



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur
et de la Recherche Scientifique



Université Hadj Lakhdar –Batna

Institut de Génie Civil, d'Hydraulique et d'Architecture

Département d'Hydraulique

Thèse de Doctorat en sciences

Option : Hydraulique

Présenté par
Lahbib TAMRABET

Pour obtenir le diplôme de Docteur en sciences

CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA VALORISATION DES EAUX USEES EN MARAICHAGE

Sous la direction de M. Hamenna Bouzerzour
Thèse soutenue le 03/02/2011
Devant le jury composé de :

Jury	Grade	Affiliation	Qualité
Dr. A. Boudoukha	Pr.	Université Hadj Lakhdar, Batna	Président
Dr. H. Bouzerzour	Pr	Université Ferhat Abbes, Sétif	Rapporteur
Dr. M. Kribaa	Pr.	Université Ferhat Abbes, Sétif	Examineur
Dr. A. Fourar	MC(A).	Université Hadj Lakhdar, Batna	Examineur
Dr. N. Meza	MC(A).	Université Ben Mhidi, Oum El Bouaghi	Examineur

DEDICACE

*A ma petite famille
A mes parents
A tous ceux qui me sont chers*

REMERCIEMENTS

Ma profonde gratitude et mes sincères remerciements vont particulièrement à M. H. Bouzerzour, Professeur à la Faculté des Sciences, l'Université Ferhat Abbas (Sétif), qui a accepté de diriger ce travail. Je le remercie pour la confiance et la compréhension qu'il a toujours manifestées à mon égard. Si ce travail est mené à terme, c'est grâce à son aide et soutien. Qu'il soit assuré de mon profond estime.

Je tiens à remercier vivement M. A. Boudoukha, Professeur à l'Institut de Génie Civil, d'Hydraulique et d'Architecture, Université El Hadj Lakhdar (Batna), pour avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

M. A. Fourar, Maître de Conférences A. à l'Institut de Génie Civil, d'Hydraulique et d'Architecture, Université El Hadj Lakhdar (Batna) et M. N. Meza, Maître de Conférences A. à l'Université Larbi Ben Mhidi (Oum El Bouaghi) me font l'honneur d'accepter de juger ce travail. Je leur présente mes vifs remerciements.

M. M. Kribaa, Professeur à l'Université Ferhat Abbas (Sétif) qui a toujours la gentillesse de me soutenir et de m'encourager, il accepte de participer au jury de cette thèse. Je le remercie pour ses conseils et je lui renouvelle toute ma reconnaissance et mon amitié.

Mes profonds remerciements vont également à :

M. N. Lahbari, Directeur de l'Institut de Génie Civil, d'Hydraulique et d'Architecture, Faculté des Sciences, Université El Hadj Lakhdar (Batna), pour sa gentillesse, sa compréhension et son assistance.

M. Kh. Chemmami, responsable du laboratoire de l'Institut National des Sols, Irrigation et drainage (INSID), M^{lle} W. Benmoussa, technicienne au Laboratoire de Microbiologie de l'Hôpital d'Ain Mlila, et M^{me} N. Allaoua, responsable du laboratoire de l'environnement, Université Ben Mhidi (Oum El Bouaghi), pour l'aide qu'ils m'ont présentée au cours des différentes analyses réalisées.

Je ne saurais oublier l'aide du personnel et des agriculteurs des APC de Fisdis, El Madher et Djerma à l'exploration du site et à la réalisation de l'enquête, MM. A. Oughlent et Ali de Fisdis et Dj. Mellah d'El Madher. Je leur exprime toute ma gratitude pour leur générosité, disponibilité et leur collaboration.

A tous ceux qui n'ont cessé de me soutenir et de m'encourager au cours de la réalisation de cette recherche, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde reconnaissance et le témoignage de mon amour.

RESUME

CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA VALORISATION DES EAUX USEES EN MARAICHAGE

Les eaux usées traitées et brutes sont continuellement évacuées en aval des centres urbains et largement réutilisées en irrigation agricole, en particulier, là où les sols sont déficitaires en matière organique et les ressources en eau sont limitées. Le traitement des eaux usées s'accompagne d'une production de quantités de boues non négligeables. Ces eaux usées brutes et boues résiduaire sont à l'origine de différentes sources de pollution environnementale, et ce, en particulier dans les pays en développement moins préoccupés et moins sensibilisés par les risques sanitaires concomitants. Lorsqu'elles sont traitées, les eaux usées et les boues constituent une source hydrique d'irrigation non négligeable, d'éléments fertilisants et d'amélioration des propriétés du sol. Les eaux usées de l'Oued El Gourzi, partiellement traitées, sont utilisées pour irriguer 1073 ha des terres agricoles réparties sur les communes de Fisdis (250 ha), El Madher (160 ha) et Djerma (600 ha). Les principales spéculations concernées par l'irrigation avec les eaux usées sont les cultures maraîchères fourragères et la céréaliculture. La présente étude a pour objectifs d'évaluer la composition physicochimique et bactériologique les eaux usées de l'Oued El Gourzi, issues des rejets de la ville de Batna et des localités limitrophes, et d'étudier leur impact sur les cultures et le sol.

Le diagnostic de la qualité des eaux usées de l'Oued El Gourzi montre que les effluents domestiques et industriels de la ville de Batna constituent la principale source de pollution, et le processus de contamination est plus accentué en période de faible débit. Les paramètres de pollution azotée, phosphorée, particulaire et bactériologique de l'eau sont assez élevés, dépassant ainsi les teneurs admissibles fixés par la FAO et l'OMS pour l'irrigation non restrictive en générale et pour les cultures maraîchères en particulier. La contamination des eaux usées par les éléments traces métalliques ne représente pas une menace importante, suite à leur faible accumulation dans le sol et la plante. L'irrigation aux eaux usées a contribué à l'amélioration de la fertilité et de la productivité du sol, et du rendement des cultures étudiées. Les résultats des amendements organiques à base de boue résiduaire indiquent une augmentation de la production des cultures fourragères (*Hordeum vulgare* L., *Avena sativa* L.) et du rendement grain et de la production de paille du blé dur (*Triticum durum* Desf.). L'amélioration de la production varie de 100 à 250% et l'apport 30 t de MS ha⁻¹ de boue résiduaire, se montre aussi efficace que l'apport de 66 kg ha⁻¹ d'azote minéral.

Mots clés : semi aride, eau usée, boue, calcisol, fourrage, maraîchage



1073

%100

66

30

%250

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE	1
-----------------------------	---

CHAPITRE I

REUTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE

REVUE BIBLIOGRAPHIE

INTRODUCTION.....	3
I.1. RISQUES LIES A LA REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES	3
I.1.1. Le risque microbiologique	3
I.1.2. Le risque chimique	4
I.1.3. Le risque environnemental	5
I.2. TRAITEMENT DES EAUX USEES	7
I.3. VALORISATION DES EAUX USEES	7
I.4. LA REGLEMENTATION	9
I.4.1. Recommandations de l'OMS	9
I.4.2. Recommandations de l'USEPA	11
I.4.3. Directives de la FAO	11
I.5. ASPECTS ECONOMIQUES ET FINANCIERS	11
I.6. ASPECTS REGLEMENTAIRES ET JURIDIQUES	15
I.7. ASPECTS SOCIO-CULTURELS	15
I.8. REUTILISATION DES EAUX EN AGRICULTURE DANS LE MONDE	15
I.9. REUTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE EN ALGERIE	18
I.9.1. Situation actuelle des ressources en eau	18
I.9.2. Situation de l'assainissement	18
I.9.3. Aspects institutionnels de la prise en charge de l'assainissement	19
I.9.4. Potentialités de réutilisation des eaux usées	19
I.9.5. Situation actuelle et perspectives de la réutilisation agricole des eaux usées épurées	20
I.10. REUTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES DANS LA REGION DE BATNA (NE ALGERIEN): CAS DE LA REGION DE BATNA (FISDIS-EL MADHER-DJERMA)	22
I.9.10.1. Contexte général	22

CHAPITRE II

EVALUATION DE L'APTITUDE DES EFFLUENTS D'OUED EL GOURZI (BATNA, NORD EST DE L'ALGERIE) A L'IRRIGATION ET LEUR IMPACT SUR LE SOL ET LA QUALITE DE QUELQUES CULTURES MARAICHERES ET FOURRAGERES

RESUME	25
SUMMARY	26
INTRODUCTION	27
II.1. MATERIEL ET METHODES	27
II.1.1. Description du site d'étude	27
II.1.2. Caractérisation des eaux usées	29
II.1.3. Caractérisation du sol	32
II.1.4. Caractérisation de la végétation cultivée	32
II.1.5. Analyse des données	33
II.2. RESULTATS ET DISCUSSION	33
II.2.1. LA QUALITE DES EAUX USEES	33
II.2.1.1. Le débit des effluents et la température des effluents	33
II.2.1.2. Le pH et l'alcalinité.....	34

II.2.1.3. La conductivité et la salinité	37
II.2.1.4. Les matières en suspension et la turbidité	43
II.2.1.5. La DBO ₅ , La DCO et les matières oxydables	45
II.2.1.6. L'azote et les phosphates	49
II.2.1.7. Le SAR, le Na% et le RSC	54
II.2.2. TYPOLOGIE SPATIOTEMPORELLE DE LA QUALITE DES EFFLUENTS DE L'OUED EL GOURZI.....	57
II.2.3. EVALUATION DES ETM DANS L'EAU USEE	60
II.2.3.1. Le Fe et le Mn	60
II.2.3.2. Le Cu et le Zn	62
II.2.3.3. Les pathogènes	63
II.2.4. INCIDENCE DES EAUX USEES SUR LES CARACTERISTIQUES DU SOL	65
II.2.5. ETM DU SOL	73
II.2.6. PRODUCTIONS ET EXPORTATION DES ETM PAR LES CULTURES IRRIGUEES PAR LES EAUX USEES....	75
CONCLUSION	79

