synthèse de la qualité d'eau d'irrigation et le sol selon Maynard et Hochmuth, (1997) :

Le tableau ci-dessous synthétise la qualité d'eau d'irrigation ainsi que le sol pour bien ressortir l'état de problème d'irriguer avec l'eau usée brute (voir tableau 3.23):

- **CE, dureté totale** : la sévérité du problème de la salinité et de la dureté est marquée pour l'eau usée de l'irrigation EUB, EUF et le sol irrigué.
- **S.A.R** : le ratio d'absorption de sodium pour les EUB enregistre un problème légère, par contre l'eau EUF et le Sol représentant un problème élevé
- **pH** : l'EUB et le sol constituant un léger problème par contre l'EUF représente un problème élevé.
- **Fer** : le problème de l'accumulation des métaux lourds s'avère élevé ce qui accentue le risque de colmatage au niveau du sol. Le point de l'accumulation des métaux, cela réfère à une valeur de 4,81 mg/L En revanche, ce problème est moins sévère pour l'EUB et EUF avec des valeurs de 0,42 mg/l et 0,31 mg/l respectivement.

Tableau 3.23. Barème de qualité pour l'eau d'irrigation (Maynard et Hochmuth, (1997))

	EUB	EUF	SOL
Conductivité (mS/cm)	282	269	170
SAR (Sodium absorption Ration)	6,057	148,205	166,572
Alcalinité ou dureté	7016	6695,15	2110
pH (risque de colmatage)	8	8,2	7,4
Fe mg/l (risque de colmatage)	0,42	0,31	4,81

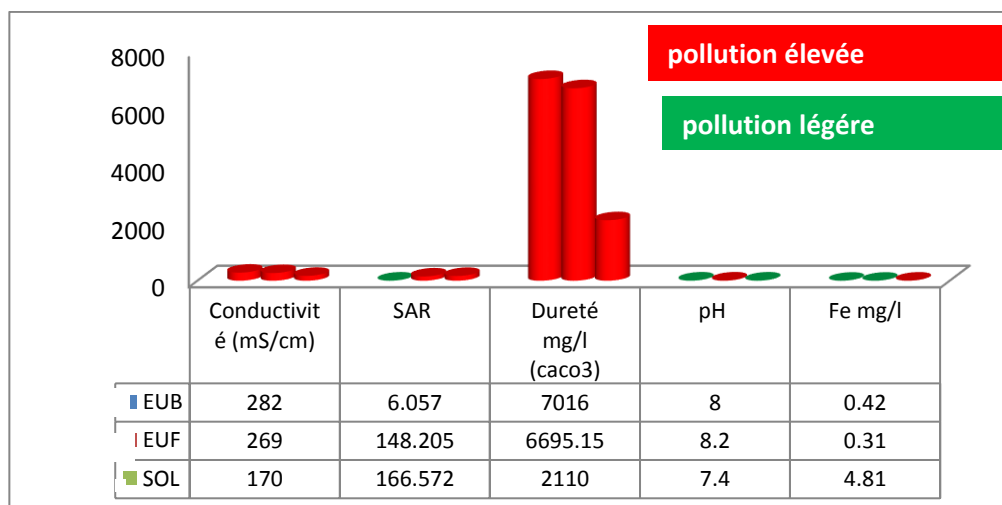


Figure 3.13. Classes du barème de qualité de sol et de l'eau destiné à l'irrigation

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

3.7. Effet de la minéralisation globale sur le sol

L'histogramme ci-dessous illustre la richesse du sol en éléments minéraux, cette dernière a des effets autant bien que positifs sont aussi néfastes pour la structure du sol et qui provoquent sa dégradation tels que :

1. L'augmentation de la conductivité très élevée dans les eaux usées est expliquée par la charge minérale très élevée de l'eau usée en sodium, potassium et en magnésium, confirme LHADI et *al.* (1998), ainsi qu'une salinité excessive de l'eau d'irrigation peut se faire les dommages vis-à-vis des sols et donc indirectement vis-à-vis les rendements culturaux observent Faby (1956),
2. L'un des problèmes majeurs avec une grande quantité de sodium est son effet sur la perméabilité du sol et sur l'infiltration de l'eau. Le sodium remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile et provoque la dispersion des particules du sol. Il y a donc éclatement des agrégats du sol, ce qui provoque un sol dur et compact lorsqu'il est sec et excessivement imperméable à l'eau (Couture, 2006).

3.8. Effet des formes de l'azote : NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-

En effet, plusieurs études ont constatées que l'azote ammoniacal acheminé vers le sol va être immédiatement absorbé par le complexe absorbant du sol (Chen et Patrick Jr, 1980 ; Alvarez- Bernal et *al.*, 2006).

Chen et Patrick JR (1980), précisent que le NH_4^+ fixé sur le complexe du sol va être transformé selon un des trois processus suivant : nitrification dans la partie aérée du sol, assimilation par les plantes ou bien mobilisation par la microflore du sol où il sera incorporé sous forme organique. Les teneurs élevées en nitrates enregistrées dans les niveaux superficiels du sol peuvent être expliquées par cette nitrification. En outre, l'excès de nitrate, non consommé par les plantes, va être lessivé en profondeur, vu la mobilité de cet élément dans le sol (Russell et *al.*, 1993). Une partie des ions nitrates lessivés va subir une dénitrification, dans la zone anoxique du sol, et sera ainsi libérée sous forme volatile dans l'atmosphère (Chen et Patrick JR, 1980; Russell et *al.*, 1993; Ramirez-Fuentes et *al.*, 2002).

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Concernant Nitrate et Nitrite :

D'après Lhadi et *al.* (1998), la faible concentration en nitrite au niveau du sol est due au pouvoir épurateur efficace du sol. Que le sol possède une pouvoir épuratoire efficace dont épurée vers les eaux percolées et le reste accumulée dans le sol

- **SO₄⁻²** : l'élément sulfate est très utile pour l'activité de certaines bactéries comme les (chlorothiobactéries, rhodothiobactéries, etc.) au niveau du sol. Cette activité peut oxyder l'hydrogène sulfuré (H₂S) toxique en sulfate (HCEFLCD, 2006).
- **Bicarbonates (HCO₃⁻)**

La concentration des bicarbonates dans l'eau est en fonction de la teneur en CO₂, car ce dernier est très soluble dans l'eau et sa solubilité dépend de la température. le CaCO₃ peu soluble dans l'eau; cependant, la présence du CO₂ confère à l'eau une force de dissolution plus importante en transformant le Carbonate de calcium en bicarbonate de calcium, lesquels sont plus solubles dans l'eau (Belghyti et *al.*, 2009).

- **Potassium (K⁺)**

Le potassium est un élément essentiel pour la croissance des plantes, mais à des concentrations élevées, il peut affecter l'absorption d'autres cations comme le magnésium. (El Halouani, 1995).

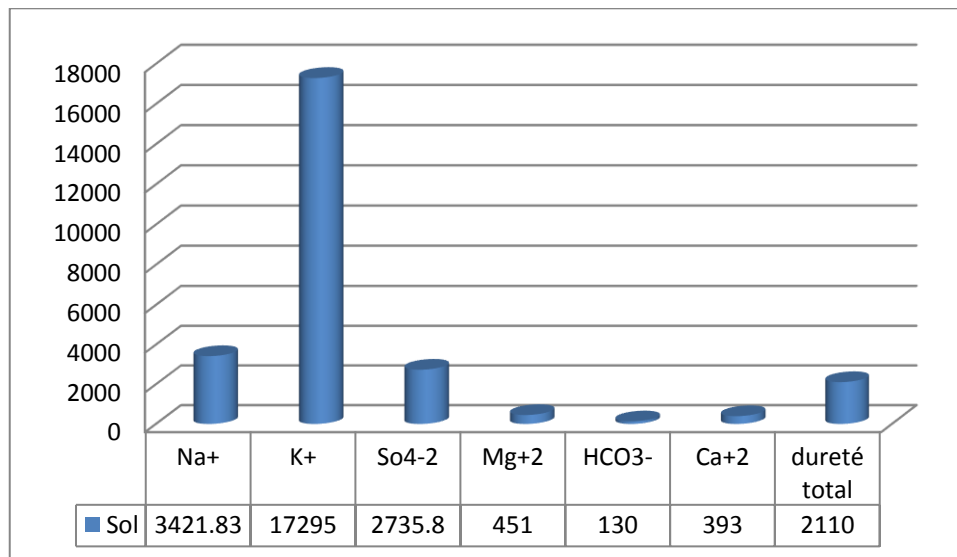


Figure 3.14. Teneurs en éléments minérales solubles

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

➤ Oxyde de Phosphore :

L'histogramme ci-dessous montre que la pollution par l'oxyde de phosphate est faible au niveau du sol. Le phosphore se trouve sous deux formes, soit organique ou bien minérale. Sa disponibilité pour les plantes dépend de sa solubilité, de sa relation avec les colloïdes du sol, mais aussi du pH. Le plus souvent, une proportion relativement faible du phosphore présent dans un sol peut être assimilable.

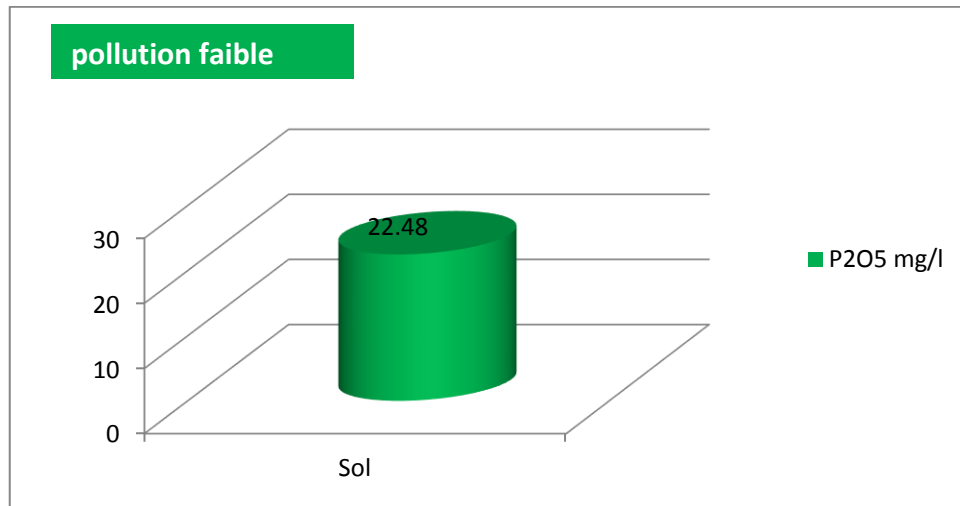


Figure.3.15. Teneur de phosphate du sol

3.9.Effet du pH sur le sol

Dans cette étude, l'analyse du pH du sol du site 1 nous a permis de classer le sol sous l'ongle des sols faiblement basique. Ceci est principalement dû à l'irrigation avec les eaux usées. Ces données corroborent ceux de Razafintsalama (2014).

En général, l'irrigation avec les eaux usées modifie les paramètres du sol et conduit à un pH qui avoisine de 7.4, qui indique la neutralité du sol.

En effet, le pH est un paramètre important dans la dynamique du sol, c'est une clé en agronomie car leur degré d'acidité ou d'alcalinité joue un rôle très important dans l'assimilation des éléments nutritifs par la plante. De plus, il a une influence sur trois composantes importantes de la fertilité du sol : la biodisponibilité des nutriments, l'activité biologique et la stabilité structurale (El Oumlouki, 2014).

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Tableau 3.24. Répartition des classes des pH des sols selon les normes DIAEA /DRHA /SEEN (2008).

Classe du sol	Acide	Faiblement acide	Neutre	Faiblement basique	Moyennement basique	Tendance alcaline	Très alcaline
pH	<6	6-6,5	6,5-7,3	7,3-7,8	7,8-8,5	8,5-9	>9

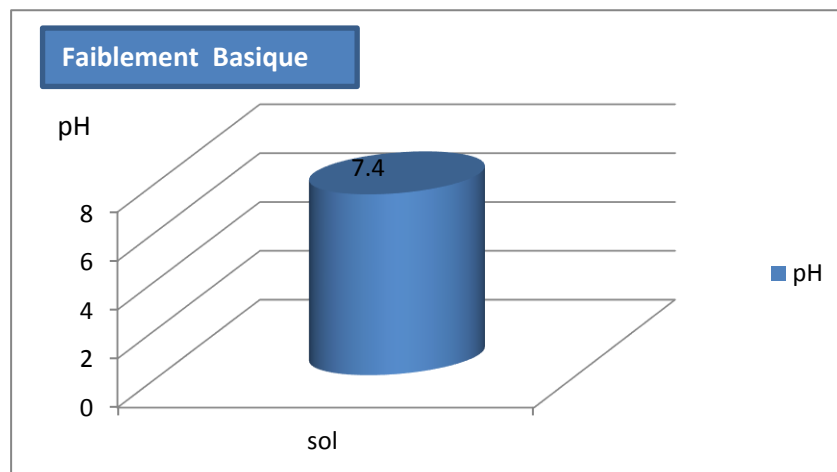


Figure 3.15. Teneur en pH du sol irriguée par EUB

3.10. Effet de la salinité du sol

Selon Richard (1954), le sol irrigué par les eaux usées brutes coïncide avec un type de sol fortement salin (voir figure 3.16), cette augmentation est engendrée par les eaux usées. L'unique effet négatif actuellement visible et clairement associé à l'augmentation de la salinité des sols est le ralentissement de la décomposition de la MO. Ce problème peut être remédié par l'ajout et l'épandage de MO moins labile tels que les fumiers pendant les périodes d'intersaisons (Belaid, 2010).

De plus, Rietz et Haynes (2003) précisent que l'augmentation de la salinité du sol inhibe son activité microbologique et donc la décomposition de la MO. Ce qui entraîne une diminution du rendement des récoltes.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

Tableau.3.25. Répartition des classes de la salinité des eaux d'irrigation selon les normes USSLS, Richard (1954)

Classe du sol	Non salin	moyennement salin	Fortement salin	Très fortement salin	Extrêmement salin
CE (dS/m)	CE<0,25	0,25≤CE<0,75	0,75≤CE<2,25	2,25≤CE<5	CE>5

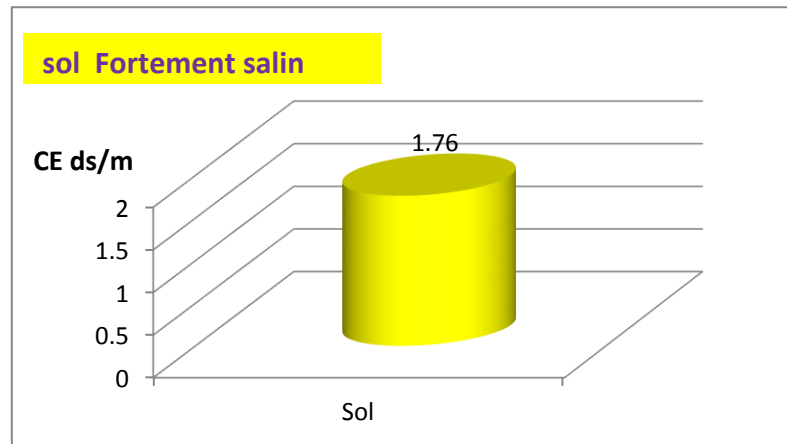


Figure.3.16. Teneur CE du sol irrigué

3.11. Effet de l'accumulation des métaux lourds

L'accumulation des métaux lourds dans le sol dégrade sa qualité et influence non seulement l'activité des micro-organismes mais aussi inhibent leur croissance. Sachant que, chaque type de ces micro-organismes fournit les formes minérales assimilées par les plantes. En ce qui concerne les métaux lourds, certains éléments tels que le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène sont reconnus nécessaires, en très faibles quantités, au développement des végétaux (El Halouani, 1995).

De plus, nos résultats, tout comme ceux de Mayand et Hochnuth (1997), témoignent de la présence du fer dans le sol avec un taux élevé par rapport au cuivre et au zinc. Ceci provoque le colmatage de la structure du sol. En ce qui concerne le Zn^{2+} , une étude récente publiée par Razafintsalama (2014) a montré que la diminution de sa concentration pourrait être due soit à un effet de lessivage de cet élément qui se trouve sous forme échangeable dans le sol, soit à une diminution de l'apport par les eaux usées.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

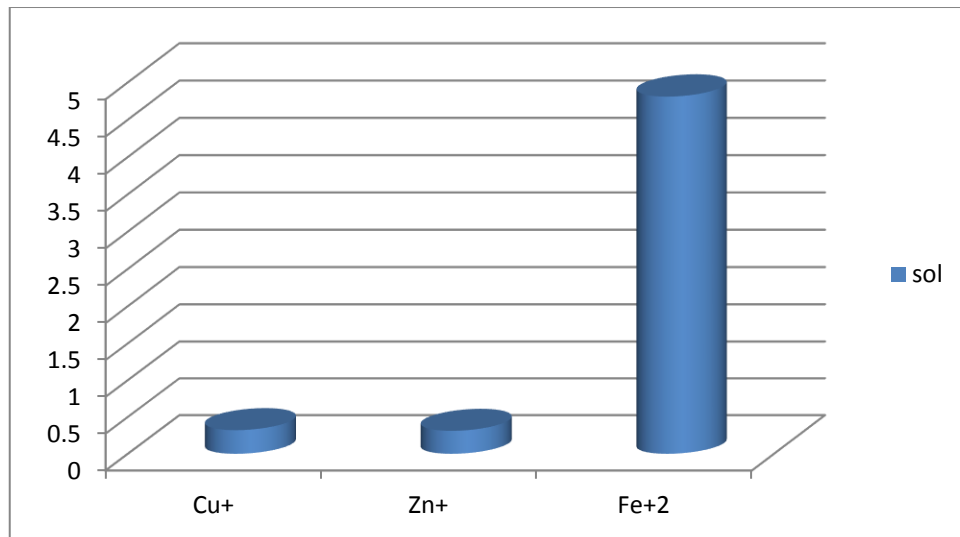


Figure.3.17. Accumulation des métaux lourds dans le sol irrigué

3.12. Conclusion

Au niveau du périmètre irrigué de Chetma par le rejet de Chaabet Roba (site 1) qui est de nature domestique, l'irrigation par ces eaux brutes montre des effets importants sur la salinité, la sodicité et les micropolluants minéraux tels que le fer, sur une parcelle irriguée.

L'irrigation a induit une salinisation et une sodicité plus prononcée du fait de la structure du sol. Nos résultats montrent que l'eau usée brute utilisée pour l'irrigation est de qualité très mauvaise, à n'utiliser que dans les circonstances exceptionnelles, à cause de la salinité, DBO5, MES, la matière organique et nitrate qui sont très élevés. Ceci n'est pas en valeur de l'utilisation de ces eaux pour l'irrigation sans passer par le processus de filtration et traitement préalable avant toute utilisation.

Le problème de l'accentuation de cette pollution reste parfois énoncé même après filtration, tels que la sodicité, la salinité, les nitrates, la dureté totale qui atteint des niveaux très élevés.

L'effet néfaste d'irriguer avec ces eaux chargées par ces polluants reste parfois piégés au niveau du sol. L'accumulation des polluants dans le sol provoque une dégradation de la qualité de ce dernier tel que la teneur en fer, l'effet de la salinité et de l'alcalinité, la dureté et les nitrates. Cependant, la salinisation des sols est un mécanisme irréversible. C'est pourquoi il convient donc à la fois de surveiller particulièrement ces paramètres à l'avenir sans attendre les éventuels premiers symptômes sur la structure des sols et en même temps d'optimiser les modes d'irrigation et les pratiques. Ceci s'inscrit dans une démarche préventive qui vise à limiter au maximum l'accumulation de sels et la sodification du sol et les métaux lourds.

Chapitre 3 Evaluation de l'impact d'irrigation avec les eaux usées brutes sur l'eau et le sol ; cas d'étude de la région de Chetma

L'unique effet négatif et le problème actuellement visible sont fortement associés à l'augmentation de la salinité des sols est le ralentissement de la décomposition de la MO.

Le problème majeur qu'on peut rencontrer avec une grande quantité de sodium est son effet sur la perméabilité du sol et sur l'infiltration de l'eau.

Le chapitre suivant, suggère des solutions à ce problème de pollution soit de l'eau ou bien du sol en adaptant la technique de la phytoépuration, à partir de la quantification et à qualification des indices de pollution menée dans les eaux usées brutes destinées pour l'irrigation des plantes endémiques de la région de Biskra.

CHAPITRE 4
PROCÉDÉ EXTENSIF
D'ÉPURATION DES EAUX USÉES

4.1. Introduction

Les rejets des eaux usées domestiques peuvent provoquer de graves problèmes environnementaux en raison de leur forte demande en oxygène et la concentration élevée en azote et en phosphate. Les systèmes classiques de traitement des effluents posent des problèmes fréquents en raison du fait qu'ils travaillent souvent au-dessus de leur capacité en raison d'une mauvaise conception du à la variation de la charge à traiter. Dans ces situations, les biofiltres peuvent être potentiellement utilisés pour améliorer la performance globale ou peuvent être une alternative au traitement biologique conventionnel confirme Mimeche (2013).

Les eaux usées urbaines, domestiques, des eaux pluviales, les eaux usées agricoles et industrielles peuvent être adaptées à la phytoépuration autant qu'un traitement primaire, secondaire et tertiaire déclarent Kadlec et *al.* (2000).

Les filtres plantés à macrophytes peuvent être utilisés pour le traitement primaire, secondaire ou tertiaire des eaux usées urbaines, domestiques, des eaux pluviales, des eaux usées agricoles et des eaux usées industrielles

L'objectif à travers ce chapitre met l'accent sur les potentialités épuratrices des plantes macrophytes testées sous le climat saharien selon le plan suivant :

- 1- Test du pouvoir épurateur de quelques plantes endémiques de la région de Biskra tels que la *Phragmites australis*, *Cyperus papyrus*, *Tamarix africana* à épurer les eaux usées de la ville de Biskra notamment les rejets industriel de Oued Z'mor.
- 2- Mesure de faisabilité de réaliser un système étagé avec une première et deuxième série avec des filtres plantés de *Phragmites australis* et celle de *Lavandula angustifolia*, dans le but de renforcer le pouvoir épurateur et de le compléter.
- 3- Pour bien cerner ces potentielles épuratoires, il faut tout d'abord analyser les indicateurs de pollution de nature physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes de rejet.
- 4- Calcul du rendement du filtre planté à partir de ces concentrations mesurées de l'eau brute (avec lequel le système filtrant a été irrigué), et l'eau après filtration.
- 5- Etude microbiologique au niveau de la rhizosphère.

4.2. Matériel et méthodes

Les eaux usées du rejet de Oued Z'mor enregistre une pollution organique et microbiologique très forte durant la période de 2010-2015 (voir chapitre 2), cela a mené à apporter une solution à ce problème à travers l'adaptation du processus de la phytoépuration par l'intermédiaire des plantes endémiques de la région de Biskra (voir chapitre 2).

Notre dispositif expérimental a été réalisé durant la période de (Février- Juillet 2015) et de Février – Juillet 2016) avec l'utilisation des bacs filtrant planté par le *Phragmites australis*, *Cyperus papyrus*, *Tamarix africana*, et *Lavandula angustifolia*.

4.3. Caractérisation des eaux usées du rejet de Oued Z'mor

Durant la période d'étude, il a été constaté que le rejet de Oued Z'mor présente les qualités illustrées au tableau suivant :

Tableau 4.1. Indicateurs de pollution physicochimique et bactériologique des eaux du rejet de Oued Z'mor (2015-2016)

Paramètres physicochimiques					
pH	T°C	CE µs/cm	O ₂ dissous mg/l	MES mg/l	DCO mg/l
7,69	18,86	8253, 33	4,82	258	70,3
DBO ₅ mg/l	SO ₄ ⁻² mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ⁻³ mg/l
128,15	184,446	12,86	1,526	0,456	28,28
Métaux lourds					
Pb mg/l	Fe ⁺² mg/l	Cu ⁺² mg/l	Zn mg/l	Mn mg/l	
1,026	1,293	0,269	0,195	0,365	
Indicateurs bactériologiques					
Germes totaux UFC/100ml	Coliformes totaux UFC/100ml	Coliformes fécaux UFC/100ml	Streptocoques Fécaux UFC/100ml		
4700	1100	673	280		

L'analyse des indicateurs de pollution des eaux usées du rejet de Oued Z'mor représente une conductivité (CE), demande biochimique pendant cinq jours (DBO5) et les matières en suspension (MES) ainsi que la contamination fécale élevée et qui dépassent pratiquement les normes de qualité destinées à l'irrigation selon les normes de Belghyti et *al.* (2009) et S.E.E.E (2007) (voir annexe1).

4.4. Macrophytes utilisés

4.4.1. *Phragmites australis*

Les roseaux (*Phragmites australis*) ont un système racinaire très développé, et qui sont très spécialisées dans l'absorption de l'eau et des sels minéraux compris dans le sol, accumulent des réserves et permettent à la plante de se fixer au substrat.

La libération des glucides, des enzymes et d'autres nutriments utilisés par les microorganismes est assurée au cours des processus d'absorption. L'intense réseau racinaire favorise la fixation des bactéries épuratrices sur les rhizomes. Elles abritent donc une flore bactérienne importante, qui se nourrit des effluents et dégrade la matière organique, déclare Daloz (2007).

- **Systématique :** Nous avons opté pour la classification proposée par Quezel *et al.* (1962 – 1963).

Règne : végétale

Embranchement : Spermaphytes

Sous / emb : Angiospermes

Classe : Monocotylédones

Ordre : Graminales

Famille : Graminées

Genre : *Phragmites*

Espèce : *Phragmites australis*

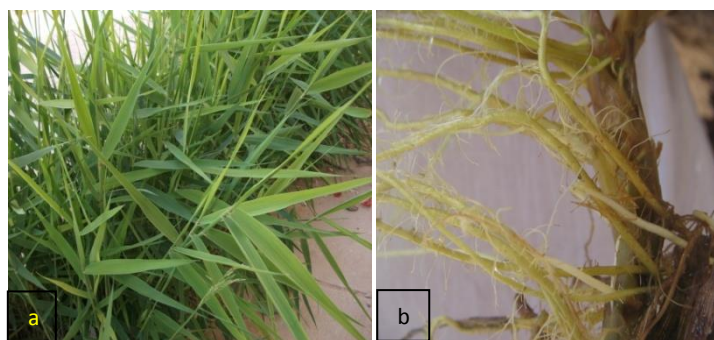


Figure 4.1. *a* : *Phragmites australis*, *b* : Développement racinaire et du rhizome

4.4.2. *Lavandula angustifolia* Mill., 1768

➤ **Systématique :** *Lavandula angustifolia* arbrisseaux dicotylédones.

Règne : Plantae.

Division : Magnoliphyta.

Famille: Lamiacées (labiées)

Classe: Magnoliopsida.

Ordre: Lamiales.

Genre : *Lavandula*

Espèce : *angustifolia*



Figure 4.2. a : *Lavandula angustifolia* , **b :** Développement racinaire

Selon le décrit de Belmont, (2013) ; *Lavandula angustifolia* ou *lavande officinale* des diverses formes qui sont réunies sous ce nom sont des sous arbrisseaux de 20 à 80 cm croissant en masse. La racine est pivotante et il y en a quelques-unes traçantes. Les tiges ont une longueur qui varie de 15 à 20 cm et sont longuement dépourvues de feuilles au-dessous des inflorescences. La plante se compose de hampes florales courtes et fines ne portant qu'un seul épi. Les feuilles sont étroites ou ovales, longues de 2 à 5 cm. Les bractées sont d'un brun jaunâtre, marquées de 5 à 7 nervures principales très distinctes, dont le contour est triangulaire, se détachant facilement de l'axe de l'épi. Les fleurs sont courtement pédonculées et disposées en épis de six ou dix groupes dont les plus inférieurs sont séparés des supérieurs. Elles sont portées par des bractées aussi larges que longues.

D'une vigueur remarquable, les lieux secs, arides, ensoleillés sans souci du froid favorisent le développement de la Lavande. Sa multiplication s'effectue par semis des graines au printemps ou à l'automne, ou par éclat des pieds à la même saison. Les fleurs sont fauchées au tout début de leur maturité en juin, juillet.

4.4.3. *Tamarix africana*

Plusieurs classifications classiques qui existent et qui s'oppose à la classification moderne de l'APG. Comme nous citons : la classification classique de Cronquist, 1981, la classification des angiospermes, créée par Robert Folger Thorne en 1992 adoptée en 2000 ; puis 2002 et la classification d'Armen Takhtajan en 1954 rectifiée en 1997. La classification classique du genre

Tamarix (classification de Cronquist, 1981)

Règne Plantae

Sous-règne Tracheobionta

Division Magnoliophyta

Classe Magnoliopsida

Sous-classe Dilleniidae

Ordre Violales

Famille Tamaricaceae

Genre *Tamarix*

Espèce *africana*



Figure 4.3. *Tamarix africana*

4.4.4. *Cyperus papyrus*

Au bord de l'eau le *Cyperus* développe d'impressionnantes tiges souples bien vertes que coiffent des feuilles disposées en rayon. (PEREIRE, 2006) Longueur : de 60 à 120 cm. Etalement et distance de plantation : 30 cm. Terre : ordinaire, humide Exposition : ensoleillée.

Multiplication : par bouture et par division des touffes Ce genre compte plus de six cent espèces de laïches, dont des annuelles et des vivaces persistantes, répandus surtout dans les habitats humides de presque toutes les régions du globe, sauf les plus froides. Les larges touffes d'épaisses tiges cylindriques ou triangulaires portent des feuilles graminiformes issues de la base et sont coiffées d'inflorescences compactes ou de grandes

ombelles de petits épis floraux paléiformes. La plupart des espèces ornementales se plaisent au bord de l'eau ou en sol marécageux. Elles tolèrent les rayons directs du soleil.

Multiplier par semis ou division (BURNIE et al ;1999)

Le *Cyperus papyrus* est un bio-indicateur d'humidité, très réponsus sous l'étage bioclimatique aride voir saharien comme étant le cas de Biskra, ce dernier est constitué d'une tige ligneuse de section triangulaire supportant des feuilles disposées en étoile à son sommet. Cette plante peut atteindre plusieurs mètres de haut. Son feuillage est de couleur verte, longs, fins, persistants, avec des épillets bruns déclare Seghairi *et al.* (2013).



Figure 4.4. *Cyperus papyrus*

Classification et taxonomie de *C. papyrus*:

Classe: Liliopsida

Ordre: Poales

Famille: Cyperaceae

Sous-famille: Cyperoideae

Tribu: Cyperae

Genre: *Cyperus*

Espèce: *papyrus*

Descripteur: Linné

Année description: 1753

4.5. Dispositif expérimental

Notre système filtrant est constitué de bac cylindrique en plastique, ayant la capacité de 12 Litres d'eau de remplissage, et qui sont remplies par du gravier alluvionnaire rincé et trié par diamètre.

Ces bacs ont été remplis par des couches superposées, dont la couche basale est constituée par du gravier avec un diamètre de 1-5mm et de 8cm d'épaisseur, et la deuxième couche

est formée par un gravier avec 5-12,5mm de diamètre reconstitué dans une couche de 23cm d'épaisseur.

Dans cette dernière les macrophytes sont implantées pour un effectif de 6 à 7 individus par espèce et par bac, dans la mesure de renforcer l'effet épuratoire de la plante testée (Voir figure 4.5).

Ces dernières sont irriguées par des eaux usées brutes du rejet de Oued Z'mor (eaux usées d'origine industrielle), les bacs filtrants sont remplis chaque début de semaine, où ils y séjournent 7 jours. Après quoi l'eau est récupérée par des robinets qui sont placés à la base des bacs.

Cette expérience est renouvelée chaque semaine durant deux ans.

Les échantillons sont directement transportés sous des conditions aseptiques au laboratoire pour faire les analyses physicochimiques et bactériologique.

Après avoir analysé les eaux filtrées et dans le but d'avoir un rendement plus prononcé, nous avons placés une deuxième série des bacs implantés par une plante ornementale *Lavandula angustifolia* et du *Phragmites australis* ; ces derniers sont irrigués par des eaux filtrées du *Tamarix africana* de la première série.

Ces bacs filtrants sont placés dans des conditions climatiques naturelles, et dans une aire expérimentale spécialisée et aménagée uniquement pour les expériences de la phytoépuration au niveau du département d'hydraulique de l'université de Biskra.

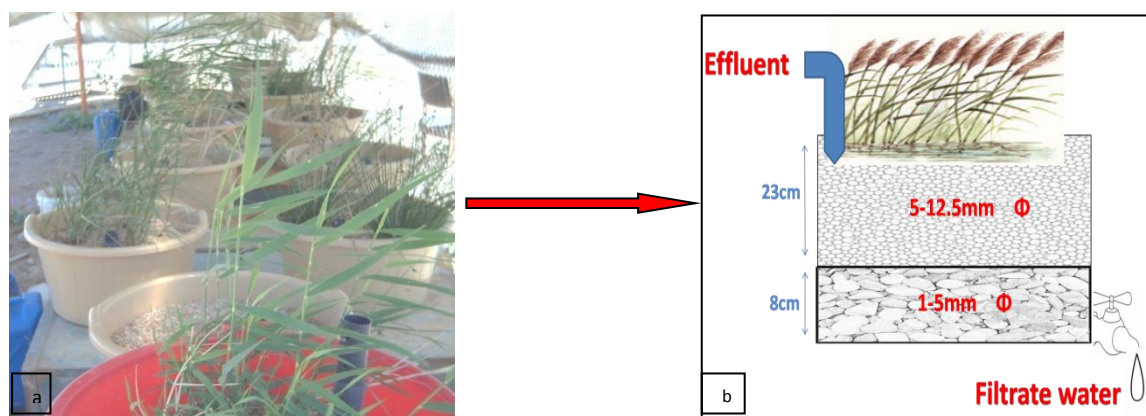


Figure 4.5. Dispositif expérimental (a : emplacement des bacs filtrant dans la station, b : conception d'un bac filtrant).

4.6. Méthodes d'analyses

Les eaux usées brutes et filtrées subissent des analyses de nature physicochimique et bactériologique illustrées et expliquées au chapitre 2.

Le processus de la phytoépuration est assuré par une activité extensive de la rhizosphère, dans le but d'apprécier les microorganismes qui assurent cette épuration nous avons consacré l'étude à la recherche et la présence des *Azotobacters* et des *Rhizobiums* et *Pseudomonas*.

a- Genre *Rhizobium*

Les bactéries de ce genre (fixateurs symbiotiques d'azote), se développent mal sur les milieux de culture classique à base de peptone, par contre des milieux à base d'extraits divers de plantes sont très utiles.

➤ Isolement

Pour isolés ces micro-organismes à partir des racines on suit la méthode classique suivante décrite par Vincent (1970) :

- ✓ Lavage des racines puis séchage à l'aide d'un papier-filtre ;
- ✓ immersion des racines dans l'éthanol pendant 10 secondes, puis les transférer dans le chlorure mercurique pendant 30 secondes ;
- ✓ À l'aide d'une pince stérile ont transfert les racines dans un tube contenant l'eau distillée, et en les laissant 15 minutes ;
- ✓ Emplacement des racines dans un tube contenant 0,5 ml d'eau physiologique stérile ;
- ✓ À l'aide d'un mortier et pilon on effectue un broyage racinaire.
- ✓ Après la solidification du milieu Yeast- Mannitol- Agar, additionné de rouge Congo à ensemencé (méthode de strie) 0.1 ml de suspension précédente préparée ; même opération est répété dans un milieu Yeast- Mannitol- Agar.
- ✓ L'incubation s'effectue à 28 C° pendant 3 jours (Anonyme, 1992).

➤ **Identification**

Pour l'identification des rhizobiums on s'est basé sur les caractéristiques phénotypiques qui comportent une série de tests :

➤ **Examens microscopiques**

Coloration de Gram

Les *rhizobiums* sont des bâtonnets roses Gram négatif.

➤ **Examen de la mobilité**

Par une anse de platine contient une suspension bactérienne de 24 heures faire une piqûre centrale dans un tube de milieu Mannitol mobilité. Incubé pendant 24 heures.

➤ **Caractérisation phénotypique des isolats**

Tests distinctifs entre *Rhizobium* et *Agrobacterium*

Test du 3-cétolactose :

Selon la méthode évoquée par Bernaerts et DeLey (1963) ce test permet de distinguer les colonies de *Rhizobium* et d'*Agrobacterium* dont seul ce dernier produit l'enzyme, une 3-cétoglucosidase, sur les milieux successifs suivants :

Les souches sont mises en culture à 28°C pendant trois jours sur le premier milieu suivant:

Milieu 1

Extrait de levure10g
 Glucose..... 20g
 Carbonate de calcium20g
 Agar18g
 Eau distillée1000 ml

Une anse de ce milieu est repiquée sur milieu solide contenant :

Milieu 2

Lactose..... 10g
 Extrait de levure..... 1g
 Agar18g
 Eau distillée..... 1000 ml

Les boîtes sont ensuite incubées 48 heures à 28°C.

La révélation est mise en évidence par l'inondation des boîtes avec le réactif de Benedict à une température ambiante. Un halo jaune de Cu_2O de 2 à 3 cm de diamètre autour des colonies sur un fond bleu du réactif de Benedict est observé après 1 heure est manifesté par la présence de l'enzyme **3-cétolactose**.

b. Genre *Pseudomonas***➤ Isolement**

- ✓ de petits morceaux de racines sont immergés dans un tampon phosphate salin (pH=7)
- ✓ agitation pendant 10 min à l'aide d'un vortex ;
- ✓ Des dilutions décimales (10^{-1} à 10^{-8}) sont réalisées à partir de cette suspension dans une solution d'eau physiologique stérile ;
- ✓ 0,1ml de chaque dilution est étalé à la surface du milieu sélectif S1 ; le milieu ensemencé est incubé à 28°C/72h.

La Purification se réalise sur le milieu solide de King B (Gould *et al.*, 1985).

➤ Identification

Elle est déterminée à base de l'aspect phénotypique de colonies :

- propriétés de colonie comme la taille, la forme, le bord de la couleur et l'ornementation de surface (Sokatch, 1986) ;
- coloration de Gram ;
- Mobilité : l'état frais puis repiquage sur milieu spécifique mannitol-mobilité ;
- Test catalase ;
- Urée indole.

4.7. Résultats et discussion :

L'eau usée d'irrigation est une eau chargée de polluants de nature physicochimique et microbiologique, cette eau est destinée vers l'irrigation des bacs filtrant à base des plantes.

Le test du pouvoir épurateur des eaux après filtration se fait par deux méthodes :

- la première est de calculer le rendement de bio-filtres selon la formule suivante

$$\text{Taux de rétention (\%)} = 100 (X_{\text{ERU}} - X_{\text{f}}) / X_{\text{ERU}} \quad (4.1)$$

Tels que :

X_{ERU} : Concentration du paramètre considéré dans l'eau résiduaire urbaine (eaux usées brutes) appliquée sur le lit filtrant (mg/l).

X_{f} : Concentration du paramètre considéré dans le filtrat (mg/l) (Petemanagnan, 2008).

- La deuxième méthode est l'évaluation de la qualité des eaux usées avant et après filtration à travers le massif filtrant avec l'utilisation de la grille de qualité normalisée par l'OMS (1971).

4.7.1. Résultats et discussion des Rendements calculés au niveau des biofiltres de la première et la deuxième série

4.7.1.1. Matières en suspension MES

La représentation graphique des résultats obtenus de la matière en suspension des eaux usées épurées de la première série, après avoir filtrer à travers le massif filtrant du *Phragmites australis* et du *Cyperus papyrus* et celle du *Tamarix africana* enregistrant un taux de rétention de l'ordre de 95,01%, 95,61% et 96,10 % respectivement pour les trois filtres (voir figure 4.6).

Selon Meliani *et al.*, (2012), la réduction de la MES dans notre dispositif est meilleure que celle obtenue par Urbanc-percic (1994) (MES : 73%) ; Molle *et al.* (2004) (86 %) travaillant sur des roseaux, et Pétémanagnan *et al.*, (2008) (85.5 %) travaillant avec *Panicum Maximum*. Selon Chachuat (1998) la diminution de la concentration de MES dans les différents filtrats est assurée par une filtration physique qui retient les matières grossières en surface et les plus fines, soit par blocage entre les pores, par interception et fixation sur les grains ou par interactions chimiques de type Van Der Waals.