CHAPITRE III

REPONSE DE L'ORGE (*HORDEUM VULGARE L.*) VARIETE JAIDOR ET L'AVOINE (*AVENA SATIVA L.*) VARIETE AVON AUX APPORTS D'EAU USEE ET DE BOUE RESIDUAIRE

RESUME	80
SUMMARY	81
INTRODUCTION	82
III.1. MATERIEL ET METHODES	83
III.2. RESULTATS ET DISCUSSION	85
III.2.1. Réponse de la végétation aux apports de boue résiduaire	85
III.2.2. Réponse de la végétation aux apports d'eaux usées	89
CONCLUSION	93

CHAPITRE IV

REPONSE DU BLE DUR (*TRITICUM DURUM* DESF.) VARIETE ACSAD 1107 AUX APPORTS DE BOUE RESIDUAIRE SOUS CLIMAT SEMI-ARIDE

RESUME	94
SUMMARY	94
INTRODUCTION	95
IV.1. MATERIEL ET METHODES	95
IV.2. RESULTATS ET DISCUSSION	98
CONCLUSION	103
SYNTHESE	104
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	106
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	109
ANNEXES	

LISTE DES FIGURES

Figure I.1. Classification des métaux lourds en fonction de leur risque et de leur intérêt agronomique	5
Fig. I.2. Principaux lieux de réutilisation des eaux usées dans le monde (Ecosse, 2001)	16
Figure II.1. Localisation des stations d'étude	30
Figure II.2. Schéma des sites de prélèvement.....	31
Figure II.3. Variation spatio-temporelle de la température des effluents de l'oued El Gourzi	35
Figure II.4. Variation spatio-temporelle du pH des effluents de l'oued El Gourzi	36
Figure II.5. Variation spatio-temporelle de l'alcalinité des effluents de l'oued El Gourzi.....	38
Figure II.6. Variation spatio-temporelle de la conductivité des effluents de l'oued El Gourzi.....	40
Figure II.7. Variation spatio-temporelle de la salinité des effluents de l'oued El Gourzi	41
Figure II.8. Variation spatio-temporelle des chlorures des effluents de l'oued El Gourzi	42
Figure II.9. Variation spatio-temporelle des MES et turbidité des effluents de l'oued El Gourzi	41
Figure II.10. Variation spatiale de la DBO, DCO et MO des effluents de l'oued El Gourzi.....	46
Figure II.11. Variation spatio-temporelle de l'O ₂ dissous des effluents de l'oued El Gourzi.....	47
Figure II.12. Variation spatio-temporelle du %O ₂ saturation des effluents de l'oued El Gourzi	48
Figure II.13. Variation spatio-temporelle des nitrates (NO ₃) des effluents de l'oued El Gourzi	51
Figure II.14. Variation spatio-temporelle de l'ammonium (NH ₄) des effluents de l'oued El Gourzi	52
Figure II.15. Variation spatio-temporelle des (PO ₄) des effluents de l'oued El Gourzi	51
Figure II.16. Distribution des variables physico chimiques sur les plans formés par les axes 1et 2.	58
Figure II.17. Représentation graphique des stations de prélèvement sur les axes F1xF2	59
Figure II.18. Variation spatiale des ETM, le Mn, le Cu, le Zn et le Fe des effluents de l'oued El Gourzi	61
Figure II.19. Variation spatiale des pathogènes dans les effluents de l'oued El Gourzi	65
Figure II.20. Variation du pH du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi	67
Figure II.21. Variation de la conductivité du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi	68
Figure II.22. Variation du carbone du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi	70
Figure II.23. Variation de la matière organique du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi.....	70
Figure II.24. Variation de l'azote du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi	71
Figure II.25. Variation du phosphore du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi	72
Figure II.26. Variation du potassium du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi	72
Figure II.27. Variation des éléments Mn et Fe du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi.....	72
Figure II.28. Variation des éléments Zn et Cu du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi	74
Figure II.39. Variation des rendements des cultures expérimentées sous irrigation d'eau douce et des effluents de l'oued El Gourzi	77
Figure II.27. Variation de la teneur des ETM dans les cultures expérimentales sous irrigation d'eau douce et des effluents de l'Oued El Gourzi	77
Figure III.1. Comparaison des variables mesurées des variétés Jaidor et Avon	87
Figure III.2. Effet des apports de boue résiduaire sur les variables mesurées	87
Figure III.3. Comparaison des variables mesurées des variétés Jaidor et Avon	88
Figure III.4. Effet des apports d'eau usée sur les variables mesurées	88
Figure IV.1. Variations des valeurs moyennes des précipitations et températures au site expérimental de l'ITGC pendant la période d'étude 2002/03	96
Figure IV.2. Contribution de l'amendement (N+Boue) à l'augmentation relative des moyennes des variables mesurées comparativement à celles du témoin	100
Figure IV.3. Augmentation relative des moyennes des variables mesurées sous l'effet des boues résiduaire comparativement à l'effet de la fertilisation N	101

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1. Recommandations microbiologiques de l’OMS pour le traitement des eaux usées destinées à l’irrigation (Blumenthal, 2000)	10
Tableau I.2. Recommandations de l’USEPA concernant la réutilisation des eaux usées	12
Tableau I.3. Directives pour l’interprétation de la qualité d’une eau d’irrigation d’après la FAO (Ayers and Westcot, 1994)	13
Tableau I.4. Concentrations maximales d’éléments à l’état de trace recommandées pour les eaux d’irrigation (Ayers and Westcot, 1994)	14
Tableau I.5. Répartition volumes d’eaux usées rejetées par type d’agglomérations	21
Tableau I.6. Besoins, affectation des ressources en eau d’irrigation et part de la réutilisation des eaux usées à l’horizon 2013 dans les différentes régions	21
Tableau II.1. Variations des précipitations et des températures moyennes mensuelles de la zone au cours de la période d’étude (Jan - Juin 2006)	34
Tableau II.2. Paramètres de qualité des eaux d’irrigation de l’Oued El Gourzi au cours des périodes de haut débit et d’été	56
Tableau II.3. Résultats d’interprétation des diagrammes de Richards et Wilcox	56
Tableau II.4. Carrés moyens des écarts de l’analyse de la variance des variables du sol	56
Tableau III.1. Caractéristiques physico-chimiques du sol utilisé en expérimentation.....	85
Tableau III.2. Squelette de l’analyse de la variance des variables mesurées par expérimentation	85
Tableau III.3. Carrés moyens de l’analyse de la variance des variables mesurées sur la réponse de la végétation aux apports de boue résiduaire	86
Tableau III.4. Interaction variété x boue résiduaire	88
Tableau III.5. Carrés moyens de l’analyse de la variance des variables mesurées sur la réponse de la végétation aux apports d’eau usée	89
Tableau III.5. Interaction variété x eau usée	91
Tableau IV.1. Caractéristiques physicochimiques moyennes du sol utilisé dans l’expérimentation (Station Expérimentale de l’ITGC, Sétif, Algérie)	97
Tableau IV.2. Caractéristiques des boues résiduaires utilisées prises de la station d’épuration des eaux usées sise à Ain Sfiha, Sétif (Station d’épuration des eaux usées d’Ain Sfiha)	97
Tableau IV.3. Carrés moyens de l’analyse de la variance des variables mesurées	99
Tableau IV.4. Moyennes des différents traitements étudiés	99

LISTE DES ABREVIATIONS

ADE : Algérienne des Eaux
BITUM : Unité de production de goudron
CNES : Conseil National d'Economie et Social
COTITEX : Complexe textile
CSD : Centre de stockage et de distribution d'hydrocarbure
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
DEW Batna : Direction de l'Environnement de la Wilaya de Batna
ENBAG : Production de bouteilles de gaz
ENIPEC : Société de transformation des peaux brutes en cuir
EPA/USEPA : US Environmental Protection Agency
FAO : Food and Agriculture Organization (Organisation Mondiale de l'Alimentation et de l'Agriculture)
JO : Journal officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire
LANDJASSA : Tannerie privée
MEAT : Ministère de l'Équipement et de l'Aménagement du Territoire
MENA : Middle East and North Africa (Moyen Orient et Afrique du Nord)
MRE : Ministère des Ressources en Eau
MATET : Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme
NRC : US National Research Council ONA : Office National de l'Assainissement
ORAVIE : Abattoir avicole et viande rouge
ORELAIT : Production de lait et ses dérivés
PMH : Petite et Moyenne Hydraulique
SABA et TUDOR : Production de batteries pour véhicules
UE : Union Européenne
UNESCO : Organisation des Nations Unies pour l'Enfance et la Culture
USAID : United States Agency of International Development
WHO (OMS): World Health Organization (Organisation des Nations Unies de la Santé)

**INTRODUCTION
GENERALE**

L'Algérie est un pays au climat essentiellement aride à semi-aride, où les précipitations sont faibles et irrégulières, et les ressources en eau sont très limitées (MRE, 2001). La croissance démographique, la fréquence d'apparition des épisodes de sécheresse, la croissance économique ont entraîné l'augmentation des besoins en eau et une pression accrue sur les ressources en eau conventionnelles (MRE, 2001). En effet, pour une population estimée à 35 millions d'habitants, les ressources renouvelables en eau sont de l'ordre de 550 m³/an par habitant (Medkour, 2002; Lehtihet, 2005). Ce chiffre est loin d'être comparable à la moyenne de certains pays du Moyen Orient et de l'Afrique du Nord (MENA) qui est de 1250 m³ et à la moyenne mondiale de 7500 m³ (Faruqi, 2003). Selon les normes mondiales, où le seuil critique de rareté de l'eau se situe à 1000 m³/an/habitant, l'Algérie est un pays pauvre en eau (Saghir et al., 2000 ; Tamrabet et al., 2002a). Cette situation est à l'origine de la recherche d'autres ressources non conventionnelles comme les eaux usées traitées.

En Algérie, peu d'importance est accordée aux services d'assainissement comparés aux services d'approvisionnement en eau potable, et encore moins à l'épuration des eaux usées (Hartani, 1998). En effet, la plupart des villes se construisent sans plans rigoureux d'assainissement, ceci rend complexe la recherche de solution à ce genre de problèmes. Devant une situation hydrique largement déficitaire, l'accroissement de la demande sur les produits agricoles incite à l'irrigation directe à partir des eaux usées brutes, quoique interdite par la réglementation. En effet, elle est considérée par les agriculteurs comme une ressource en eau régulière, abondante, riche en éléments fertilisants et gratuite.

La réutilisation des eaux usées épurées est pratiquée essentiellement par les agriculteurs, soit directement (13%) à partir des stations d'épuration ou indirectement (87%) à partir des oueds alimentant les barrages (Lehtihet, 2005). Selon Hartani (1998), 8% des terres irriguées reçoivent des eaux usées non traitées. Diverses cultures sont concernées par cette réutilisation : cultures fourragères, maraîchères, céréales et arboriculture). L'irrigation des cultures maraîchères à l'eau usée brute est interdite en Algérie (Code des Eaux, 1997). Cependant, on constate que l'interdiction n'est pas respectée, la pratique d'irrigation n'est pas faite dans des conditions convenables; soumettant ainsi le consommateur des produits agricoles et l'agriculteur à des risques de contaminations chimiques et microbiologiques considérables (Medkour, 2002; Lehtihet, 2005).

Les effluents urbains sont riches en microorganismes pathogènes qui peuvent facilement nuire à la santé publique. En plus des éléments nutritifs favorables aux plantes, les eaux usées véhiculent également des éléments nocifs qui peuvent engendrer la baisse des rendements et de la qualité des produits. Ces éléments s'accumulent excessivement dans le sol, chargent les eaux de surface et souterraines provoquant la dégradation de leur qualité. Une fois traitée, la réutilisation de l'eau usée devient un instrument de préservation de la ressource et un moyen de réduction de la pollution résiduelle engendrée par les activités d'assainissement (OMS, 1989). Les boues résiduaires issues du traitement ont une valeur importante dans les domaines de l'amendement des sols et de la nutrition des cultures (Tamrabet et al., 2003b; Antolin et al., 2005; Goléa et al., 2007).

C'est dans ce contexte de valorisation de cette ressource hydrique non négligeable que s'inscrit ce

projet de recherche axé essentiellement sur l'impact de la réutilisation des eaux usées en agriculture. L'étude porte sur la caractérisation des eaux de l'Oued El Gourzi, et sur leurs effets sur le milieu récepteur (sol et plante). Ces effets sont mesurés dans le temps et l'espace. Cette approche quantitative est suivie de l'étude des relations sol-plante concernant l'utilisation des eaux usées et des boues résiduaires.

La thèse comporte cinq chapitres. Le chapitre I est une revue de la littérature sur la problématique du thème traité. Il s'agit d'une synthèse de connaissances sur les expériences de la réutilisation agricole des eaux usées brutes et épurées dans le monde et en Algérie. Le chapitre II traite de l'évaluation spatiotemporelle des effluents d'oued El Gourzi (Batna, nord est d'Algérie), leur aptitude à l'irrigation et de leur impact sur le sol et la qualité de quelques cultures maraîchères et fourragères. Le chapitre III traite de la réponse des graminées fourragères aux apports d'eau usée et de boue résiduaire (une expérimentation en pots de végétation). Le chapitre IV traite de la réponse du blé dur aux apports de boue résiduaire sous climat semi-aride (expérimentation de plein champ). Enfin la conclusion rassemble les principaux résultats de ce travail et une perspective des travaux futurs.

Chapitre I

REUTILISATION DES EAUX USEES

EPUREES EN AGRICULTURE :

Synthèse bibliographique

INTRODUCTION

L'eau est une ressource naturelle très limitée dans les régions semi-arides. Elle est très demandée. Elle est nécessaire à toutes activités socio-économiques. Certaines activités sont plus exigeantes en eau et d'autres plus prioritaires, mais le plus souvent l'eau utilisée est dégradée et polluée. Les rejets issus des utilisations domestiques et industrielles de l'eau peuvent contenir de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de nombreux micro-organismes pathogéniques, menacent la qualité de l'environnement dans son ensemble. Cependant si l'eau est préalablement traitée, elle trouve d'autres utilisations surtout dans le domaine agricole, où elle vient valoriser l'itinéraire technique mis en application pour produire plus (Tamrabet et *al.*, 2003a).

I.1. RISQUES LIES A LA REUTILISATION DES EAUX USEES EPUREES

I.1.1. LE RISQUE MICROBIOLOGIQUE

Les risques liés à la réutilisation des eaux usées en agriculture sont multiples et de nature microbiologique, chimique ou environnementale. La plus grande préoccupation associée à la réutilisation des eaux usées, même traitées, est la transmission potentielle de maladies infectieuses, essentiellement, les pathogènes entériques. Plusieurs pathogènes potentiellement présents dans les eaux usées brutes sont rapportés et décrits dans la littérature (OMS, 1989; NRC, 1996; NRC, 1998; Blumenthal et *al.*, 2000; Carr et *al.*, 2004; NRC, 2004; Radcliffe, 2004; USEPA, 2004). Les fèces des personnes et des animaux infectés représentent la source principale des pathogènes présents dans les eaux usées. De ce fait et selon Crook et *al.*, (2005), la nature et la concentration des microorganismes pathogènes des eaux usées dépendent de la santé des populations sources.

Il est prouvé depuis longtemps que les microorganismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh et *al.*, 1999). Ils vivent donc à la surface des plantes et sur le sol où le microclimat leur est favorable. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998). La contamination a lieu pendant la croissance des plantes ou à la récolte. Des contaminations fécales par l'intermédiaire de produits végétaux irrigués avec des eaux usées brutes ont été mises en évidence. Froese (1998) rapporte une corrélation entre une épidémie de la cyclosporiose (*Cyclospora cayentanensis*) et la consommation des framboises importées contaminées. Devaux (1999) recense quatre études traitant des risques posés par la consommation des végétaux irrigués par les eaux usées brutes. Des infections parasitaires dues aux ascaris, aux trichocéphales et aux bactéries ont été observées chez les consommateurs des produits végétaux infectés. Le risque de contamination est élevé dans le cas de la réutilisation des eaux usées brutes comparativement à l'utilisation des eaux usées traitées (Devaux, 1999).

Le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque. Ainsi, l'irrigation gravitaire affecte la qualité des eaux souterraines et de surface. Des contaminations directes ont lieu lors de la

maintenance du système d'irrigation. L'irrigation par aspersion crée des aérosols contaminants. Afin de limiter l'impact sanitaire de la réutilisation d'eaux usées pour irriguer des plantes destinées à la consommation humaine, les modes d'arrosage localisés sont recommandés (Masséna, 2001; FAO, 2003). L'irrigation localisée consiste à arroser les plantes une par une, avec le système goutte à goutte. Elle réduit les risques de contamination microbiologique (Masséna, 2001). Le système goutte à goutte expose le moins les professionnels et les consommateurs. Les risques sont possibles pendant la maintenance des goutteurs qui se bouchent fréquemment à cause des matières en suspension dans l'eau (Asano, 1998).

Cauchi (1996) cite les différentes populations humaines exposées à une pathologie associée à l'utilisation agricole d'effluents bruts ou traités. Le risque, pour les consommateurs de légumes crus, est plus élevé pour les helminthes et moindre pour les bactéries. Pour les consommateurs de viande bovine insuffisamment cuite, la contamination par le ver solitaire (*Taenia*) est possible car les bovins sont des hôtes intermédiaires. Pour les travailleurs agricoles, le risque est plus élevé pour les helminthes. Dans le laboratoire, l'exposition aux entérovirus est plus élevée. Cauchi (1996) mentionne que les helminthes intestinaux représentent le risque principal (ascaris, trichocéphales, ankylostomes), à un moindre degré, les affections bactériennes (choléra et shigellose), et enfin de façon très limitée, les virus. Devaux (1999) rapporte que les travailleurs agricoles sont plus exposés aux risques de contamination, quoique l'adaptation immunitaire aux bactéries et aux virus semble exister.

I.1.2. LE RISQUE CHIMIQUE

Il est lié aux éléments traces. La seule voie de contamination préoccupante pour les éléments traces est la consommation des plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent (Boumont, 2004). L'accumulation des micro-polluants dans les plantes est plus problématique, quoique certains de ces micropolluants soient d'intérêt en tant que facteurs de croissance des végétaux. Le compromis entre le risque sanitaire et l'intérêt agronomique doit être trouvé.

Les métaux lourds sont classés, selon qu'ils sont ou non indispensables au développement des végétaux, et qu'ils posent ou non des problèmes sanitaires (Figure I.1). Le manganèse (Mn) et le fer (Fe) sont tous deux indispensables au bon développement des végétaux, et leur utilisation en agriculture ne pose pas de problèmes pour la santé humaine. Ils sont naturellement présents en forte proportion dans le sol. Les métaux suivants ne sont pas indispensables pour les végétaux, mais ils ne présentent pas de danger pour l'utilisation agricole. Le plomb (Pb) est fixé au sol et par conséquent ne pénètre pas dans les plantes. Le sélénium (Se), l'étain (Sn) et le mercure (Hg) sont présents à de très faibles teneurs dans les eaux épurées pour poser des problèmes sanitaires. Le chrome (Cr), sous forme ionique (Cr^{3+}), est peu toxique et n'est pas absorbé par les végétaux. L'Aluminium (Al) est déjà présent naturellement dans les sols en forte proportion.