L'eau filtrée à travers le biofiltre, planté de *Tamarix africana*, fait l'objectif d'irriguer la deuxième série des biofiltres plantés par *Phragmites australis* et du *Lavandula angustifolia*.

Les MES enregistrées après filtration montrent une augmentation après la deuxième série. Celle-ci a été expliquée par la décantation des racines, qui sont renouvelées ainsi que la précipitation des sels après une minéralisation excessive.

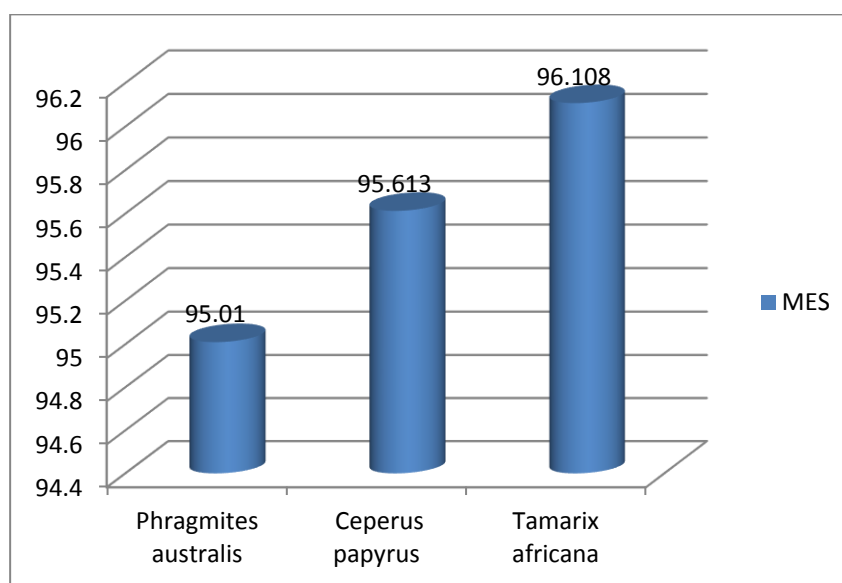


Figure 4.6. Abattement de la MES de la première série des filtres

4.7.1.2. Demande chimique en oxygène (DCO) :

Les biofiltres de la première série enregistrent un abattement de la demande chimique en oxygène 99,69% pour le filtre planté de *Tamarix africana*, et 87,59% pour le filtre planté de *Cyperus papyrus* et *Phragmites australis* (figure 4.7)

Nos résultats sont similaires avec ceux obtenus par Derradji (2015) où ils ont enregistré un taux d'abattement de DCO de 90%.

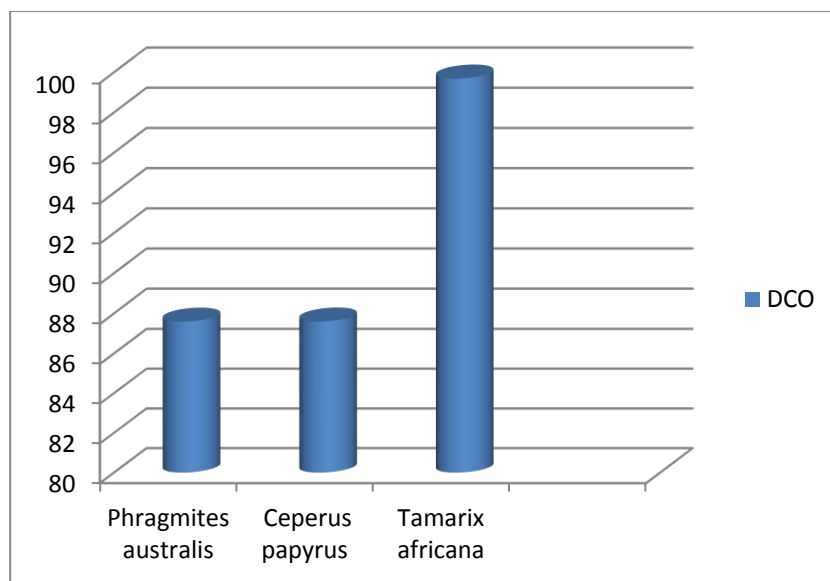


Figure 4.7. Abattement de la DCO de la première série des biofiltres

La rétention de la demande chimique en oxygène de la deuxième série des filtres est de l'ordre de 17% et 34,11% pour le biofiltre de *Tamarix africana* et de *Lavandula angustifolia* (voir figure 4.8).

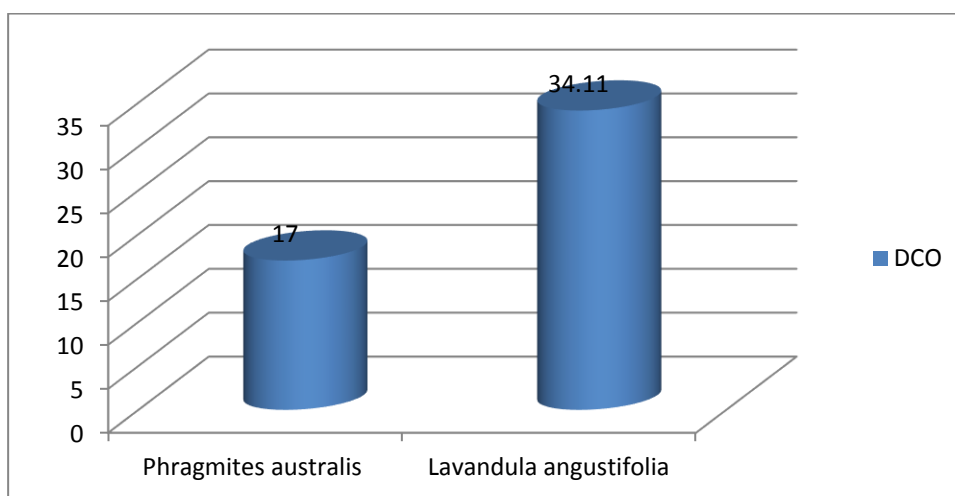


Figure 4.8. Abattement de DCO à travers la deuxième série de filtres

4.7.1.3. Demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO₅)

La demande biologique en oxygène pendant 5 jours enregistre un taux d'abattement de DBO₅ de l'ordre de 64,03% pour le filtre planté *Phragmites australis* et de l'ordre de 55,04 et 56,17% pour les filtres plantés de Papyrus et de Tamarix respectivement (figure 4.9)

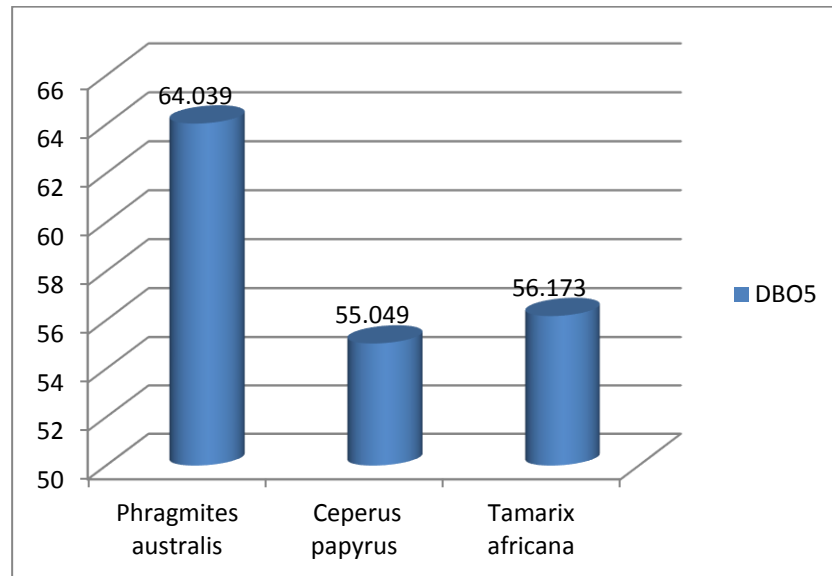


Figure 4.9. Abattement de DBO₅ de la première série de filtres

La dégradation et la minéralisation par les microorganismes décomposeurs et minéralisateur se poursuit pour la deuxième série de biofiltres.

Les taux de rétention sont respectivement de la pollution organique sont 75% et 72,22% respectivement au niveau des filtres de la lavande et le roseau (figure 4.10).

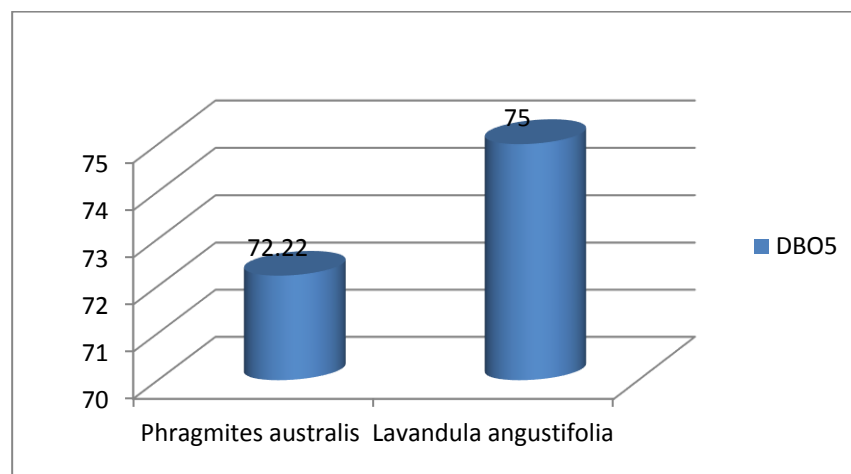


Figure 4.10. Abattement de DBO₅ de la deuxième série

4.7.1.4. Azote ammoniacal NH_4^+

L'azote ammoniacal est enlevé à travers les biofiltres de la première série par le taux de 86,13%, 68,51% et 47,66% pour les filtres plantés de respectivement de *Phragmites australis*, *Tamarix africana* et *Cyperus papyrus* (figure 4.11)

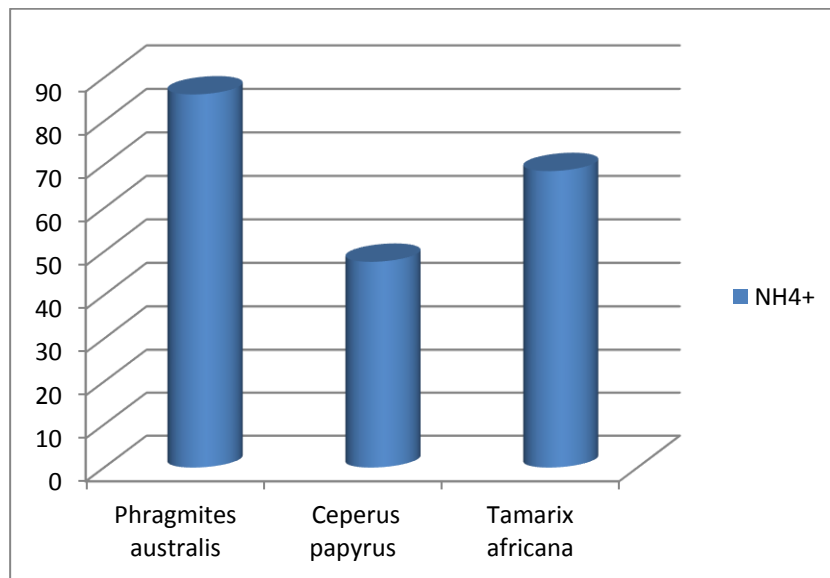


Figure 4.11. Abattement de l'azote ammoniacal de la première série de filtres

4.7.1.5. Abattement des nitrates de la première et la deuxième série

L'élimination de la pollution azotée marque toujours un abattement remarquable au niveau des filtres de la première série de l'ordre de 98,6% pour le *Tamarix africana* et de 78,77% pour le Roseau et le papyrus (figure 4.12)

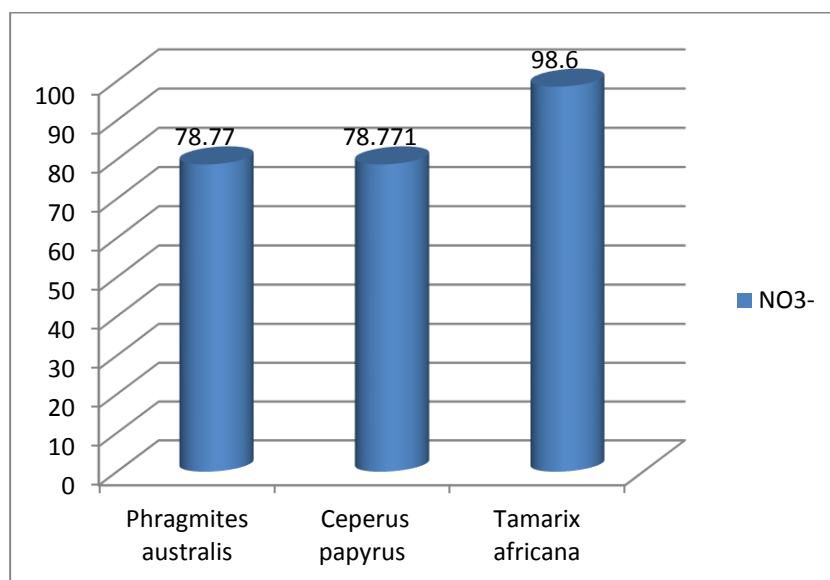


Figure 4.12. Abattement des nitrates au niveau de la première série des filtres

Les nitrates au niveau de la deuxième série complète la dégradation de ce paramètre avec des taux de rétention très remarquable tels que 87,75% et 81,25% respectivement pour les filtres de *Lavandula angustifolia* et de *Phragmites australis* (figure 4.13).

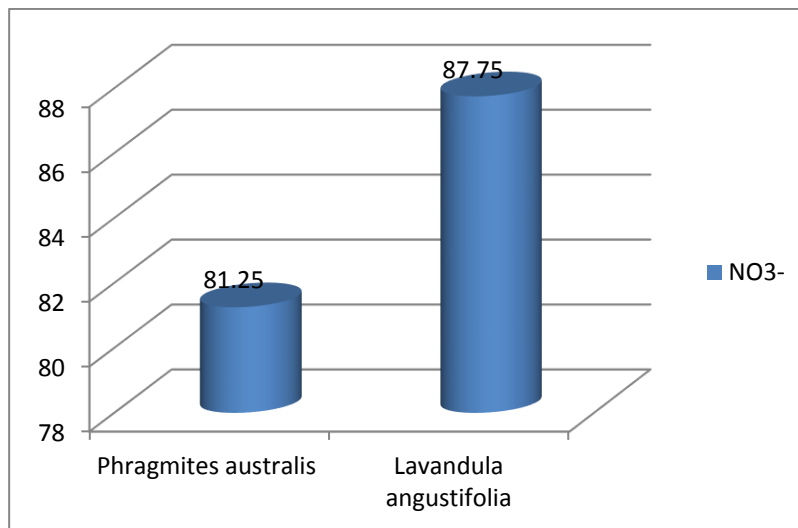


Figure 4.13. Abattement des nitrates de la deuxième série

4.7.1.6. Rétention des nitrites de la première et de la deuxième série des filtres

Le filtre planté de *Phragmites australis* assure une dégradation des nitrites par un taux de rétention de 90,17% et avec 87,54% pour le filtre planté de *Cyperus papyrus* et de l'ordre de 47,57% pour le *Tamarix Africana* (figure 4.14)

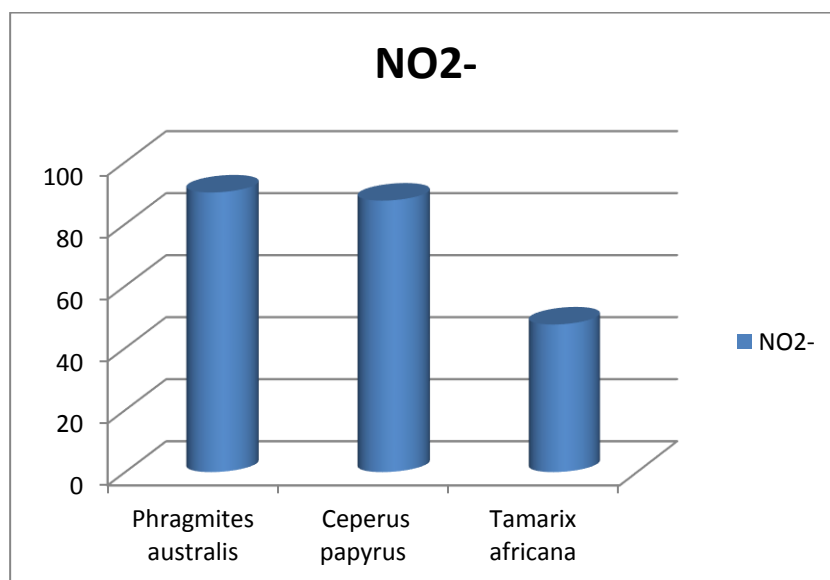


Figure 4.14. Rétention des nitrites de la première série

La deuxième série des biofiltres assure un abattement de 80,88% par le filtre planté de la lavande et de 69,11% pour le filtre planté de roseau (figure 4.15).

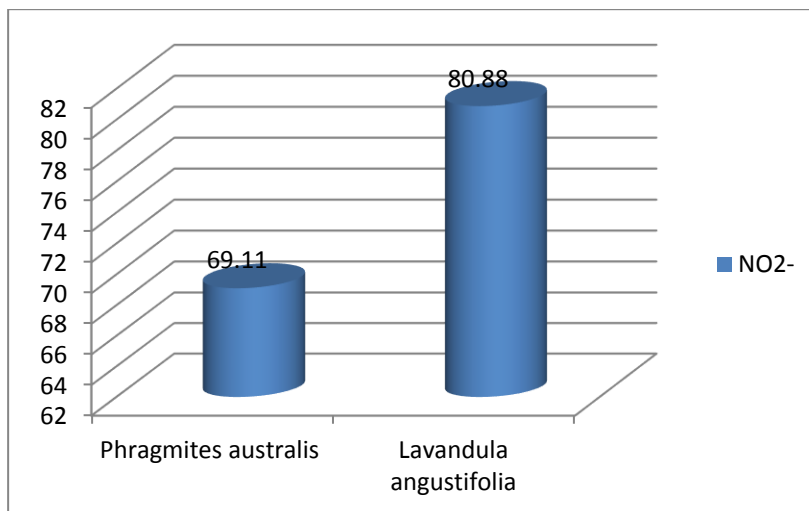


Figure 4.15. Rétention des nitrites pour la deuxième série des filtres

4.7.1.7. Rétention de la pollution phosphorée de la première et la deuxième série

Histogramme ci-dessous montre que le filtre planté de *Cyperus papyrus* atteint un taux d'élimination du phosphore de 97,80%, de 95,39% pour le filtre planté de *Phragmites australis* et de 85,08% pour le *Tamarix africana*.

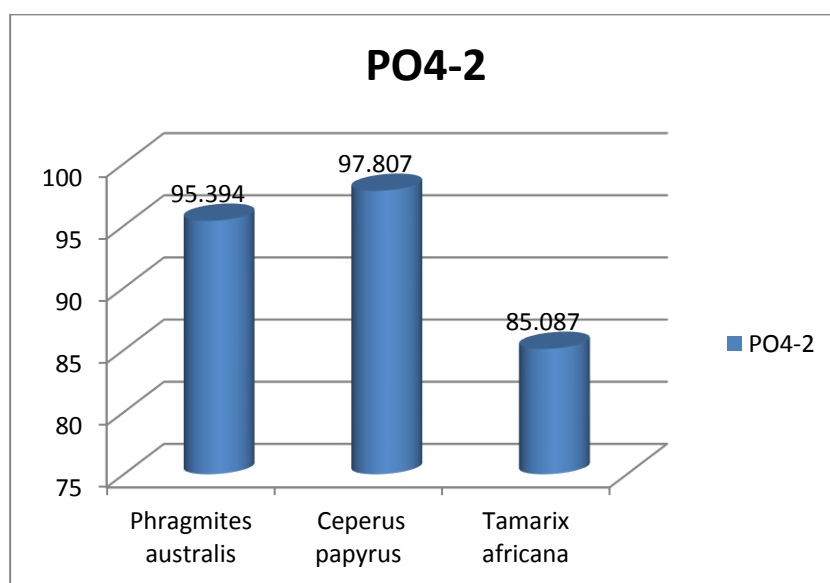


Figure 4.16. Abattement du phosphore pour la première série de filtres

4.7.1.8. Rétention des sulfates aux niveaux de la première et la deuxième série de filtres

Le filtre planté de *Tamarix africana* marque toujours un rendement de 98,44% et de 86,03% et 77,65% a été marqué par le biofiltre de *Phragmites australis* et du *Cyperus papyrus*, respectivement (figure 4.17).