Figure 4. Classification des métaux en fonction de leur dangerosité et de leur intérêt agronomique

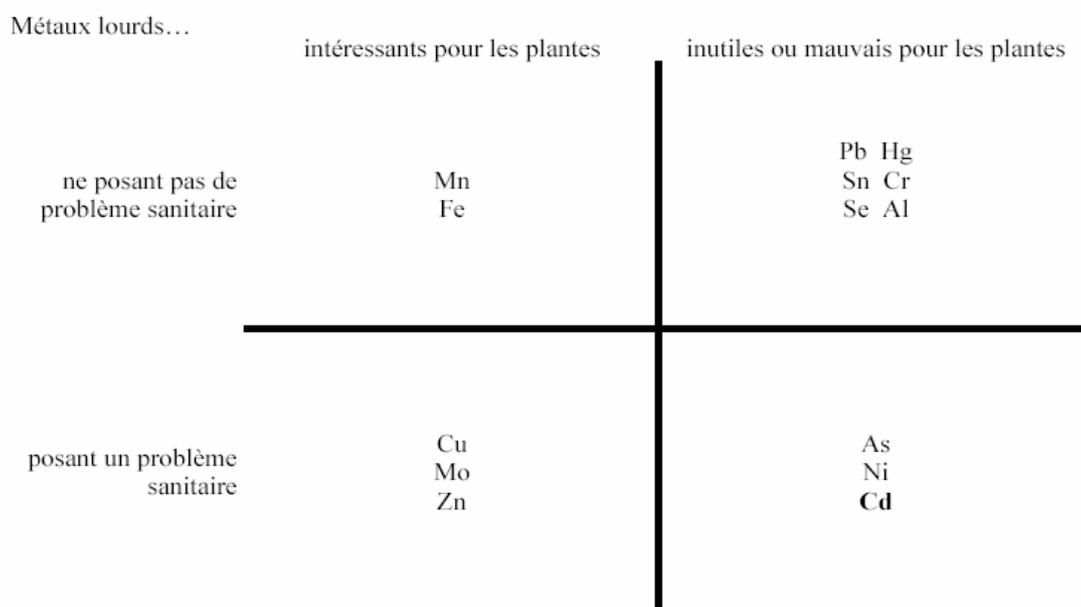


Figure I.1. Classification des métaux lourds en fonction des risques et de l'intérêt agronomique

Les métaux lourds indispensables pour les végétaux, mais dont l'utilisation en agriculture pose des problèmes sont le cuivre, le molybdène et le zinc. Le cuivre est toxique pour les animaux d'élevage. Le seuil de phytotoxicité est atteint avant celui de zootoxicité (Baumont et al., 2004). Le molybdène n'est pas phytotoxique, mais qui pose des problèmes sanitaires pour le bétail. Le zinc est peu toxique, mais s'accumule très facilement dans les tissus végétaux (Boswell, 1989).

Les métaux lourds non indispensables au développement des végétaux, et qui sont dangereux d'un point de vue sanitaire sont l'arsenic, le nickel, et le Cadmium. Le nickel est peu toxique, mais il s'accumule facilement dans les tissus végétaux. Le cadmium est le polluant non organique le plus préoccupant. Il est parfois présent à des concentrations importantes dans les eaux usées et il est très mobile dans le sol. Il s'accumule dans les plantes à de fortes concentrations engendrant la phytotoxicité (Gupta et al., 2007). Il peut s'accumuler dans l'organisme et provoquer de graves intoxications (Yang et al., 2008). L'OMS (1997) préconise un apport alimentaire moyen de 0.057 à 0.071 mg/j/individu. La FAO (1999) fixe comme un taux maximal dans les aliments de 0.1 mg/kg pour les légumes et 0.05 mg/kg pour les céréales et leurs dérivés.

Le risque posé par les métaux lourds dépend, donc, de leur toxicité potentielle et du niveau d'exposition. Par ailleurs, certains métaux sont indispensables pour la croissance des végétaux. Ils s'éliminent facilement par les traitements physiques (décantation) et sont récupérés dans les boues (ADEME, 2000). De ce fait, il semble que la concentration de la majorité des métaux lourds dans les eaux usées épurées domestiques est trop faible pour poser un réel problème sanitaire, quelque soit la

réutilisation envisagée.

Le risque posé par les effets à long terme des micropolluants organiques est encore très peu étudié ainsi que celui d'apparition de nouvelles substances toxiques (Garban et *al.*, 2003). L'existence de tels risques potentiels ne conduit, cependant, pas à une interdiction de l'utilisation d'eaux usées épurées pour l'irrigation (Jiries et *al.*, 2002). La plupart des éléments traces sont peu solubles, et le traitement des eaux usées par décantation les élimine efficacement. On les retrouve plutôt dans les boues que dans les eaux usées épurées (Cauchi, 1996). Les concentrations infimes dans les effluents d'origine urbaine et leur absorption limitée par les végétaux réduisent le risque sanitaire dans le cas d'une réutilisation agricole (Cauchi, 1996 ; Faby, 1997). Le problème des pesticides et des métaux lourds est plus préoccupant dans le cas le recyclage des boues (Miquel, 2003).

I.1.3. LE RISQUE ENVIRONNEMENTAL

Il réside dans la dégradation de la qualité des sols, des eaux souterraines et de surface (Pascual et *al.*, 2004; Liu et *al.*, 2005; Tijani, 2008). Les sols qui ont une bonne capacité de rétention assurent une bonne assimilation par les plantes et un étalement de la pollution dans le temps. La capacité d'épuration des sols est assurée par la fixation des substances polluantes (adsorption, précipitation), par la transformation des molécules organiques par des micro-organismes et par l'exportation par les végétaux. Les sols ayant une perméabilité interstitielle (gravier, sable) permettent une bonne épuration à l'inverse des sols fissurés (calcaire, dolomies, granit, etc.). Les nappes libres sont les plus exposées à la contamination, non seulement parce qu'elles ne bénéficient pas d'une protection naturelle vers la surface, mais encore parce qu'elles sont en général peu profondes. Les nappes captives sont plus protégées mais peuvent être éventuellement contaminées par des forages ou un autre aquifère pollué. La réutilisation des eaux usées épurées peut donc être remise en cause dans des zones qui cumulent ces facteurs de risque.

Les bactéries, les protozoaires et les helminthes sont très rapidement éliminés, par les phénomènes d'adsorption et de compétition trophiques selon les mêmes processus des traitements par percolation/infiltration. Seuls les virus posent des problèmes. Asano (1998) mentionne qu'au-delà de 3 m de profondeur, la quasi-totalité des virus est éliminée. D'après le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF, 1999), les nitrates et les dérivés halogénés sont les plus préoccupants, parce qu'ils migrent en profondeur. Les eaux provenant de puits de moins de 30 m de profondeur sont plus polluées par l'azote que les eaux plus profondes (Froese, 1998). Les rejets directs d'eaux épurées posent des problèmes d'eutrophisation des cours d'eau, de qualité de l'eau destinée à la production d'eau potable et de contamination microbiologique des zones de conchyliculture. C'est pourquoi une réutilisation des eaux usées épurées est quasiment toujours préférable à un rejet direct dans le milieu.

I.2. TRAITEMENT DES EAUX USEES

Le traitement de l'eau usée a pour objectif de réduire du niveau de contamination en métaux lourds et en micro-organismes pour la rendre plus utilisable en agriculture. Différentes méthodes sont utilisées telles que la méthode des boues activées, l'utilisation des algues fixatrices pour éliminer certains métaux lourds, méthodes de stockage et traitement suivies d'utilisation directe ou d'épandage dans la nature (Ovie et al., 1990). Le traitement tertiaire des eaux usées épurées s'avère souvent nécessaire afin d'améliorer la qualité et de permettre une réutilisation moins restreinte. Le traitement réalisé par filtration sur colonne de sable, montre que plus la couche de sable est importante, meilleur est le rendement qualitatif consécutif à plus grande élimination des matières en suspension (Ripert et al. 1990).

Un lent débit de 6 l/h permet une meilleure filtration qu'un débit rapide de 9 l/h. La qualité du sable est aussi importante puisque de meilleurs résultats sont obtenus avec un sable de 2 μm de \emptyset (Ripert et al. 1990). Xanthoulis et Kayamanidou (1998) mentionnent que la chloration a un effet négatif sur la qualité de la filtration, parce que les germes responsables du colmatage biologique sont éliminés. Xanthoulis et Kayamanidou (1998) mentionnent que les résultats obtenus lors des différents essais de stockage d'effluents secondaires en bassins indiquent que la décontamination naturelle de ces effluents est plus rapide lorsque la profondeur des bassins est plus faible. Pour une température des eaux dans la plage des 23 à 28°C, un abattement des coliformes fécaux de 3 U. log est réalisé en trois jours lorsque la profondeur du bassin est inférieure à 1,5 m. Pour des profondeurs plus importantes de 4 m et plus, 7 à 10 jours de stockage sont nécessaires pour réaliser le même abattement. Après 15 jours de stockage, les eaux usées traitées présentent une qualité bactériologique stable et équivalente à celle des eaux de nappe. Un stockage plus prolongé, variant de 2 à 5 mois, ne semble pas avoir d'incidence sur la qualité des eaux traitées (Xanthoulis et Kayamanidou, 1998).

La cinétique de fixation des métaux lourds par les micro algues produites dans un chenal algal, montre que les algues de types *Micractinium* et *Chlorella* prédominent, et se distinguent par de grandes capacités de fixation des métaux lourds (Ovie et al., 1990). L'analyse économique comparative indique que la production algale pour traiter les eaux usées est peu économique, actuellement, suite au fait que les charges sont supérieures à la taxe fixée pour la décharge des eaux usées non traitées (Ovie et al., 1990). La production des algues peut être cependant mieux valorisée par la production des colorants, la production du bio méthane, celle des engrais et des protéines pour l'alimentation animale, ce qui pourrait rendre cette technique plus rentable (Ramamoorthy et Sulochana, 1989 ; Ovie et al., 1990; Anonyme, 2001).

I.3. VALORISATION DES EAUX USEES

L'utilisation des eaux usées résiduelles domestiques pour la production agricole constitue à priori une démarche séduisante à plusieurs titres. Elle permet en effet, de valoriser l'eau et les matières fertilisantes qu'elle contient au lieu de les rejeter. Elle permet également, dans certains cas, d'éviter la création d'une station de traitement. Elle contribue aussi, à sauvegarder la ressource en eau, lorsque celle-ci est limitée. Comme elle peut aussi entraîner certains risques notamment les dangers

pour la santé publique, la percolation des nitrates vers les nappes souterraines et l'entraînement des charges polluantes, voire toxiques, par ruissellement (Ripert *et al.* 1990).

L'épuration des eaux au moindre coût est réalisée par déversement des quantités importantes d'eaux usées sur des surfaces aussi réduites que possible. L'épandage s'effectue sur des couverts végétaux, en milieu humide ou tout au moins tolérant les excès d'eau, par exemple épandage sous peuplier, et sur fétuque. La valorisation des eaux résiduaires est conduite en, déversant des doses ajustées pour couvrir les besoins du couvert végétal, sur de larges superficies lorsque les quantités d'eau sont importantes (Ovie *et al.*, 1990). Des fois, il est nécessaire d'utiliser les deux dispositifs à la fois. L'épuration des eaux préalablement à leur épandage est constituée des opérations de dégraisse et de dessable, suivi d'une décantation primaire et d'une décantation complémentaire associée à une oxygénation en bassin de stockage, puis l'épuration proprement dite qui s'achève par une filtration du produit fini (Ripert *et al.* 1990).

Les eaux résiduaires sont une source potentielle de matière organique utilisable sur les sols agricoles. Elles contiennent aussi des macroéléments (N, P, K et Ca) et des micro-éléments (Zn, Cu et Mn) essentiels pour la croissance des plantes. Cependant l'utilisation des eaux usées pose aussi des problèmes dont entre autres des odeurs excessives, risques de maladies pathogènes pour l'homme, des effets indésirables sur les propriétés physiques des sols et la nécessité de prévoir des équipements lourds et spécialisés pour le stockage et l'utilisation des eaux ou leur compostage (Ovie *et al.*, 1990). Tester *et al.* (1982) conduisent une expérimentation pour étudier l'apport azoté utilisable par la fétuque élevée irriguée avec des eaux usées. Ils notent que l'amendement du sol avec les boues des eaux résiduaires améliore la nutrition azotée de la fétuque, comme elle stimule la croissance racinaire en comparaison avec un sol non amendé. Le rendement fourrager était plus élevé chez les plantes traitées avec les eaux résiduaires que celles non traitées.

Les résultats des travaux conduits sous climat tempéré montrent que l'irrigation avec les eaux usées contribue à l'amélioration des rendements au même titre que celle avec les eaux potables. Elle améliore l'utilisation de l'azote et limite son infiltration sous forme de nitrate. L'utilisation des eaux usées en production de la carotte semble liée à l'infestation de la culture de la carotte par le *sclérotinia*, dont le développement est favorisé par l'humidité constante au niveau du collet (Honinx, 2003). Les études économiques montrent que les eaux usées valorisent très bien les cultures maraîchères, car ces cultures à cycle court supportent mal le stress hydrique. Elles engendrent une meilleure efficacité de l'eau consommée comparativement à ce qui est noté avec les eaux potables ou de nappe. Des essais d'irrigation des cultures maraîchères par les différents effluents secondaires décontaminés en bassin ont montré que quel que soit le type de produit récolté (racine, fruit se développant en contact du sol ou fruit se développant en hauteur du sol) sa qualité sanitaire est équivalente à celle des produits obtenus sous irrigation avec les eaux de nappe (Xanthoulis *et al.* 1998).

Toutefois la qualité des eaux usées traitées présente des risques de salinisation surtout pour les sols

à textures lourdes. Les risques de contamination de la nappe par les nitrates sont à craindre sur les sols à texture légère (Xanthoulis et *al.*, 1998). L'étude comparative de l'irrigation avec de l'eau de puits et l'eau usée traitée, associée à la fertilisation azotée, des cultures d'aubergine et de sorgho aboutit à des résultats intéressants. Les rendements d'aubergine irriguée avec l'eau usée sans fertilisation azotée donne des rendements 10% plus élevés que ceux obtenus sous irrigation à l'eau de puits et un apport de 150 unités d'azote (Xanthoulis et *al.* 1998). De même sur sorgho, l'eau usée sans azote donne des rendements équivalents à ceux obtenus avec l'irrigation à l'eau de puits plus un apport de 150 unités d'azote. L'apport de l'azote sous irrigation avec les eaux usées n'est par contre pas valorisé par des excédents de rendement, vue que les différences ne sont pas significatives (Xanthoulis et *al.* 1998).

Les résultats des essais menés sur cultures forestières ont montré que l'irrigation localisée avec des eaux usées épurées permet une croissance et un développement plus rapide des différentes essences. Les eaux usées peuvent être utilisées sans danger pour l'irrigation de plants destinés à la re-forestation et à la production de biomasse (Xanthoulis et *al.*, 1998). L'utilisation des eaux usées en irrigation n'apporte aucune différence significative au niveau du sol en ce qui concerne le pH, le phosphore, l'ammoniaque, les nitrates, le calcium et les métaux lourds. Il y a souvent, par contre, une augmentation de la teneur en potassium, en oligo-éléments, de la salinité, et une amélioration de la qualité physique des sols (Xanthoulis et *al.*, 1998).

I.4. LA REGLEMENTATION

L'élimination des risques microbiologiques et chimiques est le principal objectif du traitement des eaux usées destinées à être réutilisées. Afin de garantir la protection de la santé publique, il est indispensable de mettre en place des normes et des réglementations strictes et adaptées à la spécificité des différentes cultures.

I.4.1. RECOMMANDATIONS DE L'OMS

L'OMS (1989) édite le 'Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture'. Ces réglementations sont révisées en 2000 et en 2005 et intègrent d'autres résultats épidémiologiques et chimiques (Tableau I.1) (Blumenthal, 2000 ; Lazarova et Brissaud, 2005). Pour établir des nouvelles normes épidémiologiques, Blumenthal et *al.* (2000a) utilisent, d'une part, des études épidémiologiques empiriques complétées par des études microbiologiques concernant la transmission des germes pathogènes, et d'autres part, une évaluation quantitative du risque basée sur un modèle applicable aux germes pathogènes choisis. Cette approche a permis d'apporter des modifications à la norme «œufs d'helminthes » qui est passée de 1 à 0.1 œuf/l (Blumenthal et *al.*, 2000a; Baumont, 2004). Les normes d'usage agricole concernent uniquement les quantités de microorganismes. Les protozoaires ne sont pas inclus directement car il est considéré qu'ils sont éliminés en même proportion que les helminthes. Les virus ne sont pas considérés non plus, leur présence étant difficile à détecter lors des contrôles de routine (Baumont, 2004). Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont donc adaptées aux pays en voie de développement. Il semble cependant nécessaire de compléter

les normes microbiologiques de l'OMS, notamment de leur joindre des normes chimiques.

Tableau I.1. Recommandations microbiologiques de l'OMS pour le traitement des eaux usées destinées à l'irrigation (Blumenthal, 2000)

Catégorie	Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux (nombre d'œufs par litre – moyenne arithmétique)*	Colliformes intestinaux (nombre par 100 ml – moyenne géométrique)*	Procédé de traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique voulue
A	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, des terrains de sport, des jardins publics ^d	Ouvriers agricoles, consommateurs, public	≤ 1	≤ 1000	Une série de bassins de stabilisation conçus de manière à obtenir la qualité microbiologique voulue ou tout autre procédé de traitement équivalent
B	Irrigation des cultures céréalières, industrielles et fourragères, des pâturages et des plantations d'arbres	Ouvriers agricoles	≤ 1	Aucune norme n'est recommandée	Rétention en bassins de stabilisation pendant 8–10 jours ou tout autre procédé d'élimination des helminthes et des coliformes intestinaux
C	Irrigation localisée des cultures de la catégorie B, si les ouvriers agricoles et le public ne sont pas exposés	Néant	Sans objet	Sans objet	Traitement préalable en fonction de la technique d'irrigation, mais au moins sédimentation primaire

* Dans certains cas, il faut tenir compte des conditions locales épidémiologiques, socio-culturelles et environnementales et modifier les directives en conséquence.

^a Espèces *Ascaris* et *Trichuris* et ankylostomes.

^b Pendant la période d'irrigation.

^c Une directive plus stricte (≤ 200 coliformes intestinaux par 100 ml) est justifiée pour les pelouses avec lesquelles le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels.

^d Dans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit cesser deux semaines avant la cueillette et les fruits tombés ne doivent jamais être ramassés. Il faut éviter l'irrigation par aspersion.

I.4.2. RECOMMANDATIONS DE L'USEPA

L'USEPA (United States Environmental Protection Agency, 1992) a publié, en collaboration avec l'USAID (United States Agency of International Development), des recommandations sur la réutilisation des eaux usées traitées, (Tableau I.2). Contrairement à l'OMS, ces normes ne sont pas basées sur des études épidémiologiques et une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les

eaux réutilisées. Les normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes. Dans les normes de l'USEPA, plusieurs paramètres sont pris en compte : le pH, la DBO, la turbidité ou les MES et microbiologiquement seul les coliformes fécaux permet de juger la qualité de l'eau. Dans leur étude de comparaison du coût et de l'efficacité des normes de l'OMS et de l'USEPA dans le cas de l'irrigation de légumes consommés crus et irrigués par des eaux usées épurées, Shuval et al. (1997) ont constaté qu'en suivant les recommandations de l'USEPA, un seul cas d'infection à l'hépatite A a été évité, en revanche, le coût supplémentaire pour éviter ce cas d'infection est élevé à 35 000 000 US\$.