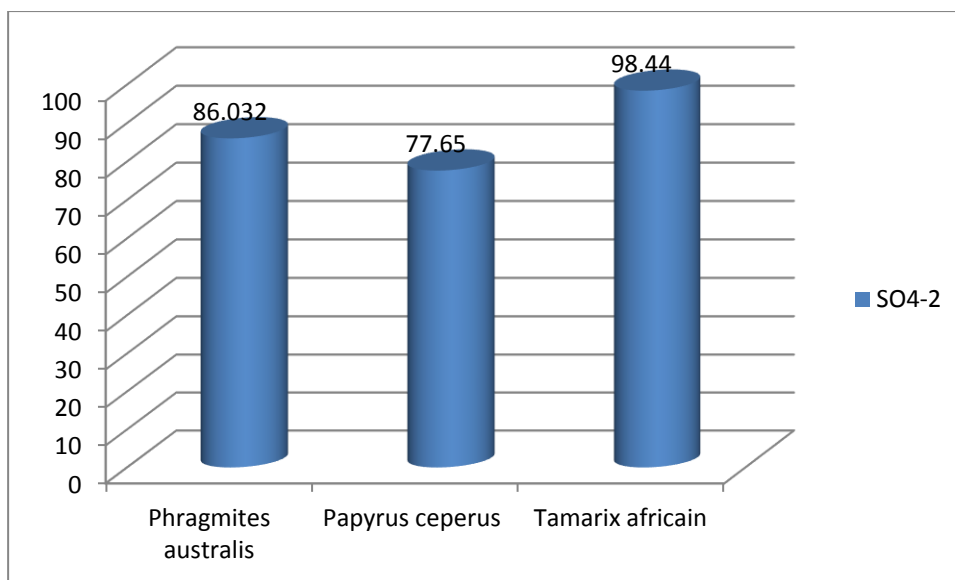


Figure 4.17. Abattement des sulfates dans la première série de filtres

L'eau après filtration à travers les filtres plantés de *Lavandula angustifolia* et du *Phragmites australis* enregistre un taux de rétention de 90% et de 20% pour les deux filtres respectivement (figure 4.18).

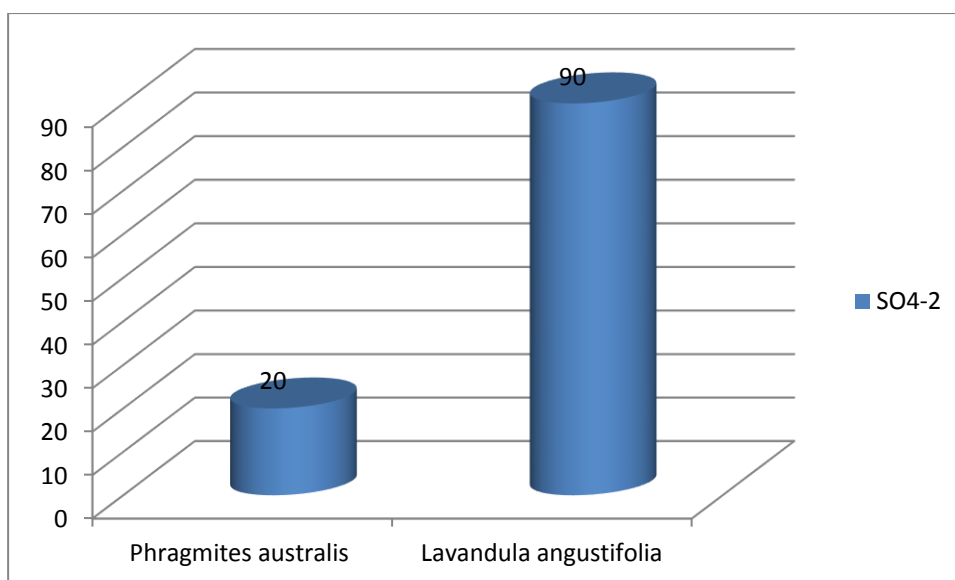


Figure 4.18. Abattement des sulfates pour la deuxième série de filtres

4.7.1.9. Elimination des métaux lourds Fe^{+2}

Le fer a été retenu par les filtres plantés de *Phragmites australis* et du *Tamarix africana* par un taux 99,60% et 99,51% respectivement, par contre le filtre planté de *Cyperus papyrus* ne retient que 4,86% (figure 4.19).

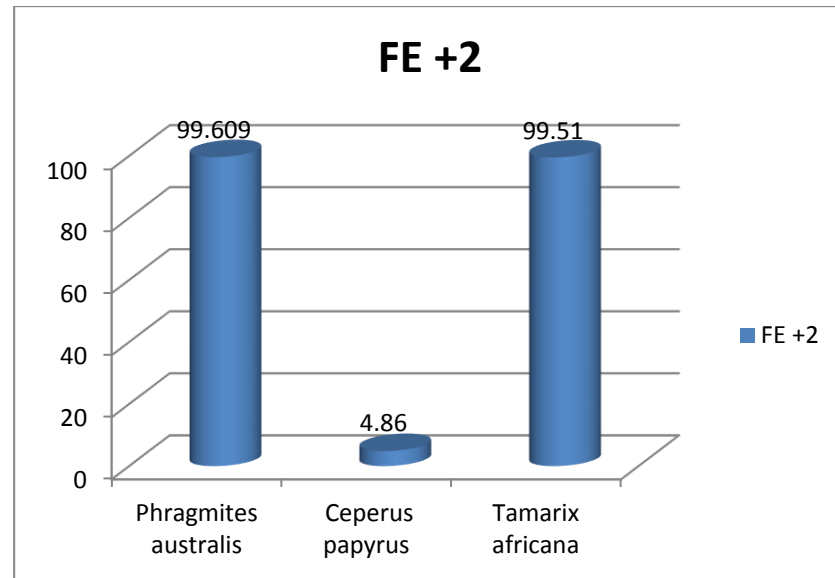


Figure 4.19. Abattement du Fe^{+2} dans la première série de filtres

La deuxième série de filtres représente un taux de rétention de 98,33% pour le filtre planté de *Lavandula angustifolia* et de 22,82% pour le filtre planté de *Phragmites australis* (figure 4.20)

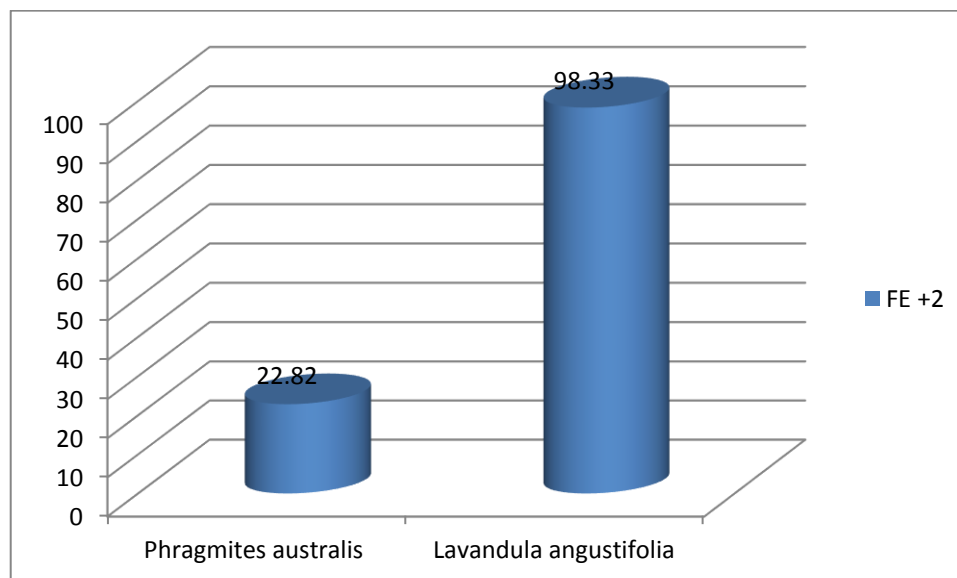


Figure 4.20. Abattement du Fe^{+2} dans la deuxième série de filtres

4.7.1.10. Rétention du cuivre dans la première série de filtres

Le cuivre a été éliminé par un taux de 57,46% par le filtre planté de *Cyperus papyrus*, et de 45,08% pour le filtre de *Phragmites australis* et de 28,84% pour le filtre de *Tamarix africana* (figure 4.21)

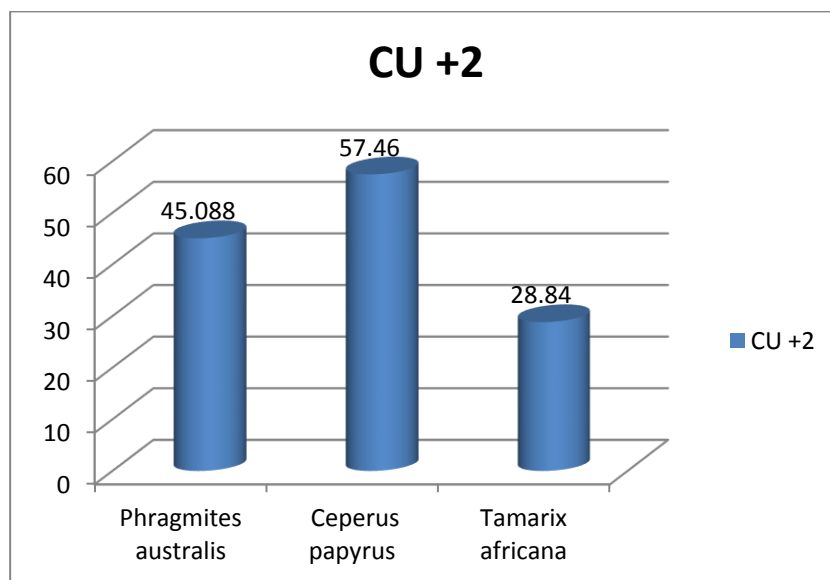


Figure 4.21. Abatement du cuivre dans la première série de filtres

4.7.1.11. Rétention du Zn^{+2} dans la première série de filtres

Le taux de rétention marqué à travers les filtres plantés des *Tamarix africana*, le *Cyperus papyrus* et du *Phragmites australis* est de l'ordre de 59,10%, 47,58% et de 33,08% respectivement (figure 4.22).

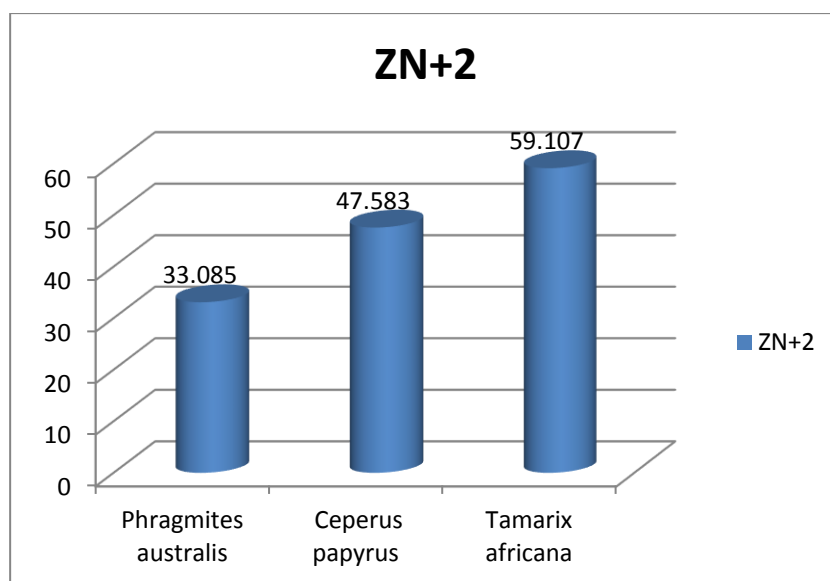


Figure 4.22. Abatement du Zn^{+2} dans la première série de filtres

4.7.1.12. Taux de rétention du manganèse dans la première série de filtres

Les manganèses retenus dans les biofiltres de la première série sont de l'ordre de 85,12% pour le filtre planté de *Cyperus papyrus* et de 53,84% pour le filtre planté de *Tamarix africana* et de 24,10% pour le filtre planté de *Phragmites australis* (figure 4.23)

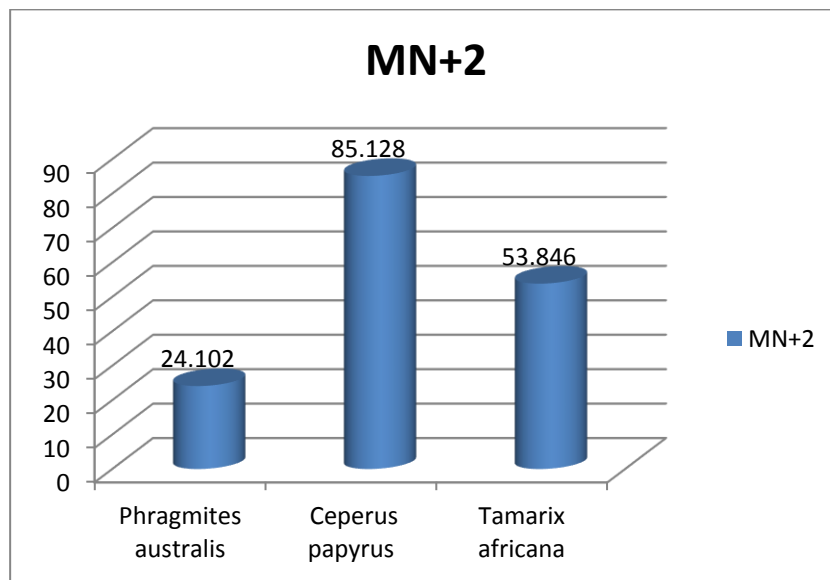


Figure 4.23. Abattement du manganèse dans la première série de filtres

4.7.1.13. Taux de rétention du plomb dans la première série de filtres

Le taux de rétention du plomb dans la première série de filtres est marqué par 76,16% Pour les filtres plantés de *Phragmites australis* et de *Cyperus papyrus* et de de 35,3% pour le filtre planté de *Tamarix africana* (figure 4.24)

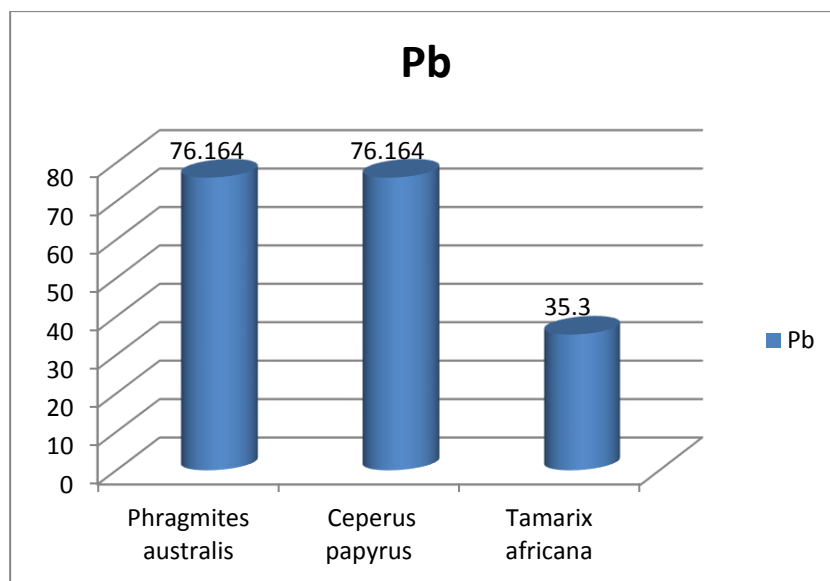


Figure 4.24. Abattement du plomb pour la première série de filtres

4.7.1.14. Rétention des germes totaux pour la première série des filtres

Le taux de rétention des germes totaux au niveau du filtre planté de *Tamarix africana*

Enregistre 97,53% et de 76,59% pour le filtre de *Cyperus papyrus* (figure 4.25).

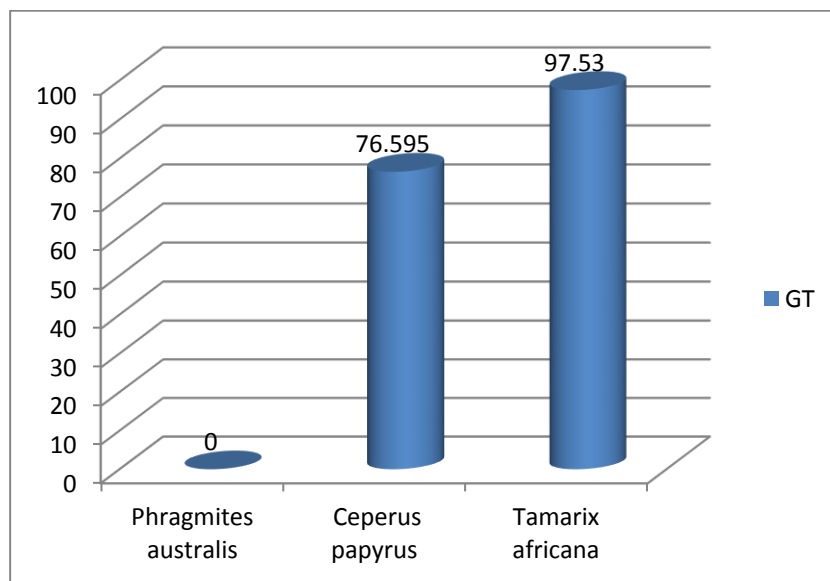


Figure 4.25. Taux de rétention des germes totaux pour les filtres de la première série

4.7.1.15. Rétention des coliformes totaux de la première et la deuxième série de filtres

L'abattement des coliformes totaux aux niveaux de la première série de filtres est de l'ordre de 91,54% pour le filtre planté de *Phragmites australis* et de 58,18% pour les filtres de *Tamarix africana* et de *Cyperus papyrus* sont de l'ordre de 58,18% (figure 4.26).

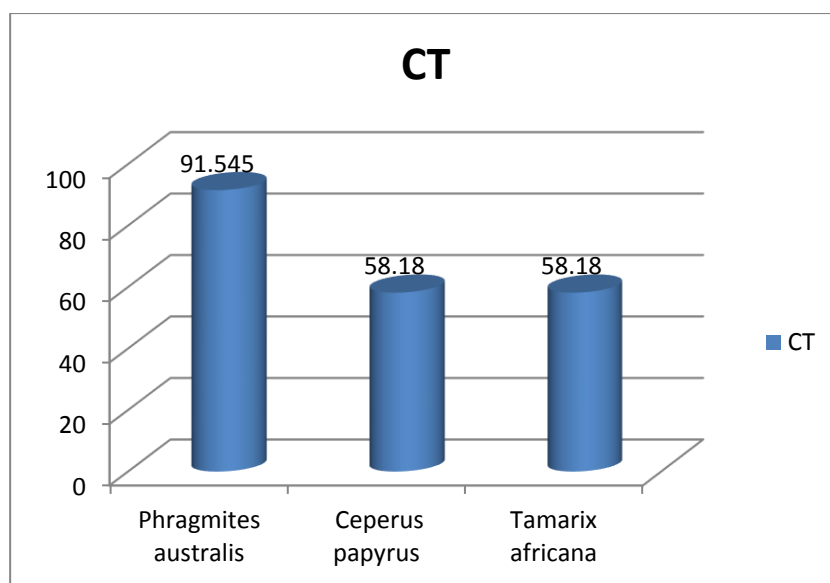


Figure 4.26. Abattement des coliformes totaux pour la première série de filtres

Le taux de rétention des coliformes totaux de la deuxième série des filtres est de l'ordre de 79,78% et de 97,82% pour le *Phragmites australis* et de *Lavandula angustifolia* (voir figure 4.27).

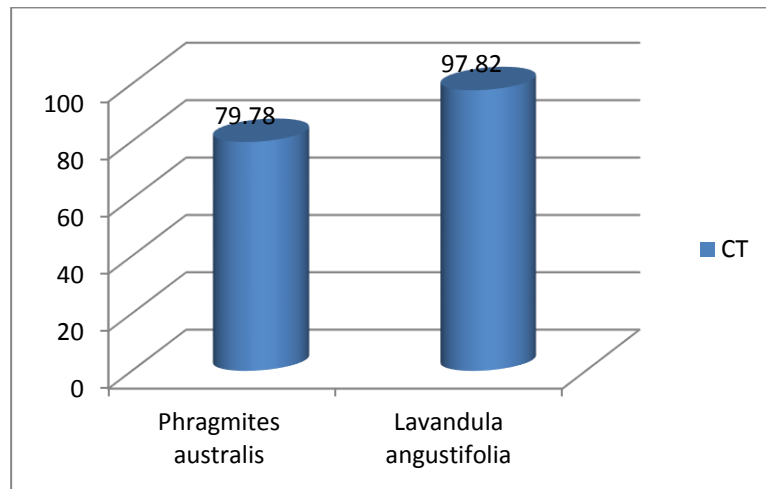


Figure 4.27. Abatement des coliformes totaux pour la deuxième série de filtres

4.7.1.16. Rétention des coliformes fécaux pour la première et la deuxième série de filtres

Le taux de rétention marqué pour les filtres de *Phragmites australis* et de *Cyperus papyrus* et de *Tamarix africana* est de l'ordre de 98,66%, 99,40% et de 68,81% respectivement (figure 4.28)

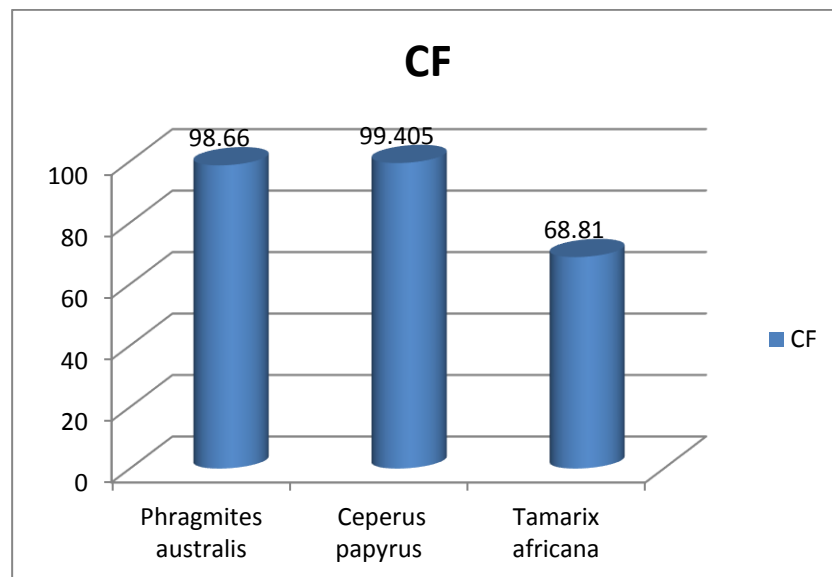


Figure 4.28. Abatement des coliformes fécaux pour les filtres de la première série

L'abattement des coliformes fécaux aux niveaux des deux filtres celui du *Lavandula angustifolia* et du *Phragmites australis* est respectivement de l'ordre de 100% et 95,71% (figure 4.29)

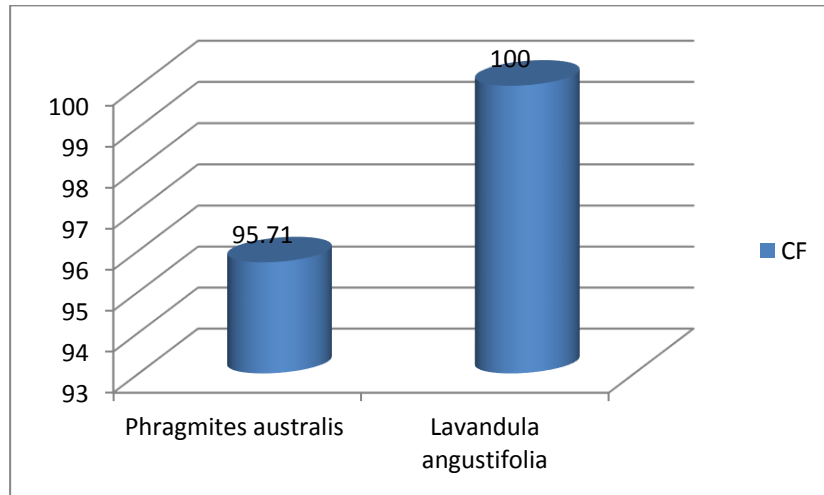


Figure 4.29. Abattement des coliformes fécaux pour la deuxième série de filtres

4.7.1.17. Abattement des streptocoques fécaux pour la première et la deuxième série de filtres

Le taux de rétention des streptocoques fécaux est de l'ordre de 100% pour les filtres de *Phragmites australis* et de *Cyperus papyrus* et de l'ordre de 14,28% pour le *Tamarix africana* (figure 4.30).

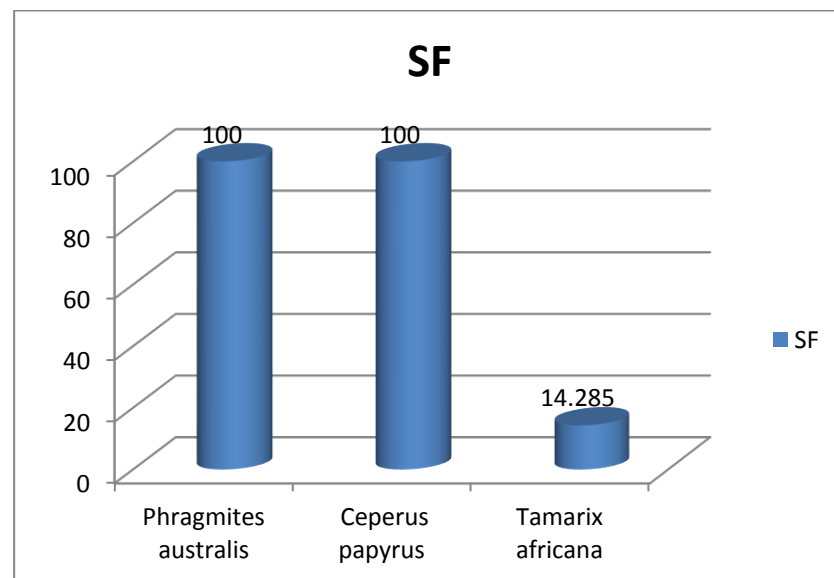


Figure 4.30. Taux de rétention des streptocoques fécaux pour les filtres de la première série

Les streptocoques fécaux aux niveaux de la deuxième série de filtres sont éliminés par le taux de 100% pour les deux biofiltres (figure 4.31).

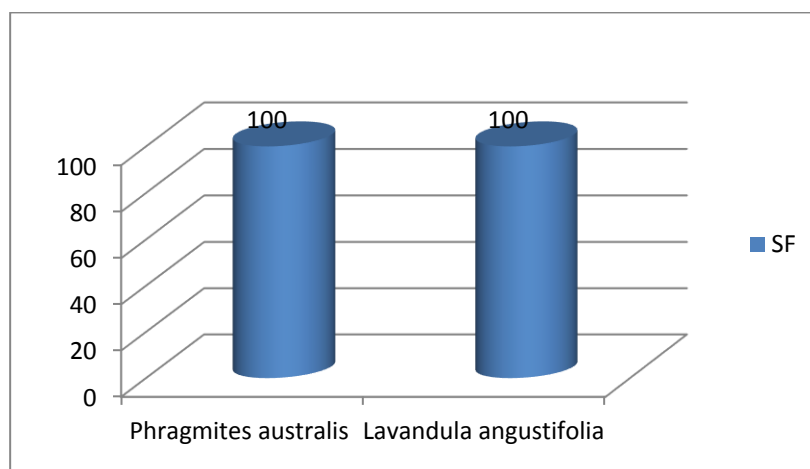


Figure 4.31. Taux de rétention des streptocoques fécaux des filtres de la deuxième série

4.7.2. Discussion

- D'après Rejsek (2002) pour les processus d'épuration aérobies, la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour réaliser son activité épuratrice ; ce qui confirme nos résultats durant toute la période d'étude où le pH est neutre est égal à $\pm 7,5$. Lors de la fermentation, il y'a production d'acide organique qui peut diminuer le pH du milieu qui est utilisé par la biomasse anaérobie avec une production finale de méthane (CH_4). Si l'installation fonctionne correctement, le pH sera proche de la neutralité (plus favorable à l'action bactérienne), mais une accumulation d'acide organique (acides gras volatils) peut faire baisser le pH et être néfaste aux bactéries du milieu.

- La température joue un rôle important dans la qualité de l'épuration en réduisant le colmatage qui menace la phytoépuration. La température enregistrée durant la période d'étude est de l'ordre de $\pm 18^\circ\text{C}$. En effet, Makni (1995) a constaté que la température est un facteur qui joue un rôle primordiale afin d'assurer le bon fonctionnement de l'épuration, qui dépend de la température qui semble influencée les cinétiques d'oxydation de la pollution dissoute. Une basse température peut modérer l'activité bactérienne.

- La conductivité enregistré durant toute la période d'étude et au niveau des filtres de la première série et la deuxième série et qui se varie dans l'intervalle de 8253 à 23700 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Cette augmentation est due à la présence des roseaux qui intervient certainement dans cette augmentation de la conductivité. La même constatation est effectuée par Abissy et Mandi (1999). D'autres résultats similaires sont obtenus par Finlayson et Chick (1983).

Ces derniers ont synchronisé cet accroissement de la conductivité au phénomène d'évapotranspiration de la végétation, qui sert à concentrer davantage l'effluent.

- D'après Bontoux (1993), la demande chimique en oxygène est la concentration de la quantité d'oxygène réduite pour oxyder la matière organique, inorganique oxydable et aussi certains sels minéraux oxydables contenus dans l'eau pour l'oxydation. A la différence de la DBO₅, qui ne prend en compte que la matière organique biodégradable.

Bourin (1987) déclare que la dégradation, voire l'élimination, de la matière organique dans les bassins plantés à macrophytes est assurée par la relation symbiotique plantes-bactéries, vis à vis l'utilisation de l'oxygène du milieu par les plantes pendant la photosynthèse pour dégrader la matière organique.

- la diminution de l'azote par les plantes résulte d'une élimination temporaire d'une portion disponible de nitrate et d'ammonium. Cependant le faucardage assure ainsi une portion non négligeable d'azote fixé qui peut retourner dans le système sous forme dissoute, confirme **Reed** (1990).

- La réduction de sulfate en sulfure d'hydrogène (H₂S) est assurée en l'absence d'oxygène déclare Leroy (1986). Cela implique le rôle d'introduire les plantes dans l'augmentation de la porosité dans le substrat, provoquant l'aération de ce milieu à l'intérieur.

- L'enlèvement du phosphate peut impliquer deux phénomènes, soit l'adsorption par le substrat soit la consommation par les plantes. la productivité et la densité de la plante stimule la dégradation du phosphore. Selon Brix (1997) certaines plantes consomment une quantité appréciable de phosphore lors de leur croissance. Elles peuvent emmagasiner celui-ci dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles.

- La réduction du fer aux niveaux de l'eau après filtration à travers les filtres plantés soit de la première ou la deuxième série de biofiltres est expliquée par l'existence de bactéries Ferro-oxydantes qui assurent pratiquement une oxydation biologique du Fe⁺² (Gillan et Preat, 2008).

- Ces Ferro-bactéries anaérobies n'ont été découvertes que très récemment.

Les Ferro-bactéries sont considérés comme des accepteurs finaux d'électrons à la place de l'oxygène face à l'utilisation de nitrate, le nitrite ou l'oxyde nitreux. Ces derniers pourraient contribuer de façon très significative à la formation d'oxydes de fer dans les zones anaérobies, stipule Straub et *al.* (1996).

- Boularbah (1996) affirme que les métaux fixés peuvent exercer un effet toxique sur la flore microbienne du sol ; dont certains de ces microorganismes sont capable de créer une stratégie de résistance par rapport aux métaux lourds.

Un double rôle est manipulé par les micro-organismes dans la mobilisation des métaux. Ils peuvent affecter leur biodisponibilité en fixant les éléments et les libérer en décomposant la matière organique observe Herman et *al.* (1995).

- La durée de vie généralement courte des bactéries illustre clairement leur sorption et désorption par la faune souterraine. Migrant plus facilement que certains métaux lourds, les bactéries leurs servent donc de moyen de transport et de migration (Hebrard-Labit, 1998).

- Mesquita et *al.*(1998) constate que le cuivre et le zinc sont en compétition pour les sites d'adsorption, ainsi que le zinc est plus faiblement absorbé par la matière organique que le cuivre ; ainsi que ces derniers sont en compétition pour les sites d'adsorption.

Les métaux lourds et les produits azotés ne présentent aucune affinité et ne forment donc pas ensemble de complexes (Plassard, 1999).

- En effet, l'inhibition de la dénitrification des produits azotés est provoquée par la présence des métaux lourds. Il a été montré que le pouvoir inhibiteur du zinc est plus fort que celui du cuivre confirme Bilk et *al.* (1998).

- Cela réfère à celles obtenue par Vincent et *al.*, (1994) qui d'après leurs résultats, ils ont enregistré l'apparition nette d'une diminution bactérienne par rapport à leur présence en quantité très important dans les eaux usées brutes avant l'irrigation des bassines; cette diminution est liée à la mort naturelle des bactéries soit par la sécrétion racinaire des antibiotiques, contribuant ainsi à l'élimination des micro-organismes pathogènes, soit par la prédation à travers la chaîne alimentaire ou retenues par le substrat du filtre.

- Selon Derradji (2015), concernant les métaux lourds, les résultats apparus dans cette étude sont en concordance avec des observations déjà rapportées par plusieurs études sur l'accumulation des métaux lourds dans les tissus de plantes (Kleche, 2013 ; Ladislas, 2012 ; Remon, 2006 ; Semadi, 2010). Selon Mishra et *al.*, (2008), la majorité des héliophytes, notamment les *Phragmites australis* possèdent des propriétés de tolérance et d'accumulation des éléments traces métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) grâce à ses racines et faire diminuer ainsi leur quantité dans le milieu.

Des essais d'épuration des eaux usées réalisées dans des bacs pilotes (Wittenberg, 1980) ont montré une baisse remarquable de la teneur en plomb et en zinc en présence des héliophytes : *Typha latifolia*, *Phragmites australis* et *Scipus lacustris*.

- La libération des bactéricides ou bactériostatiques par les racines des roseaux est un autre processus qui inhibe l'accroissement des colonies (Boutin, 2006).
- La compétition entre micro-organismes vis-à-vis des éléments nutritifs provoque également l'élimination des communautés de bactéries.
- Le phénomène de filtration des micro-organismes est aussi connue comme un des processus d'élimination microbiologique dans les lagunes ; ceci est réalisé tant par la surface des racines que par le substrat (gravier et sable), confirme Karim et *al.* (2004) via Derradji (2015).

4.8. Méthode d'évaluation de la qualité des eaux après filtration par la grille de qualité normalisée par l'OMS

4.8.1. Première série de biofiltres

La grille de qualité normalisée par l'OMS en 1971 résumé au tableau 4.2 fait intervenir dans la mesure de qualité des eaux usées avant et après filtration de la première série des filtres plantés de la première série en tant qu'un outil d'évaluation. Il a été trouvé parmi les filtres plantés de la première série que le Tamarix enregistre le meilleur biofiltre par rapport aux *Phragmites australis* et au *Cyperus papyrus*. Nous avons constaté que :

- Le filtre planté de *Tamarix africana* enregistre une bonne ou très bonne qualité pour les paramètres de l'oxygène dissous, les nitrates, les nitrites, les sulfates, le pH, la température, et la turbidité, ce qui confirme le taux de rétention de 98,44% pour les sulfates, et de 98,6% pour les nitrates et de 68,51% pour l'azote ammoniacal.
- Une qualité acceptable est marquée pour la DCO, les phosphates, ainsi que les coliformes fécaux.
- En revanche les paramètres de MES, CE, DBO5 représentent toujours une qualité qui nécessite un traitement, qui se réfère à une minéralisation excessive de la matière organique, résultant la chute des microorganismes morts, ainsi que le phénomène de renouvellement des racines mortes, ainsi que la décantation.
- Cette eau filtrée à travers le massif filtrant de Tamarix est considérée épurée par rapport à l'eau de rejet dont elle enregistre une qualité qui nécessite un traitement pour les paramètres de l'azote ammoniacal, les phosphates et la turbidité, et de qualité médiocre pour l'oxygène dissous ainsi qu'une qualité acceptable pour les nitrite et les sulfates ; ce qui fait l'objectif d'irriguer une deuxième série de biofiltres tels que le *Phragmites australis* et du *Lavandula angustifolia* en tant qu'un traitement de finalisation (tableau 4.2).

Tableau 4.2. Grille de qualité des eaux de la première série de filtres

Paramètres	Rejet	<i>Phragmites</i>	<i>Papyrus</i>	<i>Tamarix</i>
O ₂ dissous (mg/l)	4,82	0,25	0,25	9
DBO ₅ (mg/l)	128,15	10	70	36
DCO (mg/l)	70,3	25,28	31,6	30,81
NO ₃ ⁻ (mg/l)	1,5	0,15	0,19	0,8
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,45	0,021	0,01	0,068
NH ₄ ⁺ (mg/l)	12,86	2,73	2,73	0,18
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	28,28	3,95	6,32	0,44
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	184,4	0,72	175,47	0,9
CE (µ/cm)	8252,33	10800	10850	23700
pH	7,69	7,7	7,4	7,37
T (°C)	8,86	16,5	16,1	16
MES (mg/l)	258	32	0,93	0,8
Turbidité (FTU)	282,66	14,1	12,4	11
Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	673	9	4	210

4.8.2. Deuxième série des filtres:

Le biofiltre planté de *Tamari africana* représente un pouvoir épurateur des eaux usées de rejet avec un taux d'abattement de MES, DCO, NO₃⁻, SO₄²⁻, Fe⁺² respectivement de l'ordre de 96,10%, 99,68%, 98,6%, 98,44%, 99,51% et 97,53%.

Cela nous a mené à renforcer et compléter le traitement par une deuxième série de filtre planté par le *phragmites australis* et de *Lavandula angustifolia* qui a été irriguée par cette eau.

Nous avons constaté que la qualité de l'eau filtrée à travers le biofiltre de *Lavandula angustifolia* est celle qui représente une meilleure qualité par rapport à l'eau filtrée du *Phragmites australis*, ce qui confirme les résultats trouvés auparavant (taux de rétention).

- *Lavandula angustifolia* fait le passage de qualité de la DBO5 qui a été enregistré comme une qualité qui nécessite traitement vers une qualité acceptable, par rapport à une qualité médiocre marquée par le *Phragmites australis*.
- Les MES aussi, virent d'une qualité acceptable aux niveaux des deux filtres par rapport à une qualité nécessite traitement en tant qu'une eau d'irrigation.
- Les coliformes fécaux marquent une bonne ou très bonne qualité pour les eaux des deux filtres. Par rapport à une qualité acceptable d'eau d'irrigation.

- Les phosphates ont été marqués par une qualité acceptable en tant qu'une eau d'irrigation tend vers une qualité médiocre à la fin du filtre planté du *Lavandula angustifolia*.
- La DCO de filtre planté de *Lavandula angustifolia* enregistre une bonne ou de très bonne qualité par rapport à l'eau d'irrigation du *Tamarix africana* et l'eau filtrée à travers le massif filtrant du *Phragmites australis* est marquée par une qualité acceptable (tableau 4.3).

Tableau 4.3. Grille de qualité des eaux de la deuxième série de filtres

Paramètres	Rejet	<i>Phragmites australis</i>	<i>Lavandula angustifolia</i>
O ₂ dissous (mg/l)	9	0,25	0,1
DBO ₅ (mg/l)	36	10	9
DCO (mg/l)	30,81	25,28	20,3
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,8	0,15	0,098
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,068	0,021	0,013
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,18	2,73	1,5
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,44	3,95	1,090
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	0,9	0,72	0,09
CE (µ/cm)	23700	10800	8600
pH	7,37	7,7	7,5
T (°C)	16	16,5	18
MES (mg/l)	0,8	32	28
Turbidité (FTU)	11	14,1	11,2
Coliformes fécaux (UFC/100 ml)	210	9	0

4.8.3. Résultats des isolats de la rhizosphère de *P.australis* et du *T.africain*

Le processus de la phytoépuration est assuré par l'intervention des bactéries colonisatrices de la rhizosphère, à cet effet nous avons met l'accent sur les azotobacters et les rhizobiums, pour confirmer le taux de rétention de l'azote ammoniacal enregistré au niveau de la première série, et qui a été assuré par le *P.australis* et le *T.africana* dans l'ordre de 86,138% et 68,519%.