I.4.3. DIRECTIVES DE LA FAO

La FAO établit en 1974 des directives concernant la qualité physicochimique et d'éléments traces métalliques de l'eau d'irrigation dans lesquelles l'accent était mis sur l'influence à long terme de la qualité de l'eau, sur la production agricole, sur les conditions du sol et les techniques culturales (Ayers et Westcot, 1988). Ces directives générales sont présentées dans les tableaux I.3, et I.4.

I.5. ASPECTS ECONOMIQUES ET FINANCIERS

Dans la plupart des pays, l'état prend en charge la mobilisation et la distribution de l'eau d'irrigation, tant que le secteur agricole ne peut pas encore en supporter les coûts. En effet, les périmètres irrigués par les eaux usées sont souvent pénalisés par les coûts des adductions, des stations de pompage et des réservoirs de stockage nécessaire à la gestion des eaux usées. Atiri et al., (2002) rapportent que ce coût varie 0.060 à 0.200 Dinars Tunisiens/m³, en Tunisie. La mobilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation est moins chère que l'eau des barrages (Atiri et al., 2002).

Tableau I.2. Recommandations de l'USEPA concernant la réutilisation des eaux usées

Type of Use	Reclaimed Water Quality	Treatment
Urban uses, crops eaten raw, recreational impoundments	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH = 6 – 9 ▪ ≤10 mg/L BOD ▪ ≤2 NTU^a ▪ No detectable fecal coli/100 mL^b ▪ ≥1 mg/L Cl₂ residual^c 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Secondary ▪ Filtration ▪ Disinfection
Restricted access area irrigation, processed food crops, nonfood crops, aesthetic impoundments, construction uses, industrial cooling, ^d environmental reuse	<ul style="list-style-type: none"> ▪ pH = 6 – 9 ▪ ≤30 mg/L BOD ▪ ≤30 mg/L TSS ▪ ≤200 fecal coli/100 mL^e ▪ ≥1 mg/L Cl₂ residual^c 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Secondary ▪ Disinfection
Groundwater recharge of nonpotable aquifers by spreading	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Site specific and use dependent 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Site specific and use dependent ▪ Primary (minimum)
Groundwater recharge of nonpotable aquifers by injection	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Site specific and use dependent 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Site specific and use dependent ▪ Secondary(minimum)
Groundwater recharge of potable aquifers by spreading	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Site specific ▪ Meet drinking water standards after percolation through vadose zone 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Secondary ▪ Disinfection ▪ May also need filtration & advanced wastewater treatment
Groundwater recharge of potable aquifers by injection, augmentation of surface supplies	<p>Includes the following:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ pH = 6.5 – 8.5 ▪ ≤2 NTU^a ▪ No detectable fecal coli/100 mL^b ▪ ≥1 mg/L Cl₂ residual^c ▪ ≤3 mg/L TOC ▪ ≤0.2 mg/L TOX ▪ Meet drinking water standards 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Secondary ▪ Filtration ▪ Disinfection ▪ Advanced wastewater treatment

^a Should be met prior to disinfection. Average based on a 24-hour time period. Turbidity should not exceed 5 NTU at any time.

^b Based on 7-day median value. Should not exceed 14 fecal coli/100 mL in any sample.

^c After a minimum contact time of 30 minutes.

^d Recirculating cooling towers.

^e Based on 7-day median value. Should not exceed 800 fecal coli/100 mL in any sample.

Source: Adapted from U.S. Environmental Protection Agency [2004]

Tableau I.3. Directives pour l'interprétation de la qualité d'une eau d'irrigation d'après la FAO (Ayers and Westcot, 1994)

		Restriction pour l'irrigation		
		Aucune	Légère à modérée	Forte
Salinité (influe sur l'eau disponible pour la plante)				
CEi	dS/m	<0.7	0.7-3.0	>3.0
TDS	mg/l	<450	450-2000	>2000
Infiltration (influe sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol : utiliser à la fois CEi et SAR)				
SAR = 0-3 et CEi =		>0.7	0.7-0.2	<0.2
SAR = 3-6 et CEi =		>1.2	1.3-0.3	<0.3
SAR = 6-12 et CEi =		>1.9	1.9-0.5	<0.5
SAR = 12-20 et CEi =		>2.9	2.9-1.3	<1.3
SAR = 20-40 et CEi =		>5.0	5.0-2.9	<2.9
Toxicité de certains ions (affectent les cultures sensibles)				
Sodium :				
Irrigation de surface	SAR	<3	3-9	>9
Irrigation par aspersion	méq/l	<3	>3	□
Chlore :				
Irrigation de surface	méq/l	<4	4-10	>10
Irrigation par aspersion	méq/l	<3	>3	
Bore	mg/l	<0.7	0.7-3.0	>3.0
Effets divers (affecte les cultures sensibles)				
Azote (NO ₃ -N)	mg/l	<5	5-30	>30
Bicarbonate (HCO ₃) (pour aspersion sur frondaison)	méq/l	<1.5	1.5-8.5	>8.5
pH		Zone normale : 6.5-8.4		

Tableau 1.4. Concentrations maximales d'éléments à l'état de trace recommandées pour les eaux d'irrigation (Pescod, 1992; Ayers and Westcot, 1994)

Elém	Conc.max (mg/l)	Observations
Al	5,0	Peut provoquer la stérilité des sols acides (pH <5,5), mais les sols sodiques précipiteront l'ion et élimineront la toxicité à pH > 7,0.
As	0,10	La toxicité à l'égard des plantes varie de 12mg/l pour le Sudan à 0,05 mg/l pour le riz.
Be	0,10	La toxicité vis-à-vis des cultures varie de 5mg/l pour le chou à 0,5 mg/l pour le haricot.
Cd	0,01	Toxique pour les haricots, les betteraves et les navets à de faibles concentrations (0,1 mg/l dans la solution nutritive). Des limites prudentes sont recommandées en raison des possibilités des concentrations, dans les végétaux et les sols, dangereuses pour l'homme.
Co	0,05	Toxique pour la tomate à 0,1 mg/l dans la solution nutritive.
Cr	0,10	N'est en général pas considéré comme un élément essentiel de la croissance. En raison d'un manque d'information sur ses effets toxiques, on recommande des limites prudentes.
Cu	0,20	Toxique pour un certain nombre de plantes à partir de concentrations de 0,1 à 1,0 mg/l,
F	1,0	Neutralisé par les sols à pH > 7.
Fe	5,0	Pas toxique pour les plantes dans les sols aérés, mais peut contribuer à l'acidification des sols et à la baisse de la disponibilité du phosphore et du molybdène essentiels. Peut provoquer, en aspersion "haute", des dépôts peu esthétiques sur les plantes, l'équipement et les bâtiments.
Li	2,5	Toléré par la plupart des cultures jusqu'à 5mg/l, mobile dans le sol. Toxique pour les agrumes à des concentrations faibles (<0,075 mg/l). Agit comme le bore.
Mn	0,20	Toxique pour un certain nombre de plantes, à partir de quelques dixièmes de mg/l à qqes mg/l, mais en général seulement dans les sols acides.
Mo	0,01	Non toxique pour les cultures à des concentrations normales dans le sol et l'eau. Peut être toxique pour le bétail lorsque le fourrage pousse sur des sols à forte concentration en molybdène disponible.
Ni	0,20	Toxique pour un certain nombre de plantes à partir de concentrations variant de 0,5 mg/l à 1,0 mg/l, toxicité réduite avec un pH neutre ou alcalin.
Pb	5,0	Peut inhiber la croissance des cellules végétales des concentrations élevées
Se	0,02	Toxique pour les cultures à des concentrations aussi faibles que 0,025 mg/l et toxique pour le bétail si le fourrage est cultivé sur des sols avec un niveau relativement élevé de sélénium apporté. Essentiel aux animaux mais à des concentrations très basses.
Sn	---	Exclu efficacement par les plantes; tolérance spécifique inconnue.
V	0,10	Toxique vis-à-vis de nombreux végétaux à des concentrations faibles
Zn	2,0	Toxique pour de nombreuses plantes à des concentrations très variables, toxicité réduite à pH > 6,0 et dans les sols à texture fine ou organiques.
La concentration maximale est basée sur une dose d'application d'eau correspondant à de bonnes pratiques d'irrigation (10 000 m ³ par hectare et par an). Si l'application dépasse largement cette norme, on devra diminuer en conséquence les concentrations maximales. Aucun ajustement à faire pour des dotations inférieures à 10 000 m ³ /ha/an.		

L'avantage principal pour les agriculteurs utilisateurs réside dans le fait que l'eau usée améliore les productions des cultures irriguées et limite l'utilisation d'intrants synthétiques. D'une manière générale, les avantages de la réutilisation des eaux usées par rapport aux coûts de sa mobilisation, sont les économies considérables réalisées sur la source d'eau (domestique), la valeur de la production agricole, la création d'emplois, les économies réalisées sur l'achat d'engrais et la minimisation (OMS, 1989).

I.6. ASPECTS JURIDIQUES

La santé publique et la protection de l'environnement sont les soucis principaux dans les projets de réutilisation de l'eau usée. A cet égard, des mesures de contrôle strictes à la réutilisation sont imposées (FAO, 1985; Pettygrove and Asano, 1985; OMS, 1989; Pescod, 1992; USEPA., 1992; Westcot, 1997; FAO, 2003). Les agriculteurs doivent agir dans le cadre des règlements juridiques strictes pour préserver la santé publique et l'environnement. Le respect des règlements est du ressort des institutions publiques. La plupart des pays, réutilisant les eaux usées, possèdent des législations sanitaires et environnementales qui régissent le traitement et la réutilisation des eaux usées. Ces règlements, sous formes de directives ou codes de bonnes pratiques, ont pour objet la protection de la santé des consommateurs et des ouvriers (Bazza, 2002 ; FAO, 2003).