4.8.4. Genre *Azotobacter*

La croissance du genre *Azotobacter* est enrichie en milieu Broth et confirmé par le repiquage sur milieu Ashby au mannitol après 72 heures à 28 C° d'incubation ; l'aspect macroscopique apparu ; des colonies typiques, abondantes, lisses, de taille variables, brillantes, transparentes ou de couleur blanche, grisâtre, crème ou marron, ce qui confirme l'existence de ce germe aux niveaux des deux plantes (figure 4.32).

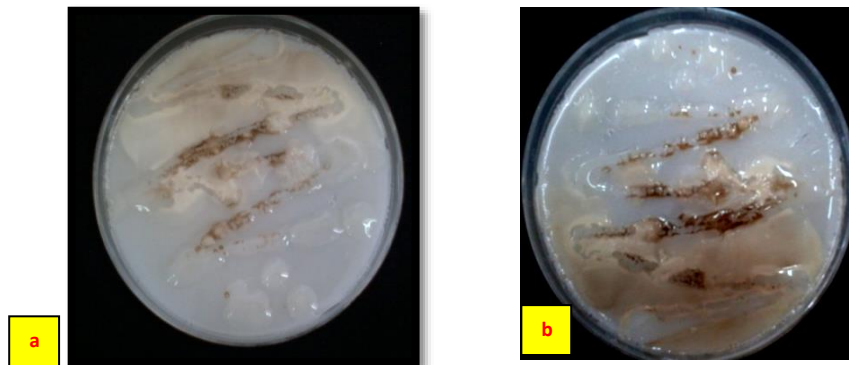


Figure 4.32. a Aspect de colonies d'azotobacter sur milieu Ashby au mannitol pour *T.africana*,

b. Aspect de colonies d'azotobacter sur milieu Ashby au mannitol pour *P.australis*
Des larges bacilles à Gram négatif plus ou moins ovales, diploïdes ou isolés se transformant en cystes dans les cultures âgées caractérisent les colonies des Azotobacters observation microscopique des deux plantes avec un microscope optique à un grossissement 100x.

4.8.5. Genre *Rhizobium*

Les colonies des rhizobiums figurent après 48 heures sur milieu YMA, ce genre est caractérisé par des colonies typiques, abondantes, circulaires, lisses, convexes, translucides, de couleur blanchâtre.

Cette aspect macroscopique est enregistré pour les deux espèces de plantes *P.australis* et du *T.africana*.

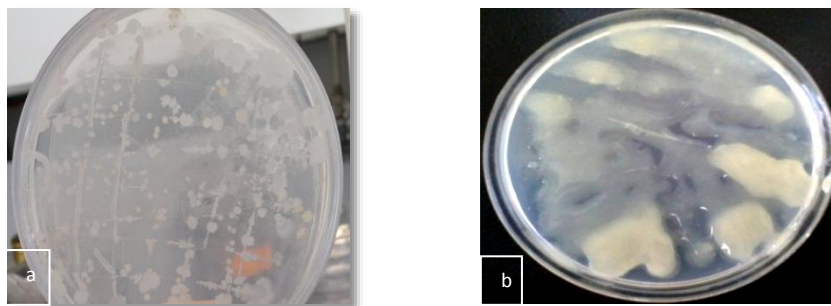


Figure 4.33. Aspect des colonies sur YMA.

a. aspect des colonies du *T.african* , b. aspect des colonies du *P.australis*

Le Tests distinctifs entre *Rhizobium* et *Agrobacterium* est assuré par le test du 3-cétolactose ; Après l'inondation de boîte par le réactif de Benedict, toutes les colonies restent blanchâtre c'est-à-dire aucun halo n'est formé autour des colonies à cause de l'absence de l'enzyme 3- cétolactose, d'après ce test on peut confirmer que notre souche isolée est de genre *Rhizobium*.

Selon Faurie et *al.* (2012) le *Rhizobium* assure la fixation de l'azote atmosphérique grâce à la nitrogénase qui transformer l'azote atmosphérique en ammoniac

4.8.6. Genre *Pseudomonas*

Les souches de *Pseudomonas* isolées cultivent rapidement (24h) sur milieu King B en donnant des colonies crème à blanchâtres pour les deux espèces.

L'observation microscopique révèle des bacilles à Gram négatif droits. Les cellules se présentent isolées ou groupées par deux. Elles sont mobiles et asporulées.

Selon Lemaire et Nicolardot (1996) le genre *Pseudomonas*, assure la dénitrification qui est définie par la réduction du nitrite en azote gazeux et ne peut être faite que par un nombre restreint de genres.

Selon Silini (2013), les microorganismes vivant librement dans la rhizosphère ont un effet bénéfique indirect sur la plante (Van der Heijden *et al.*, 2008) caractérisé d'une manière générale par le processus de minéralisation, voie importante par laquelle ces microorganismes décomposent la matière organique insoluble et soluble, et libèrent ensuite des éléments minéraux disponibles pour les plantes.

La fixation de l'azote atmosphérique est un mécanisme permettant aux microorganismes fixateurs dits 'libres' de favoriser l'amélioration de la croissance de la plante. Ces bactéries appartiennent à différents genres tels que *Azospirillum*, *Herbaspirillum*, *Acetobacter*, *Azotobacter* et *Azoarcus* (Steenhoudt et Vanderleyden, 2000).

Elles fixent l'azote à des taux relativement faibles mais néanmoins significatives (< 3 kg ha-1) (Cleveland *et al.*, 1999).

L'association symbiotique permet aux *Rhizobia* de bénéficier d'un micro-habitat favorable dans lequel ces bactéries ont accès aux substrats carbonés issus de la photosynthèse. En échange, les bactéries réduisent l'azote atmosphérique en ammonium et le rendent, ainsi, directement assimilables par les plantes-hôtes. Les bactéries fixatrices d'azote sont des régulateurs importants de la productivité des plantes incapables d'utiliser l'azote atmosphérique sans ces microorganismes.

4.9. Conclusion

Au terme de ce travail dont l'objectif est la détermination du pouvoir épurateur des *Phragmites australis*, *Tamarix africana*, *Cyperus papyrus* et du *Lavandula angustifolia* l'intérêt est porté plus particulièrement sur l'efficacité des massifs filtrant du système étagé, de deux type de série dans le but de renforcer l'épuration à travers les plantes.

Cela est confirmé par le calcul du rendement de l'épuration aux niveaux de la première et de la deuxième série de filtres, ainsi que l'utilisation de la grille de qualité normalisé par l'OMS 1971 comme un moyen de mesure de qualité avant et après filtration.

L'épuration des eaux usées a donné des résultats remarquables, satisfaisants et encourageants tels que 99,68% DCO, 96,10% MES, 98,6% NH_4^+ , 98,44% SO_4^{2-} , 99,51% Fe^{+2} et 97,53% germes totaux après filtration par le *Tamarix africana* de la première série. Cette eau est destinée à irrigué une deuxième série de filtres de *Phragmites australis* et de *Lavandula angustifolia*, cette dernière représente un taux d'abattement de 75% DBO5, 87,75% NO_3^- , 89,88% NO_2^- , 90% SO_4^+ , 98,33% Fe^{+2} et 97,82% de coliformes totaux, 100% pour les coliformes et les streptocoques fécaux.

Ces résultats sont confirmés par la grille de qualité qui montre un changement de qualité d'eau d'irrigation par rapport à l'eau filtré :

La première série a été irriguée par l'eau de rejet brute ; au niveau de cette série de filtres, nous avons enregistré que le *Tamarix africana* montre un passage de qualité d'irrigation comme suite :

- Passage d'une qualité qui nécessite un traitement d'eau d'irrigation vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtré pour les paramètres de : turbidité, et de l'azote ammoniacal.

- Passage d'une qualité acceptable d'eau d'irrigation vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtré pour les paramètres de : Nitrite et sulfates.
- Passage d'une qualité médiocre d'eau d'irrigation vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtré pour le paramètre de : l'oxygène dissous.
- Passage d'une qualité médiocre d'eau d'irrigation vers une qualité acceptable d'eau filtré pour les paramètres de : turbidité et azote ammoniacal.

La deuxième série a été irriguée par l'eau de *T.africana* ; au niveau de cette série de filtres nous avons enregistré que le *T.africana* enregistre un passage de qualité d'irrigation comme suite :

- Passage d'une qualité qui nécessite traitement d'eau d'irrigation de *T.africana* vers une qualité acceptable d'eau filtrés par *L.angustifolia* pour les paramètres de DBO5 et de MES.
- Passage d'une qualité acceptable d'eau d'irrigation de *T.africana* vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtrés par *L.angustifolia* pour les paramètres des Coliformes fécaux, DCO.
- Passage d'une qualité acceptable d'eau d'irrigation *T.africana* vers une qualité médiocre d'eau filtrés par *L.angustifolia* pour le paramètre de : orthophosphate.

Le processus de la phytoépuration est assuré par le fait que chaque flore microbienne logé au niveau de la rhizosphère assure un taux de rétention bien déterminé.

Dans notre étude nous avons effectué des isolats des bactéries qui se trouvent à la rhizosphère. Il se trouve qu'au niveau du *P.australis* et du *T.africana* il existe les genres suivants : *Azotobacter*, *Rhizobium* et des *Pseudomonas* qui font l'objectif de fixer l'azote libre et le transformer en azote ammoniacal tels que les *Rhizobium* et l'*Azotobacter* et les *Pseudomonas*. Ce dernier assure la dénitrification qui est définis par la réduction du nitrite en azote gazeux.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

Bien qu'apparemment inépuisable, l'eau est très inégalement répartie dans le monde. La demande de cette source est de plus en plus croissante pour faire face aux problèmes de son manque. Il est clair et indéniable qu'il ne peut y avoir de développement durable sans la maîtrise de cette ressource en eau et plus particulièrement pour les pays arides et semi arides.

L'Algérie a entamé des actions audacieuses et de grande ampleur, tant sur le plan des investissements engagés que sur le plan de réforme et de gestion intégrée. Ces derniers visent une stratégie des eaux efficace, pour que l'eau soit un moteur de développement et pour atteindre une croissance appréciable.

La ville de Biskra (Sud-Est Algérien) rejette chaque jour des quantités énormes des eaux usées mais sans subir aucun traitement préalable. Ces eaux, rejetées dans la nature à l'état brute favorisent le développement et la propagation de certains vecteurs de maladies à transmission hydrique, engendrant des impacts directs sur la dégradation de l'écosystème, de la santé humaine et notamment la contamination des eaux souterraines.

L'épuration de ces effluents demeure à l'heure actuelle un plan de gestion impératif. En effet elle participe à l'assurance du développement durable, la protection des écosystèmes de tous risque de déficience et qui surtout elle offre la possibilité de réutiliser les eaux usées dans les domaines agricoles et industriels.

En effet, le suivi de la qualité physicochimie et bactériologique des eaux usées des rejets civils de la ville de Biskra, notamment les sites de Chaabet Roba, Oued Biskra et Oued Z'mor, nous a permis d'évaluer la nature de ces derniers ainsi que la vulnérabilité des sites des rejets.

Il ressort à prime abord que l'indice de la biodégradabilité des eaux de rejets étudiées ce qui suit :

- Oued Z'mor présente une valeur de rapport DCO/DBO₅ égale à 0,672, montrant ainsi une bonne biodégradabilité.
- Chaabet Roba présente une valeur de rapport DCO/DBO₅ égale à 2,57 enregistrant une biodégradabilité moyenne.
- Oued Biskra avec une valeur de rapport DCO/DBO₅ égale à 1,14 enregistrant une biodégradabilité moyenne.

Il a été obtenu également que Oued Z'mor (site 2) et Oued Biskra (site 3) représentent un effluent de nature industrielle agroalimentaire avec un rapport de DCO/DBO₅ \cong 1,5 à 2.

Conclusion générale

Quant à Chaabet Roba (Site 1), celui-ci indique un rapport supérieur à 2 et à 3 alors que ce dernier est un effluent à dominance domestique.

Au terme de l'évaluation du degré de pollution organique, Il est constaté que les trois sites de rejet montrent une pollution organique très forte selon l'indice de pollution organique IPO et l'indice de IHE, en fonction des paramètres de DCO, DBO₅, l'ammonium, phosphate et nitrite et le taux de saturation en oxygène.

Le calcul des indices de Lisec Index classent les eaux usées des trois sites dans la tranche de pollution très mauvaise.

L'indice de qualité microbiologique indique également une pollution forte pour les trois sites de rejets.

La grille est retenue pour apprécier la qualité des eaux dans le cadre de cette étude car Par ailleurs, sur la base de la grille normalisée de l'OMS de 1971 pour les trois sites de rejet, les appréciations suivantes sont obtenues :

Pour le site 1 :

- ✓ Les indicateurs ayant une qualité qui **nécessite un traitement** sont : O₂ dissous, DCO, DBO₅, NH₄⁺, PO₄⁻³, MES.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **bonne qualité** sont : pH, NO₃⁻, NO₂⁻.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité acceptable** sont : Température, coliforme fécaux.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité médiocre** sont : Turbidité, CE, SO₄⁻².

Pour le site 2 :

- ✓ Les indicateurs ayant une **qualité qui nécessite un traitement** sont : O₂ dissous, DCO, DBO₅, NH₄⁺, PO₄⁻³, MES, CE, SO₄⁻²
- ✓ Les indicateurs qui sont de **bonne qualité** sont : pH, NO₃⁻, NO₂⁻.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité acceptable** sont : Température, coliforme fécaux.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité médiocre** sont : Turbidité.

Pour le site 3 :

- ✓ Les indicateurs ayant une **qualité qui nécessite traitement** sont : O₂ dissous, DCO, DBO₅, NH₄⁺, PO₄⁻³, MES, CE, SO₄⁻²
- ✓ Les indicateurs qui sont de **bonne qualité** sont : pH, NO₃⁻, coliforme fécaux.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité acceptable** sont : Température, NO₂⁻.
- ✓ Les indicateurs qui sont de **qualité médiocre** sont : Turbidité.

Conclusion générale

Par ailleurs, l'irrigation illicite par les eaux usées brutes de quelques agriculteurs a induit une salinisation et une sodicité plus prononcée du fait de la structure de sol. En effet, les résultats montrent que l'eau usée brute d'irrigation est de qualité très mauvaise, à cause de la salinité, DBO5, MES, la matière organique et nitrate qui sont très élevés.

Pour faire face au problème de déversement direct des eaux usées des rejets civils de la ville de Biskra dans les milieux récepteurs, et qui sont souvent sujet à exploitation pour irrigation illicite, il est recommandé d'adopter la technique de phytoépuration.

En effet, il a été procédé, au terme de cette étude à l'évaluation du pouvoir épurateur de quelques plantes aquatiques, servant de filtre pour le bassin de phytoépuration, à savoir les *Phragmites australis*, *Tamarix africana*, *Cyperus papyrus* et *Lavandula angustifolia*.

L'épuration des eaux usées a donné des résultats remarquables, satisfaisants et encourageants tels que 99,68% pour DCO ; 96,10% pour MES ; 98,6% pour NH_4^+ , 98,44% pour SO_4^{2-} ; 99,51% pour Fe^{+2} ; 97,53% pour les germes totaux. Après filtration par le *Tamarix africana* de la première série, les eaux qui en découlent ont fait l'objet d'une seconde épuration à travers une deuxième série de filtres de *Phragmites australis* et de *Lavandula angustifolia*. Il ressort un taux d'abattement de 75% DBO5 ; 87,75% NO_3^- ; 89,88% NO_2^- ; 90% SO_4^{+} ; 98,33% Fe^{+2} ; 97,82% coliformes totaux ; 100% pour les coliformes et les streptocoques fécaux.

Ces résultats sont confirmés par la grille de qualité qui a montrée un changement remarquable de la qualité de l'eau d'irrigation par rapport à l'eau filtrée.

En effet, pour la première série il a été enregistré que le *Tamarix africana* montre un passage de qualité d'eau comme suite :

- Passage d'une qualité qui nécessite traitement d'eau d'irrigation vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtré pour les paramètres de turbidité et de l'azote ammoniacal.
- Passage d'une qualité acceptable d'eau d'irrigation vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtré pour les paramètres de Nitrites et sulfates.
- Passage d'une qualité médiocre d'eau d'irrigation vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtré pour le paramètre de l'oxygène dissous.
- Passage d'une qualité médiocre d'eau d'irrigation vers une qualité acceptable d'eau filtre pour les paramètres de turbidité et de l'azote ammoniacal.

Conclusion générale

La deuxième série a été irriguée par l'eau de *T.africana*. Au niveau de cette série de filtres il a été montré que e *T. africana* enregistre un passage de qualité d'irrigation comme suite :

- Passage d'une qualité qui nécessite traitement d'eau d'irrigation de *T. africana* vers une qualité acceptable d'eau filtré par *L.angustifolia* pour les paramètres de DBO5 et des MES.
- Passage d'une qualité acceptable d'eau d'irrigation de *T. africana* vers une bonne ou très bonne qualité d'eau filtré par *L.angustifolia* pour les paramètres des Coliformes fécaux et DCO.
- Passage d'une qualité acceptable d'eau d'irrigation *T. africana* vers une qualité médiocre d'eau filtré par *L.angustifolia* pour le paramètre d'orthophosphate.

Le processus de la phytoépuration est assuré par le fait que chaque flore microbienne logé au niveau de la rhizosphère assure un taux de rétention bien déterminé.

La minéralisation est assurée par le fait que les bactéries se trouvent à la rhizosphère. Pour le *P.australis* et le *T. africana* il existe les genres suivants : *Azotobacter*, *Rhizobium* et *Pseudomonas* qui font l'objectif de fixer l'azote libre et le transformer en azote ammoniacal tels que les *Rhizobium*, l'*Azotobacter* et les *Pseudomonas* ; ce dernier assure la dénitrification qui est définis par la réduction du nitrite en azote gazeux.

Au terme de cette étude nous présentons les recommandations suivantes :

- Renforcement de l'étude microbiologique au niveau de la rhizosphère, pour bien inventorier les flores microbiennes telles que les bactéries et les champignons intervenant dans le processus de la phytoépuration.
- Bien cerné le rôle de chaque flore microbienne vis-à-vis des polluants.
- Faire une étude biochimique métabolique de chaque plante testée.
- Suivre le cheminement des polluants infiltrés dans des périmètres irrigués avec des eaux usées brutes.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- Angel C., 1998.** Application de la spectrométrie UV-visible pour la mesure en ligne de la qualité des eaux.
- Abissy M. et Mandi L., (1999),** Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau, revue des sciences de l'eau, Rev. Sci. Eau., Vol. 12., n°2., pp 285-315.
- Arvin E., et Kristensen G.H., (1983),** Phosphate precipitation in biofilms and water Sci. Technol. n°15., pp65-85.
- Asano T. (1998),** Wastewater reclamation and reuse. Water quality management library, 1475 pages. in Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'ElHajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Univ. Sfax, Tunisie, Univ. Limoges, France.
- Abbas S.T., Sarfraz M., Mehdi S.M., Hassan G. et Obaid-Ur-Rehman (2007),** Trace elements accumulation in soil and rice plants irrigated with the contaminated water; Soil & Tillage Research 94 503–509
- Ayers, R.S., D.S., Westcot (1985),** Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage, Paper 29. FAO, Rome.
- Anonyme, 2008,** dans une goutte d'eau potassium
- A.N.R.H : Agence Nationale Des Ressources Hydriques (A.N.R.H., T.O) (2000) :** Données hydro-climatiques du bassin versant de l'oued Aissi.
- Augusto L., Badeau V., Arrouays D, Trichet P. Flot J.L. Jolivet C Et. Merzeau D, (2006),** Caractérisation physico-chimique des sols à l'échelle d'une région naturelle à partir d'une compilation de données, Exemple des sols du massif forestier landais, 9p.
- Anonyme, (2005),** qualité physico- chimique et chimique des eaux de surface : cadre général, 3p
- Anonyme (1992),** Fichier technique de la fixation symbiotique de l'azote: légumineuse-rhizobium. FAO, Rome, p.2.
- Alvarez-Bernal D., Contreras-Ramos S.M., Trujillo-Tapia N., Olalde-Portugal V., Frias-Hernandez J.T. et Dendooven L., (2006),** Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics; Applied Soil Ecology 33, 269–277
- ANONYME, (2003).** Groupe scientifique sur l'eau : Fiche Coliformes totaux. Institut national de santé publique du Québec.

- Arouya K.,(2011)**, Pollution des eaux, impact des eaux usées sur la qualité des eaux de surface. Edition universitaires européennes.
- Arris S., (2008)**, Etude Expérimentale de l'Elimination des Polluants Organiques et Inorganiques par Adsorption sur des Sous-Produits de Céréales, En vue de l'obtention DU Doctorat en sciences en génie des procédés. Département de chimie industrielle, p.7.
- Bennasser L., Fekhaouf M., Benoit J., MERLIN G, (1997)**, Influence of tide on water quality of lower sebou polluted by gharb plain wastes (Morocco). *Water Resources* 31(4), 859-867.
- Balestri F., Moschini R., Cappiello M., Del-Corso A., Mura U, (2013)**, Impact on enzyme activity as a new quality index of wastewater. *Journal of Environmental Management* 117, 76-84.
- BurnieG, ForresterS, GreigD, et al. (1999)** .*Botanica:The Illustrated A-Z of over 10,000 Garden Plants*, 3rd edn.,p.74. Random House:New South Wales.
- Bechac J.P., Boutill P., (1987)**, Traitement des eaux usées. Ed 2, EYROLLES. Paris. 281p.
- Bremont., Vuichard., (1973)**, les paramètres de la qualité de l'eau. Ed., la documentation française. paris.173 p.
- Bontoux J., (1993)**, Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelle, eaux usées, eaux de boisson ; qualité et santé.2eme Edition., Ed., Lavoisier Technique et documentation. Paris. 163p.
- BittonG., (2005)**, Wastewater microbiology, 3eme edition., Ed.,wiley-Liss.765 p
- Bourillon A et Benoit G., (2008)**, Pédiatrie. 4ème édition. Ed. Elsevier, Masson. 416 p.
- Beckers B. & Steegmans R., (1979)**, De kwaliteit van de oppervlaktewateren in Limburg. Rapport non publié du LISEC (Studiecentrum voor ecologie en bosbouw, Gent).
- Belhaouari B., Belguermi A. , Achour T., Bendaha M., Deham F., Mokhtari Y., (2014)**, Organic Pollution Assessment and Biological Quality of the River Oued Rhiou (Algeria),*International Journal of Sciences: Basic and Applied Research (IJSBAR)(2014) Volume 18, No 1, pp 33-44*
- Belaid N., 2010**. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'ELHajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Univ. Sfax,Tunisie, Univ. Limoges, France.
- Brady, N.C., Weil, R.R., (2002)**, The Nature and Properties of Soils, 13th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River. In : Leone A.P., Menenti M., Buondonno A., Letizia A., Maffei C., Sorrentino G., (2007). A field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; *Agricultural Water Management* 89 39 – 48 in Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de

l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'ELHajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Univ. Sfax, Tunisie, Univ. Limoges, France.

Breulmann G., Forti M. C. Et Melfi A. J., (2007), Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation- A pilot field study in Brazil. *Agricultural Water Management* 89, 105 – 115.

Bixio D., Thoeve C., Wintgens T., Ravazzini A., Miska V., Muston M., Chikurel H., Aharoni A., Joksimovic D., Melin T. (2008), Water reclamation and reuse: implementation and management issues. *Desalination* 218, 13–23

Baize, D., Sterckeman, T., (2001), Of the necessity of knowledge of the natural pedogeochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *The Science of The Total Environment* 264 (1–2), 127– 139

Bahroun S. (Décembre 2011) Evaluation de l'indice de pollution organique dans les eaux naturelles cas de la région d'El Taref (Nord-Est Algérien), *Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 09, , pp. 171-178.*

Belghyti D, El Guamri Y 1, Ghizlane Z, Lahcen M O, Joti M B, Harchrass1 A, Amghar2 H, Bouchouata O, El Kharrim K1 Et Bounouira H, (2009), Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en oeuvre d'un traitement adéquat : cas de Kenitra au Maroc, ISSN 1813-548X, pp : 203-210.

Brix, (1997), Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands, *Water Science and Technology*, N° 5, pp 11–17 © IWA.

Brissaud F., Restrepo - Bardon M., Soulie M. & Joseph C., (1991) , Infiltration percolation for reclaiming stabilization ponds effluents. *Wat. Sei. Tech.* 9 (24), pp: 185-193.

BREMOND R., PERRODON C., (1979) : Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. Prévention des pollutions. 2ème ed: 259p.

Bricha S, Ounine K, Oulkheir S, El Haloui N, Et Attarassi B, (2007) Etude de la qualité physicochimique et bactériologique de la nappe phréatique M'nasra (Maroc) , ISSN 1813-548X, pp : 395-401.

Breulmann G., Forti M. C. Et Melfi A. J., (2007), Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation- A pilot field study in Brazil. *Agricultural Water Management* 89, 105 – 115.

Bliefert C et Perraud, (2004), Chimie de l'environnement, Air-Eau-Sols-Déchets, 1er édition : de Boeck, Paris, 322p.

Bliefert C et Perraud, (2010), Chimie de l'environnement, Air-Eau-Sols-Déchets, Paris.

Bernaert S., De Ley N., (1963), A biochemical test for crown gall bacteria. *Nature* 199:406-407.

Bechac, J.P., Boutin, P., Mercier, B. et Nuer, P. (1987) Traitement des eaux usées. Ed. Eurolles, Paris(France). 280 p.

Bahmed L., Djebabra M. et Abibsi A. (2004). Demerche d'intégration du concept qualité – sécurité – environnement aux systèmes d'alimentation en eau potable. *Journal du laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface. Recherches 2002-2003, n°3.* Université de Biskra, pp 117-120.

Bougroudj S. (2012). Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation, mémo. Magistère, université de constantine,

Brix H. et Schierup H., (1990). Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Ed., P.F. Cooper and B.C. Findlater., Pergamon Press. pp 53-66.

Boeglin J.C., (1999), Pollution industrielle de l'eau, caractérisation, classification, mesure. Edition Technique de l'ingénieur. pp220-231

Bensaha S ., (2010). La de contamination des eaux usées sur un support naturel. Pour obtention diplôme de magister en chimie inorganique et environnement. Département de chimie d'université Aboubekrbelkaid–Tlemcen.

Baumout S. Cammrud J.P. (2002), Le franc A & Francon A. Réutilisation des eaux usées épurées. risques sanitaire et faisabilité en Ile-de France, Paris, p.p. 12-27.

Bilk P., Bujnovsky R., Matuscova L. Et Al., (1998), Potential and barriers of heavy metals transport from soil to plant production, *Compte rendu du 16ème congrès mondial de science du sol*, Montpellier, 3p, CD-ROM.

Brix H., 1997. Do macrophytes Play a role in constructed treatment wetlands. *Water science and technology.* Vol 35. n°5. pp 11-17

Bensmina-Mimeche L. M. Debabeche, N. Seghairi, N. Benameur, (2013), Capacité de filtres plantes de macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride, *Courrier du Savoir – N°17*, Décembre 2013, pp.33-37.

Boutin C., (1987), Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study, description of the system, design criteria and efficiency, *Wat. Sci. Tech.*, p. 29-40.

Couture I. (2006) (a), Analyse d'eau pour fin d'irrigation MAPAQ, Montérégie-Est AGRI-VISION 2003-2004. 8p

Couture I. (2006) (b), Principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau en micro-irrigation
Colloque sur l'irrigation l'eau, source de qualité et de rendement 10 février 2006, Hôtel
Mortagne, Boucherville

Colandini V. (1997), Effet des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux de
ruissellement pluviales : qualité des eaux et devenir des métaux lourds. Thèse de doctorat.
Pau. Université de Pau et des pays de l'Adour. 161p. + annexes.

Cherak L. (1999) Incidences des eaux usées résiduelles sur la microflore et le comportement
de l'avoine. Thèse magister Université de Batna (Algérie). 110 p.

Couture I. (2006), (a) Analyse d'eau pour fin d'irrigation MAPAQ
Montérégie-Est AGRI-VISION 2003-2004. 8p

Couture I. 2006. (b) Principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau en micro-irrigation
.Colloque sur l'irrigation

Chevalier p. (1995), Gestion de l'environnement en milieu urbain et industriel. Collection
science de l'environnement. Québec Télé-université. 577p.

Ceaeq. (2000). Recherche et dénombrement des coliformes fécaux ; méthodes par filtration sur
membrane. Centre d'expertise en analyse environnementale, Gouvernement de Québec, 24p.

Caplenas N. et Kanarek M. (1984). Thermotolérant non fécal. *Klebsiella Pneumonia*. Am. J.
Publique, pp : 47-75.

Chen R. L. et Patrick JR W.H. (1980), Nitrogen transformations in a simulated overland
flow wastewater treatment system, Water Research Vol 14, 1041-1046

Cherak L., (1999), Incidences des eaux usées résiduelles sur la microflore et le
comportement de l'avoine. Thèse magister Université de Batna (Algérie). 110 p.

Ceaeq, (2000), Recherche et dénombrement des coliformes fécaux ; méthodes par filtration
sur membrane. Centre d'expertise en analyse environnementale, Gouvernement de Québec,
24p.

Caplenas N. et Kanarek M., (1984), Thermotolérant non fécal. *Klebsiella Pneumonia*. Am.
J. Publique, pp : 47-75.

Charfi D., (1995), Effet des eaux usées traitées sur les caractéristiques physico-chimiques du
sol et sur la physiologie de quelques espèces végétales cultivées au périmètre d'ElHajeb
(Sfax). Thèse en écologie végétale, Fac. Sci. de Sfax.

Couture I., (2003-2004) , analyse d'eau pour fin d'irrigation, MAPAQ Montérégie- Est.

Crine M., (1993), Le traitement des eaux industrielles chargées en métaux lourds. Turbine de
l'eau, N°.5613-19.

Cronquist, A. (1981), Integrated System of Classification of Flowering Plants. Columbia Univ. Press, NY. 1262 pp.

Dabouineau L., Lamy Y., Collase P.,(2005) : Phytoremédiation ou phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. Guingamp. Le rale d'eau, vol.124, pp. 8-15.

Dajoz R., (1985), Précis d'écologie. Édition Dunod .331 p.

Dajoz R., (1970), Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 357 pp.

Derradji M., (2015), Contribution à l'étude de la tolérance des plantes épuratrices dans l'épuration des eaux usées : stratégie et application, thèse de doctorat, université d'Annaba

Drechsel P., Scott C, Rhachid Sally L., Rewood M., Bahri A., (2011), L'irrigation avec des eaux usées et la santé, évaluer et atténuer les risqué dans les pays à faible revenu, presses de l'université Québec, Canada, pp : 4-7 ; pp : 111-115.

Djidel M, 2008 : Pollution minérale et organique des eaux de la nappe superficielle de la cuvette d'Ouargla (Sahara septentrional, Algérie), Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de la Terre Département de Géologie, université Badji Mokhtar-Annaba, pp : 74-94.

Daphne T., (2008), Utilisation des macro invertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation Université Laval, pp : 7-10.

DIAEA /DRHA /SEEN, (2008), Direction de l'irrigation et de l'aménagement de l'espace Agricole, Service des Expérimentations, des Essais et de la Normalisation -Rabat

Delaunois A., Ferrie Y., Bouche M., Colin .C Et Rionde C, (2008), Guide pour la description et l'évaluation de la fertilité des sols (2008).

Decret Executif, (2006), Règlement les rejets effluent liquides industriels. N°06-141.

Delarras C, (2010), Surveillance sanitaire et microbiologique des eaux : Réglementation – Micro-organismes Prélèvement –Analyse .2ème édition. LAVOISIR, p.88-100.

Djidel M, (2008), Pollution minérale et organique des eaux de la nappe superficielle de la cuvette d'Ouargla (Sahara septentrional, Algérie), Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de la Terre Département de Géologie, université Badji Mokhtar-Annaba, pp : 74-94.

Dugniolle H., (1980), L'assainissement des eaux résiduaires domestiques, CSTC-revue n°3-septembre, pp. 44-52.

Dekhinat S. (2005). Etude des potentialités morfo-pédagénétique des sols aurassiens. Département d'Agronomie. Université de Batna.

Daloz A., (2007), L'épuration des eaux usées par les filtres plantés. Mémoire de l'Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon Formation continue au développement durable et équitable.

Djesjardins. R., 1997. Traitement des eaux. 2ème édition. Canada : Presses internationales polytechniques.304p.

Dupoldt C., Edwards R., Isaacs B., Lapp J., Murphy T., Rider G., Sayers M., Demierre A. et Durand P., (1999), La végétation macrophytique du Léman. Campagnes 1997 et 1998. Dans Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique. Programme quinquennal 1996-2000. Campagne 1998. CIPEL, diplôme obtenue d'ingénieur d'état en écologie et environnement, Université documentation. Ed., Organisation Internationale de Développement Economique.,

Emilian K., (2009), Traitement des pollutions industrielles Eau. Air. Déchets. Sols. Boues. 2^eédition. Ed., DUNOD. Paris. pp 21-38.

El Halouani H., (1995), Réutilisation des eaux usées en agriculture et leur impact sur l'environnement : cas de la ville d'Oujda. Thèse d'état, Faculté des sciences (Oujda) (1995).

Ensink, J. H. J., Van der Hoek, W., Matsuno, Y., Munir, S. & Aslam, M. R., (2002). Use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan : Risks and opportunities. International Water Management Institute. Report N° 64. Colombo, Sri Lanka. pp. 32.

El Oumlouki K , Moussadek R., Zouahri A., Dakak H., Chati M., El Amrani M., (2014), Étude de la qualité physico-chimique des eaux et des sols de la région Souss Massa, (Cas de périmètre Issen), Maroc (Study of physic-chemical quality of water and soil in the region Souss Massa (Case perimeter Issen), Morocco), ISSN : 2028-2508, 2367p.

El Halouani H., (1995), Réutilisation des eaux usées en agriculture et leur impact sur l'environnement : cas de la ville d'Oujda. Thèse d'état, Faculté des sciences (Oujda) (1995).

Finlayson CM., Chick A.J., (1983). Testing the potential of aquatic plants to treat abattoir effluent. *Wat. Res.*, 17, (4),415- 422. In **Farhi A., (2001).** Macrocéphalie et pôles d'équilibre: la wilaya de Biskra. L'Espace géographique, N°3, pp 245-255.

Franck R., (2002). Analyse des eaux-Aspects réglementaires et techniques, centre régional de documentation pédagogique d'aquitaine, série sciences et techniques de l'environnement, pp166-141.

Faby J.A., Brissaud F., (1997), L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau, 76 pages.

Fars S., Boussehaj K., Nejmeddine A., Ouazzani N. Laghmari A. et Bouadili A., (2003), Réutilisation d'une eau résiduaire brute et purée en agriculture: Disponibilité de l'azote et trois

métaux lourds (Cu, Cd et Cr). Séminaire internationale: Réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration: optimisation, valorisation et durabilité, septembre 2003, Tunis, Tunisie.

Fabay J.A., (1957). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation, documentation technique FNDAE (Fonds National pour le développement des adductions) série n°11, N° ISSN : 2-11-091-009-7, 9p, 10p, 11p, 13p.

FabyJ.A ., Brissaud F., (1997), L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau.76p.

Franck R., (2002), .Analyse des eaux-aspects réglementaires et techniques, centre régional de documentation pédagogique d'aquitaine, série sciences et techniques de l'environnement, p.306.

Grison C., (1999), Epuration des eaux usées par des filtres plantes de macrophytes, Une étude bibliographique. Dans le cadre d'une vacation à l'Agence de l'Eau Rhône

Gaujous D., (1995), La pollution des milieux aquatiques; aide-mémoire. Ed, TEC& DOC. Paris. 220p.

Guiraud J.P, (1998), Microbiologie alimentaire. Éd., Dunod. Paris.

Guiraud J. P., (1998), Microbiologie alimentaire. Ed., DUNOD. Paris. p :(79- 97) ;(369-376).

Guillet F et Bonnefoy C et LEYEL G., (2002), Microbiologie et qualité dans les industries agroalimentaires. Paris : DOIN. 249 p.

Grison C., (1999), Epuration des eaux usées par des filtres plantes de macrophytes, Une étude bibliographique. Dans le cadre d'une vacation à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse.79p

Gould W-D., Hagedorn C., Bardinellit R., et Zablutowics R-M., (1985), new selective media for enumeration and recovery of fluorescent *pseudomonas* from various habitats, appl.viron. Microbial, 49:28-32.

Hamid B; Nadine N; Antione G., (2007), EL SAMRANI, ROSETTE DAOUD, SAMIRMEDAWAR, NAIM OUAÏNI, suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface, Laboratoire de Microbiologie, BP 446, Jounief, Liban ; Revue des Sciences de l'Eau 20(4) 341-352.

Hade. A., 2002. Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger. Canada : Fides. 359 p.

Hussain, I., Raschid, L., Hanjra, M. A., Marikar, F. & Van der Hoek, W., (2002), Wastewater use in agriculture: Review of impacts and methodological issues in valuing

impacts. (With an extended list of bibliographical references), vol. 37, International Water Management Institute. Colombo, Sri Lanka, pp. 62

Halliwell D.J., Barlow K.M. et Nash D.M., (2001), A review of the effects of wastewater sodium on soil properties and their implications for irrigation systems. *Aust. J. Soil Res.* 39, 1259–1267 in Tose S. (2006); Reuse of effluent water—benefits and risks; *Agricultural Water Management* 80 147–159 in Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'ELHajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Univ. Sfax, Tunisie, Univ. Limoges, France.

Herpin U., Gloaguen T. V., da Fonseca A. F., Montes C. R., Mendonça F. C., Piveli R. P., Solis C., Andrade E., Mireles A., Reyes-Solis I.E., Garcia-Calderon N., Lagunas-Solar M.C., Pina C.U. et Flocchini R.G., (2005), Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 241, 351–355

Horning H M., (1973), Rôle de l'aménagement rationnel de l'eau d'irrigation au niveau des exploitations. Séminaire régional FAO/PNUD Damas. 7-13 décembre 1971. pp 10-21.

Hebert S. Legre S., (2000), suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau, direction de suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'environnement gouvernement de Québec, 5p.

Hamoda M.F., (2004), Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. *Desalination* 165, 31-41.

Hamon, R. E., M. J. McLaughlin, R. J. Gilkes, A. W. Rate, B. Zarcinas, A. Robertson, G. Cozens, N. Radford, and L. Bettenay, (2004), Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils, *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB1014,

Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., Maquil, R., (2005), Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. *Catena* 59 (3), 279–304.

Haut Commissariat Aux Eaux Et Forêt Et La Lutte Contre La Désertification (Hceflcd). (2006), Etude sur la pisciculture au barrage Almassira, CR dar CHAFAAI, Cercle d'ELBROUGE, Province de Settat, 201p.

Hebrard-Labit C., (1998), Influence du compartiment bactérien sur le transfert du zinc en milieu poreux non saturé- Expérience et modélisation. Thèse de doctorat, Villeurbanne, INSA de Lyon, 306. + annexes.

IHE, (1986), Cartes de la qualité chimique des cours d'eau en Belgique en 1985. Inst. Hyg. Epid., Bruxelles, 49 p.

Jeannot R , Lemiere B, Schiron S., (2000), guide méthodologique pour l'analyse du sols polluées, étude réalisé dans les cadre des actions de services public de BRGM- 98 f , pp ;41-42.

Khadraoui A, Taleb S. (2012), Qualité des eaux dans le sud algérien : potabilité pollution et impact sur le milieu, ouvrage préfacé par marc cote de l'université d'Aix en Provence .office des duplications universitaires .p. 189-193.

Khadraoui A., (2011), Eau et Impact Environnemental dans le Sahara Algérien., Définition Evaluation et perspective de développement. Ed., Office Des PublicationUniversitaires. p: 55-60, 205.