I.7. ASPECTS SOCIO-CULTURELS

D'importants facteurs socioculturels et religieux influent sur la faisabilité et l'acceptabilité des plans de réutilisation des eaux usées (Faruqui, 2003). En Asie, l'utilisation agricole des excréments bruts est une pratique très ancienne et largement admise, de sorte qu'un traitement préalable peut paraître inutile (OMS, 1989). Dans le monde musulman, le contact avec des excréments humains est interdit par la religion (OMS, 1989; Faruqui, 2003). Pour la mise en œuvre d'un projet de réutilisation agricole des eaux usées traitées, la participation des agriculteurs est un facteur déterminant, un effort d'information et de vulgarisation est nécessaire (Ounaies et *al.*, 1992).

I.8. REUTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE DANS LE MONDE

L'utilisation des eaux usées en agriculture est une pratique très ancienne et assez répandue dans le monde entier (Arnold et Stevan, 1977 ; OMS, 1989; Asano et Lavine, 1996 ; Chang et *al.*, 2002) (Figure I.6). Elle est apparue avec l'installation d'égouts dans les agglomérations urbaines et s'est développée au cours des dernières décennies, en particulier dans les régions arides et semi arides. Ce développement s'explique principalement par le manque d'eau fraîche et par le besoin d'accroître la production agricole (Faruqui, 2003; Christopher et *al.*, 2004). Plus de 20 millions d'hectares dans 50 pays sont actuellement irrigués avec des eaux usées épurées ou brutes (Faruqui, 2003; Christopher et *al.*, 2004).

En Inde, par exemple, environ 25% des eaux usées traitées et brutes sont utilisées en irrigation agricole (Gijzen, 2000), irrigant plus de 73000 hectares (OMS, 1989) de les céréales et de maraichages (Straus et al., 1990).

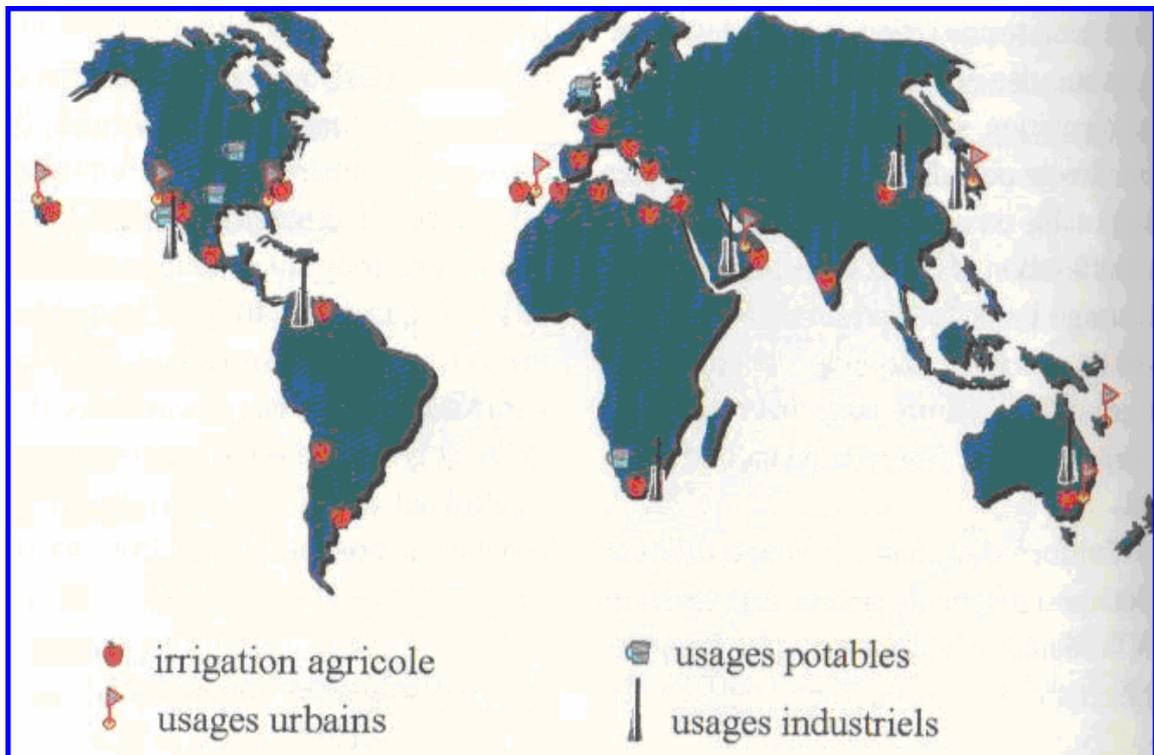


Fig. I.2. Principaux lieux de réutilisation des eaux usées dans le monde (Ecosse, 2001)

Au *Pakistan*, 80% de la communauté urbaine utilisent les eaux usées brutes dans la production agricole et 26 % de la production de légumes est assurée par la réutilisation des eaux usées souvent à l'état brut (Christopher et al., 2004). A Haroonabad seule plus de 2000 hectares de terres agricoles sont irrigués avec les eaux usées brutes (GWRC, 2005). Les Etats-Unis produisent quotidiennement $134 \times 10^6 \text{ m}^3$ d'eaux usées, dont 3% sont orientés vers l'irrigation (Solley et al., 1993; NRC, 1996). Dans ce pays, les réglementations sont très strictes (Écosse, 2001). Au *Canada*, Les eaux usées épurées sont réutilisées pour l'irrigation des productions agricoles non consommables s'ils ne sont pas transformés (Marsalek et al., 2002; Crook et al., 2005). La ville de *Mexico* utilise les effluents traités par ses stations d'épuration pour l'irrigation des parcs et des jardins publics (Peasey et al., 2000).

Au *Chili*, 70 à 80% des eaux usées brutes sont utilisées en agriculture (OMS, 1989). Au *Pérou*, par exemple à Lima, plus de 5000 hectares sont irrigués avec des eaux usées brutes (Straus et al., 1990 ; Peasey et al., 2000). En *Argentine*, l'important projet de Mendoza avec $160000 \text{ m}^3/\text{j}$ d'eau usée traitée dans les lagunes est utilisée à irriguer les forêts et diverses cultures (Crook et al., 2005). En *Tunisie*, la réutilisation entre dans le cadre d'une politique nationale. Les eaux usées de Tunis sont

utilisées depuis le début des années 60 pour l'irrigation à la Soukra de culture de citrons. Cette réutilisation avait permis de sauver 600 hectares de cultures. La Tunisie est le premier pays de l'Ouest Méditerranéen à avoir adopté des réglementations en 1989 pour la réutilisation de l'eau. Des 6400 hectares répertoriés pour l'irrigation des eaux usées traitées en 1993, 68 % sont situés autour de Tunis (Bahri, 1987; Asano, 1998; Puil, 1998; Bahri, 2000).

Au *Maroc*, la plus part des villes sont équipées de réseaux d'assainissement. Les volumes collectés sont estimés à $546 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ in 1999 et seront $900 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ en 2020 (Bazza, 2002). Les rejets sont utilisés pour les besoins des périmètres agricoles péri urbains (Ratel et al. 1986). Parmi les cultures irriguées, on trouve l'arboriculture, les cultures fourragères, la céréaliculture et le maraîchage (Oubelkas et Zellou, 1991). En *Egypte*, la réutilisation des eaux usées est une tradition très ancienne. La superficie s'est graduellement augmentée pour atteindre 4500 hectares (Bazza, 2002). Le secteur de traitement et de réutilisation des eaux usées souffre de l'absence de stratégie et de politique claire de gestion ainsi que de règlement et des directives de réutilisation, ce qui limite l'efficacité des efforts d'abattement de la pollution (Shaan, 2001; FAO, 2002). En *Syrie*, la superficie totale des terres irriguées avec les eaux usées traitées et brutes est de 40000 hectares, dont 20000 à Alep seule (Zulita and Abboud, 2001 ; Bazza, 2002). En *Arabie Saoudite*, le royaume réutilisait 15% des eaux usées traitées, pour irriguer 9000 ha de dattiers et de fourrage, notamment la luzerne (Straus et al., 1990; Ishaq et Khan 1997 ; Faruqi, 2003 ; Abderrahman, 2003).

En Israël, 72% des eaux usées épurées sont réutilisées en agriculture et 25% de l'eau d'irrigation est couvert par les eaux usées traitées (Faruqi, 2003; Kamizoulis et al., 2005; Roy, 2005). L'*Australie* est l'un des continents les plus secs, la réutilisation des eaux usées concerne, entre autres, l'irrigation des cultures, des prairies et des espaces verts. Ce pays produit entre 150 à $200 \times 10^6 \text{ m}^3 /\text{an}$ d'eaux usées traitées, 9% sont réutilisées (Radcliffe, 2004).

Les avantages de la réutilisation des eaux usées sont reconnus par de nombreux pays; ils sont inscrits dans leurs schémas directeurs de l'eau et dans leur politique nationale. Certains pays comme l'Australie, l'Italie, le Canada, Israël et certains pays du Golfe Arabe adoptent dans les grandes lignes l'approche californienne dans leur réglementation de réutilisation des eaux usées, ou celle de l'OMS pour l'Espagne, la France, la Tunisie, Chypre, la Turkey, etc. Dans la première catégorie, les normes existantes sont très sévères et un traitement secondaire est obligatoire, et parfois, en sus, un traitement tertiaire. Dans d'autres pays où la réglementation et les directives nationales de réutilisation des eaux usées n'existent pas, ils font, souvent, référence aux recommandations de l'OMS (Faruqi, 2003; Kamizoulis et al., 2005; Roy, 2005).