Kozlowski R, Kozlowska J, Grabowska L, Mankowski J, Szpakowska B., (2002) .Métaux lourds dans l'environnement, menaces et possibilités de riposte. Centre de recherche pour l'agriculture et la forêt. Académie des Science Polonaise, POZNAN, Pologne.

Kadi A., (1997), La gestion de l'eau en Algérie Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydrologiques, 42(2) April 1997 191

Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R., (2000), Constructed wetlands for pollution control—processes, performance, design and operation. IWA Scientific and Technical Report No. 8. IWA Publishing, London, UK.

Khabtane Abdelhamid., (2010), Contrition à l'étude du comportement éco physiologique d genre *Tamarix* dans différents biotopes des zone arides de a région de Khenchla, mémoire de Magister, Université de Constantine.

Kotharin., (1988), Grounwater, iron and manganèse: an unwelcome trio. *Water Engn Manag.*, 2:25-26.

Boogerd F.C., Vrind J.P.M., (1987), Manganèse oxidation by *Leptothrix discophora*. *J.BacterioL*, 489-494

Kherifi W, Kherici-Bousnoubra H, (2012), évolution saisonnière de la qualité microbiologique des eaux du lac mellah (nord-est algérien), Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 11, pp : 110-114.

Kettab A., (2001). Les ressources en eaux en Algérie : stratégie, enjeux et vision, desalination, volume 136, issues 1-3, pp25-33.

Lesavre J., (2001). Epuration des eaux résiduaires urbaines, nature et paramètre de pollution. Eau seine Normandie. p24.

- Lhadi E, Guessirl H & HANDOUFE A, (1998)**, Étude de l'impact de l'irrigation avec les eaux usées brutes sur le sol dans la région de Sidi-Bennour (Maroc), pp : 216-223.
- Lebres H., (1990)**. Coliformes, Coliformes Thermo Tolérants et Escherichia coli. Institut Pasteur d'Algérie.60p.
- Leclercq L., (2001)**, intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau, station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique.
- Leclercq L. & Maquet B., (1987)**, Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (Bassin de la Meuse belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénotiques et diatomiques. Inst. roy. Sc. Nat. Belg., Document de travail 38: 113 p.
- Lebres E; Azizi D; Hamzaa; Taleb F; Taouchicht B., (2002)**, Manuel des travaux pratiques. Institut pasteur d'Algérie. 20 p
- Leclerc H., Gailard J.L., Simonet M.,(1995)**, Microbiologie générale : la bactérie et le monde bactérien. Edition . Doin. p.535.
- Leone A.P., Menenti M., Buondonno A., Letizia A., Maffei C., Sorrentino G. (2007)**, A field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; Agricultural Water Management 89 39 – 48 in Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'ELHajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Univ. Sfax,Tunisie, Univ. Limoges, France.
- Messahel1 M; Benhafid M.S et Cherif M (2003)**, Efficience des systèmes d'irrigation en Algérie.
- Meganck, M.T.J., et G.M. Faup., (1988)**, Enhanced biological phosphorus removal form waste waters, In: Biotreatment Systems, D.L. Wise, Ed., CRC Prees, Boca Raton, FL.Vol. 3., pp. 111-203
- Marc S, Béchir S., (2006)**, Guide technique de l'assainissement. 3^e édition. Ed., le Moniteur., Paris.713p.
- Moll D., (1999-2008)**. Les normes de rejet des eaux et les paramètres d'analyses de la pollution, Grenoble eau pure, (Rapport).
- Mara D.D., (1982)**, Waste in hot climates In: Water, Wastes & Health in hot climates. A Technical and Economic.20p.
- Martin G., (1979)**, Le problème de l'azote dans les eaux. Ed, TEC & DOC. Paris. 279p.

- Mantinelli I. (1999)**, Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluant associés dans le sol urbain. - vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse doctorat de l'INSA de Lyon, N° d'ordre : 99 ISAL 116, pp192
- Milos H., (1971)**, L'eau et l'environnement, Bull. FAO. 8 :32-38pp. Rome.
- Moussi A., (2012)**, Analyse systématique et étude bio-écologique de la faune des acridiens (Orthoptera, Acridomorpha) de la région de Biskra, these de doctorat, université de constantine.
- Mouaki M.M., (2011)**, Evaluation de la pollution métallique des eaux usées dans les principaux sites des rejets (Chaabet Roba, Oued Biskra, Oued Zemour) de la ville de Biskra.,diplôme d'ingénieur d'état en écologie et environnement., Université Mohamed Kheider. Biskra
- Meganck M. T. J., et Faup G.M., (1988)**, Enhanced biological phosphorus removal from waste waters, In: Biotreatment Systems, D.L. Wise, Ed., CRC Press, Boca Raton, FL.Vol. 3.,pp. 111-203
- Moll D., (2005)**, Les normes de rejet des eaux et les paramètres d'analyses de la pollution (Grenoble eau pure rapport).
- Mara, D. & Cairncross, S. (1991)**. Guide pour l'utilisation sans risques des eaux résiduaires et des excreta en agriculture et aquaculture. OMS. pp. 201.
- Melquiot P., (2003)**, 1001 mots et abréviations de l'environnement et du développement durable. Lyon : RECYCONSULT. 190 p.
- Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W.et Lloyd-Jones A.Rh. (2000)**, Wastewater C/N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery Bioresource Technology 71, 21-27
- Maurice Bernard, (1994)**. Cours de chimie minérale, 2ème édition DUNOD, Paris
- Montiel A., Welte B.(1990)**, Le manganèse dans l'eau par traitement biologique. Revue des sciences de l'eau 3(4) :469-481.
- Moll. D., (1999)**, Les normes de rejet des eaux et les paramètres d'analyses de la pollution. Grenoble eau pure. (Rapport).
- Marc S. et Béchir S., (2006)**, Guide technique de l'assainissement. 3eédition. Ed., le Moniteur., Paris.713p.Martin G., 1979. Le problème de l'azote dans les eaux. Ed technique et documentation, Paris, 279p.
- Moll D., (2005)**, Les normes de rejet des eaux et les paramètres d'analyses de la pollution (Grenoble eau pure rapport)

Martineli I. (1999). Infiltration des eaux de ruissèlement pluviale et transfert de polluants associés dans le sol urbain, Lyon.

Mesquita M. E., Vieira Silva J.M., Domingues H., (1998), Compétitive sorption of Cu and Zn by sludge amended acid soils, Compte rendu du 16ème congrès mondial de science du sol, Montpellier, 2p, CD-ROM.

Meliani H. A., Benslimane M., Mederbel K., Hamimed A., (2012), performance épuratoires d'une filiere de deux bassins en serie de lagunage a macrophytes (pharagmites australise) : cas d'une station pilote, vième congrès international sur les energies renouvelables et l'environnement, 19-21, Hammamet, Tunisie.

Mimeche L., (2014), Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride -Application à la région de Biskra.thèse de doctorat. Université de Biskra.

Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W.et Lloyd-Jones A.Rh. (2000), Wastewater C/N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery Bioresource Technology 71, 21-27

Maynard D.N.et G.J. Hochmuth, (1997), Knott's Handbook for Vegetable growers. 582p.

M. L. Ndiaye, H.-R. Pfeifer, S. Niang, Y. Dieng, M. Tonolla et R. Peduzzi, (Septembre 2010) « Impacts de l'utilisation des eaux polluées en agriculture urbaine sur la qualité de la nappe de Dakar (Sénégal) », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 10 numéro 2 |, mis en ligne le 16 septembre 2010, consulté le 14 août 2016. URL : <http://vertigo.revues.org/9965> ; DOI : 10.4000/vertigo.9965

Olivier., (1995), Métrologie des eaux résiduaires, TCE, Paris, p7-30

Olivier A., (2005), Chimie et pollution des eaux souterraines. Ed., TEC. & DOC. Paris.398p.

Olanrewaju B. S., Moustier P., Mougeot L .A., Fall A., (2004), Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone Enjeux, concepts et méthodes, CIRAD et CRDI, Sénégal, pp. 173.

Olivier T., (1995), Métrologie des eaux résiduaires. TEC et DOC, Paris. p : 7- 57.

Ollier C.H., Poirie M., (1983), Les réseaux d'irrigation théorie et économie des arrosages. Ed, TEC &DOC. Paris. 277p.

livier T., (1995), Métrologie des eaux résiduaires. Ed., TEC et DOC. Paris.463 p.

Ouali M.S., (2001), Cours De Procédés Unitaires Biologiques Et Traitement Des Eaux. Edition : Opu, Ben Aknon, Alger. p : 17.

Ounoki S., Achour S., (2014), evaluation de la qualite physicochimique et bacteriologique des eaux usees brutes et epurees de la ville d'ouargla. possibilite de leur valorisation en irrigation, Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°20, pp. 247-258.

OMS. (2012). Directive OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume II, utilisation des eaux usées en agriculture, bibliothèque de l'OMS, ISBN97892 4254682 8 (vol II).

O.M.S (1989), L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : recommandation a visées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé, Genève

Plauchu. 2004. Economie de l'environnement

Poulet J. B., Terfous A., Dap.S et Ghenaim A., 2004. Station d'épuration a lit filtrants plantes de macrophytes. Courrier du savoir N° 05, pp 103-106.

Potelon G. L., (1998), Le guide des analyses de l'eau potable. Éd., la lettre du cadre

Plassard F., (1999), Influence de la complexations sur la rétention de trois cations métalliques par un sol alcalin, Application à un bassin d'filtration des eaux pluviales, Thèse de Doctorat, Villeurbanne, Université Claude Bernard Lyon, 141 p.

Richards L. A., (1954), Diagnosis and improvement of saline and alkali Soils. Agric. Handbook 60, USDA, Washington D.C, p160.

Rejsek F., (2002), Analyse des eaux aspects réglementaires et techniques, Éd. CRDP, Aquitaine, France.

Rodier J., (1984), Analyse de l'eau: Eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer. Ed 7, Dunod.Paris.1365p.

Rodier J, (2009). L'analyse de l'eau. 9ème édition. Dunod. Paris, 1526p.

Rodier J., (1997). Analyse de l'eau naturelles, eaux résiduaires et eaux de mers. Edition Dunod. p 461.

Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H et Rodi L., 2005. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Ed., Dunod., Paris.1383p.

Ramirez-Fuentes E., Lucho-Constantino C., E. Escamilla-Silva et L. Dendooven (2002), Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time; Bioresource Technology 85, 179–187

Rattan R.K., Datta S.P., Chhonkar P.K., Suribabu K., Singh A.K. (2005), Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater a case study. Agriculture, Ecosystems and Environment 109, 310–322

- Raschid-Sally, L. & Jayakody, P. (2008).** Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries-results from a global assessment, International Water Management Institute (IWMI), pp. 38
- Reed. G.H, (1990),** Natural system for wastewater treatment. WPCF, pp: 211-260.
- Rene M., (2002),** Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires, Ed. TEC DOC, Paris, pp 600.
- Resjeck.F., (2002),** Analyse des eaux, aspects réglementaires et techniques. Edition SCERENE. p. 166-198.
- Rodier J.Coll, (2005).** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} édition série environnement et sécurité .Paris, p.545.
- Razafintsalama M., Rakotondraibe J., (2014),** Influences des rejets des eaux usées domestiques dans les cressonnières d'Andravoahangy (Madagascar) – valuation de la capacité maximale d'adsorption des ions Cu^{2+} , Zn^{2+} et Fe^{2+} par les sols, ISSN 1813-548X, pp : 82-86.
- Pescod, MB. (1992),** Wastewater treatment and use in agriculture. Bull FAO, vol. 47; Rome, Italy: FAO. pp125.
- Rietz D.N.et Haynes R.J. (2003),** Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. Soil Biology & Biochemistry 35, 845–854
- Ramirez-Fuentes E., Lucho-Constantino C., E. Escamilla-Silva et L. Dendooven (2002),** Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time; Bioresource Technology 85, 179–187
- Russell J. M., Cooper R. N. & Lindsey S. B. (1993),** Soil denitrification rates at wastewater irrigation sites receiving primary-treated and anaerobically treated meat-processing effluent; Bioresource Technology 43 41-46
- Solis C., Andrade E., Mireles A., Reyes-Solis I.E., Garcia-Calderon N., Lagunas-Solar M.C., Pina C.U.et Flocchini R.G., (2005),** Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 241, 351–355
- Suffian F.,Takita C. et Webster H., (1995),** A handbook of constructed wetlands.Ed.,ISBN,p55.
- Santé Canada., (1991),** La qualité bactériologique. Document de support aux « recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada ». Accessible à :www.hcsc.gc.ca/ehp/dhm/dpc_eau_qualite/eauguide.htm

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) : 261-267.

Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'ELHajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Univ. Sfax, Tunisie, Univ. Limoges, France.

Suarez D.L., James D. Wood, Scott M. Lesch, (2006), Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain-irrigation management system. *Agricultural water management* 86,150 – 164 in **Belaid N., 2010**. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'ELHajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Univ. Sfax, Tunisie, Univ. Limoges, France.

SEEE (2007), Normes de Qualité - Eaux destinées à l'irrigation (in French) - Quality standards - water for irrigation. Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement (MEMEE), chargé de l'Eau et de l'Environnement, Maroc.

Shoun H, Kim D.H, Uchiyama H., Sujiyama J., (1992), Dentrification by fungi. *FEMS Microbiology letters*, 94, 277-282

Sedrati N. (2011), Origines et caractéristiques Physico-chimiques des eaux de la wilaya de Biskra-Sud Est Algérien. Thèse de doctorat. Université d'Annaba.

Suwasa Kantawanichkul, Wanida Duangjaisak, (2011). Domestic wastewater treatment by a constructed wetland system planted with rice *Water science et technologies* 2376-2380 *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39:p754–781.

N. Seghairi, L. Mimeche, M. Debabeche, A. Hamzaoui, (2013), Elimination du cuivre present dans les eaux usées industrielles sur un filtre plante de tamarix, *Courrier du Savoir – N°15, , pp.53-57*.

Stewart P., (1968), Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique : quelques réflexion. *Bul.de la soc.hist.nat.d'afr.du Nord*, Alger.59 (23-36).

Sokatch J., 1986 , the biology of pseudomonas. Edition, academic, press INC, USA, p.5.

Suwasa K., Wanida D, (2011). Domestic wastewater treatment by a constructed wetland system planted with rice. *Environmental Science and Technology* 39, 754–781.

Silini Allaoua, (2013), effet des molécules osmoprotectrices sur la survie et l'activité de Azotobacter et sur la croissance du blé dur en milieu salin, thèse de doct. Université de Farhat Abas Setif.

Touhtouh1 D., Moujahid Y., El Faleh E.M., El Halimi R., (2014): Caractérisations physicochimiques de trois types de sols du Sais, Maroc (Physicochemical characterizations of three types of soils of Sais, Marzocco, ISSN : 2028-2508, 1533p.

Tardat Henry. M., (1992), Chimie Des Eaux, 2ème Edition, Les éditions du griffon d'Argile.

Touhtouh1 D, Moujahid Y., El Faleh E.M, El Halimi R, (2014), Caractérisations physicochimiques de trois types de sols du Sais, Maroc (Physicochemical characterizations of three types of soils of Sais, Marzocco, ISSN : 2028-2508, 1533p.

Tfyeche L., (2014).Suivi de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux usées d'Ouargla au cours de leur traitement. Mémoire de master professionnel de traitement des eaux. Département de génie civil et d'hydraulique .Université Kasdi Marbach Ouargla.

U.S.S.L.S. (United State Salinity Laboratory Staff) (1954), Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.US Department of Agriculture, Handbook n°60, U. S. Gov. Print. Office, Washington DC,

URIOS L., 2005. Technique D'épuration des eaux usées. Technique et documentation. Paris. p 11.

Villagra P.E. et Cavagnaro J. B. (2005), Effects of salinity on the establishment and early growth of *Prosopis argentina* and *Prosopis alpataco* seedlings in two contrasting soils: Implications for their ecological success. Austral Ecology 30, 325–335

Van der Hoek, W., Hassan, M. U., Ensink, J. H. J., S. , Feenstra, L., Raschid-Sally, Munir ;, S., R. , Aslam, A., N., Hussain, R. & Matsuno, Y. (2002). Urban wastewater : A valuable resource for agriculture. A case study from Haroonabad, Pakistan. International Water Management Institute. Report N° 63. Colombo, Sri Lanka. pp. 29.

Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech republic: 10 years' experience. ecol. eng. 18, p.632–646.

Vymazal, J (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Sciences, Prague, Náměstí Smiřických 1, 281 63 Kostelec and Černými Lesy, Czech Republic;

Vincent, JM. (1970). A manual for practical study of root nodule bacteria. IBP Handbook No. 15, Blackwell Scientific Publishers, Oxford, 164p.

Wousters W. K ., (1994). Etude et contrôle des processus de nitrification –déphosphatation biologique .Thèse de doc., institut national des sciences appliquées de Toulouse. www.who.int/water_sanitation_health/GDWQ/Summary_tables/

Wang R., 2011.La phytoépuration, qu'est-ce que c'est, Marjorie Banes, réconcilier développement économique et biosphère. Inspire institut.

Yadav RK, Goyal B, Sharma RK, Dubey SK et Minhas PS. (2002), Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and groundwater—A case study. *Environmental International* 28: 481–486

ANNEXES

Annexe 1

Tableau 1. Normes de qualités des eaux destinées à l'irrigation (S.E.E.E, 2007).

Paramètre	Limite
Température	35°C
pH	6,5-8,4
Azote nitrique (mg/l)	30
Bicarbonate (mg/l)	518
Sulfate (mg/l)	250

Tableau 1.2. Evolution temporelle de la qualité des eaux d'irrigation (BELGHYTI *et al.*, 2009).

Paramètre	Limite
pH	6 - 8,5
CE (µS/cm)	500
MES (mg/l)	60
DBO5 (mg/L)	50
DCO (mg/L)	150
NH4+ (mg/L)	15
NO3 - (mg/L)	20
Mg2+ (mg/L)	30
Ca2+ (mg/L)	75
K+ (mg/L)	12
H2PO4- (mg/L)	10
Fe2+ (mg/L)	5
Cu 2(mg/L)	0,20
Zn 2+ (mg/L)	2

Tableau 1.3. Valeurs limites pour rejets indirects (eaux usées) ou les eaux destinées à l'irrigation des cultures.

Paramètre	Rejet indirect	Eaux destinées à l'irrigation
Température	35°C	35°C
pH	6.5-8.51	6.5-8.5
DBO ₅	500 mg / l
DCO	1000 mg / l
MES	600 mg / l	2000 mg / l
Conductivité		8.7 ms / cm
Bicarbonate		
Irrigation aspersion	518 mg / l
Sulfate	400 mg / l	250 mg / l
Azote Kjeldahl
Phosphore totale	10 mg P/ l
N-NO ₃	50 mg / l

Tableau 1.4. Concentrations maximales (mg/l) en éléments traces recommandées pour les eaux d'irrigation

Élément (symbole)	Eaux utilisées en permanence tous types de sol mg/l
Cuivre (Cu)	0,2
Fer (Fe)	5,0
Zinc (Zn)	2,0

Tableau.1.5. Directives pour l'interprétation de la qualité de l'eau pour l'irrigation (Ayers et Westcot, 1985)

Problèmes potentiels en irrigation	Unités	Degré de restriction		
		Aucun	Léger à modéré	Sévère
Salinité				
CE	dS/m	<0,7	0,7-3,0	>0,30
TDS	mg/L	<450	450-2000	>2000
Infiltration				
SAR= 0-3 et CE =	dS/m	>0,7	0,7-0,2	<0,2
= 3-6 =		>1,2	1,2-0,3	<0,3
= 6-12 =		>1,9	1,9-0,5	<0,5
= 12-20 =		>2,9	2,9-1,3	<1,3
= 20-40 =		>5,0	5,0-2,9	<2,9
Toxicité Spécifique des ions				
Sodium (Na)				
Irrigation de surface	SAR	<3	3-9	>9
Irrigation par aspersion	méq/L	<3	>3	
Chlorure (Cl)				
Irrigation de surface	méq/L	<4	4-10	>10
Irrigation par aspersion	méq/L	<3	>3	
Bore (B)				
	méq/L	<0,7	0,7-3,0	>3,0
Effets divers				
Azote (NO ₃ -N)	méq/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				

**Décret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427
correspondant au 19 avril 2006 définissant les
valeurs limites des rejets d'effluents liquides
industriels.**

VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS

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	Mercuré 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