I.9. REUTILISATION DES EAUX USEES EN AGRICULTURE EN ALGERIE

I.9.1. SITUATION ACTUELLE DES RESSOURCES EN EAU

Les ressources en eau en Algérie sont limitées, vulnérables et inégalement réparties. Pour une population de 35 millions d'habitants, les ressources renouvelables en eau sont de 550 m³/an par habitant. Cette moyenne est très faible comparée à la moyenne des pays du Moyen Orient et de l'Afrique du Nord (MENA) qui est 1,250 m³ ou à la moyenne mondiale qui est de 7,500 m³. Le seuil de la rareté de l'eau est de 1000 m³/an/habitant, de ce fait, l'Algérie est un pays où l'eau est rare (Saghir et al., 2000; Tamrabet et al., 2002a). Dans ces conditions déficitaires en ressources en eau, le secteur de l'agriculture est le plus gros demandeur en eau (Ayers and Westcot, 1994; Tamrabet et al., 2003c; Saidam, 2005). Baghdali (2007) rapporte qu'en 2006, 900000 ha soit 10.5% de la SAU sont irrigués, et 78% de cette superficie l'est avec des eaux souterraines et 13% avec des eaux superficielles.

I.9.2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

La plupart des villes se construisent sans un plan rigoureux d'assainissement. Les systèmes de collectes et de traitement d'eaux usées sont peu développés. Ces dernières années, le secteur de l'assainissement a connu une redynamisation et une attention particulières des pouvoirs publics et du secteur des ressources en eau (MRE, 2001; Lehtihet, 2005; Madkour, 2005; Baghdali, 2007). Selon Lehtihet (2005) 85% de la population agglomérées est raccordée à un réseau d'assainissement. La longueur totale du réseau d'assainissement avoisine 32.000 km (réseau urbain de 20 000, réseau semi rural de 7 500 et réseau rural aggloméré de 4 500 Km). L'effort de réalisation d'assainissement a permis d'améliorer le cadre de vie à l'intérieur des agglomérations, mais il a entraîné une concentration des rejets d'eaux usées dans les exutoires qui les acheminent vers des oueds déjà étouffés par les charges de pollution (Lehtihet, 2005).

Parmi les grands objectifs de la politique de refonte du système d'organisation et de gestion du secteur de l'eau, figurent la réhabilitation et la réalisation des systèmes d'épuration des eaux usées des zones agglomérées dont la population est supérieure à 100 000 habitants, celles situées à l'amont des barrages en exploitation ou en construction, des agglomérations côtières, des agglomérations situées à proximité des périmètres agricoles et des agglomérations à haut risque de pollution environnementale (Medkour, 2002). Le volume global d'eaux usées rejetées annuellement est évalué à près de 700 x 10⁶ m³, dont 550 x 10⁶ m³ par les agglomérations du Nord du pays. Ce volume passerait à près de 1150 x 10⁶ m³ à l'horizon 2020 (Medkour, 2002; Baghdali, 2005). La capacité totale d'épuration des stations en exploitation est de 195 x 10⁶ m³/an, (Medkour, 2003; Lehtihet, 2005).

Le nombre de stations d'épuration des eaux domestiques réalisées en Algérie est estimé à: 29 STEP en exploitation dont 22 à boues activées et 07 par lagunage, 22 STEP en réalisation, 11 STEP en cours d'étude de diagnostic pour la réhabilitation et 08 STEP en projet (Programme 2006-2009). La capacité

unitaire de traitement de ces stations varie de 1000 à 750.000 Eq/hab (Lehtihet, 2005; MRE, 2007). Les procédés d'épuration des eaux usées dominants en Algérie sont ceux des boues activées et de lagunage. Présentement, les normes de rejet des eaux usées épurées, qui devraient être respectées par les stations d'épuration sont celles de l'OMS ($DBO_5 = 30 \text{ mg/l}$; $DCO = 120 \text{ mg/l}$; $MES = 30 \text{ mg/l}$) (JO, 1993). Bien que l'élimination de la charge organique est limitée, l'élimination de l'azote et du phosphore ainsi que la pollution microbiologique ne sont pas prises en compte. En même temps, l'élimination des éléments chimiques traces est supposée être faite au niveau des industries (Décret n°46, JO, 1993). Mis à part le procédé de lagunage, l'élimination de la charge microbiologique n'est pas assurée par le procédé des boues activées, ce qui peut nuire directement ou indirectement à la santé publique (Mara and Cairncross, 1989).

I.9.3. ASPECTS INSTITUTIONNELS DE LA PRISE EN CHARGE DE L'ASSAINISSEMENT

Pour une prise en charge effective du secteur de l'assainissement, entretien et exploitation des stations d'épuration et des réseaux d'assainissement inclus, le Ministère des Ressources en Eau, dans le cadre de sa nouvelle organisation a créé en l'année 2001 l'Office National de l'Assainissement (ONA). Cet établissement est chargé d'assurer sur tout le territoire national, la protection de l'environnement hydrique et la mise en œuvre de la politique nationale d'assainissement en concertation avec les collectivités locales. Il est chargé notamment de la maîtrise d'ouvrages ainsi que l'exploitation des infrastructures d'assainissement. Le problème de gestion des infrastructures d'assainissement (stations d'épuration, réseaux, stations de relevage) réside également et surtout dans le fait que les moyens financiers mis en place sont insuffisants au regard des investissements (Lehtihet, 2005).

I.9.4. POTENTIALITES DE REUTILISATION DES EAUX USEES

L'Algérie se penche, actuellement, sur la régularisation de la réutilisation des eaux usées en agriculture. Ceci nécessite dans un premier temps d'identifier et de quantifier les volumes d'eaux usées rejetés par les agglomérations à travers le pays. Le volume d'eaux usées rejetées annuellement par les agglomérations supérieures à 20.000 habitants est estimé à $550 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Tableau I.5). La réutilisation des eaux usées pour l'irrigation doit concerner en priorité les zones déficitaires en eau naturelle afin de soulager cette ressource conventionnelle, qui devient de plus en plus rare. D'après Medkour (2002), les agglomérations qui méritent d'être prises en considération, sont celles dont les volumes d'eaux usées sont assez importants (> 50000 habitants). Pour les villes côtières et les petites agglomérations, la réutilisation agricole des eaux usées épurées ne peut être économiquement intéressante que si elle est utilisée à proximité des stations d'épuration en aménageant de nouveaux périmètres. De même, on constate d'après le tableau (I.5) que près de 60% de ces eaux sont rejetées soit loin des périmètres agricoles et des barrages, soit vers la mer.

I.9.5. SITUATION ACTUELLE ET PERSPECTIVES DE LA REUTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES EPUREES

La réutilisation des eaux usées brutes en agriculture, quoique interdite par la loi (Annexe A1), est devenue une réalité. Selon Hartani (1998), 8% des terres irriguées, notamment en petite et moyenne hydraulique, reçoivent des eaux usées non traitées. Cette pratique ne cesse de se développer en aval des centres urbains, des grandes et petites agglomérations (Tamrabet et *al.*, 2007; Tamrabet, 2007).

De ce fait de gros efforts sont à déployer à tous les niveaux aussi bien techniques, institutionnels, que réglementaires, pour améliorer le niveau d'utilisation avec le minimum de risques. La confrontation besoins-ressources en eau, à l'horizon 2013, fait apparaître un déficit important qui sera comblé par l'introduction des eaux usées traitées des périmètres agricole (Tableau I.6) (MRE, 2001 ; Hartani, 2004). Quatre projets totalisant une superficie 3 000 ha sont en cours de réalisation. Il s'agit du périmètre de Hennaya à partir de la STEP de Tlemcen (wilaya de Tlemcen) sur une superficie de 912 ha. Le périmètre de Dahmouni (wilaya de Tiaret) sur une superficie de 1 214 ha. Le périmètre d'irrigation à partir de la STEP de la ville de Bordj Borj Arreridj sur une superficie 350 ha et le périmètre d'irrigation à partir de la STEP de Hamma Bouziane à Constantine sur une superficie de 327 ha. Des études sont en cours et portent sur trois projets totalisant une superficie de 9 000 ha. Ces projets concernent le périmètre d'irrigation de M'leta à partir de la STEP d'Oran sur une superficie de 8 100 ha, l'aire d'irrigation à l'aval de la STEP de la ville de Médéa sur une superficie de 255 ha et le périmètre d'irrigation à partir de la STEP de la vallée d'Oued Saida sur une superficie de 330 ha.

Afin de concrétiser les projets futurs de réutilisation des eaux usées épurées et afin de maîtriser les techniques utilisées dans le monde, le Ministère des Ressources en Eau (MRE) s'est engagé sur plusieurs projets (Lehtihet, 2005). Parmi ces projets, on cite les deux projets pilotes de recherche entrepris en collaboration avec avec l'UNESCO et l'Union Européenne (UE) sur la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture. Il y a aussi le projet de décret réglementant la réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles; et l'étude générale sur la réutilisation des eaux usées épurées à l'échelle nationale qui permettra d'établir un schéma directeur de réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles, industriels; de définir les volumes et les paramètres de chaque réutilisation, par une étude de faisabilité sur trois projets pilotes et d'élaborer un projet de normes de réutilisation des eaux usées épurées.

Tableau I.5. Répartition volumes d'eaux usées rejetées par type d'agglomérations

	Volume d'eaux usées rejeté (Hm ³)			
	1995	Taux	2020	Taux
Côtières	169	31%	282	25%
Amont des barrages	48	09%	122	11%
Proche des périmètres agricoles	62	11%	143	12%
Autres	149	27%	352	30%
> 20.000 < 50.000 (hab.)	122	22%	251	22%
Total	550	100%	1150	100%

Tableau I.6. Besoins, affectation des ressources en eau d'irrigation et part de la réutilisation des eaux usées à l'horizon 2013 dans les différentes régions

Rég.hydrographique	Désignation	Besoins (10 ⁶ m ³)	Aff** (10 ⁶ m ³)	REU*(10 ⁶ m ³)	REU/Aff(%)
Chelif-Zahrez	Haut Chelif	153	151,7	14	9,22
	Amra Abadia	72	65	10	15,4
	Bougara	7	9	4	44,45
	Moyen Chelif	200	156,1	17	10,89
	Mina	111	107,8	20	18,55
	Bas Chelif	152	122,6	8	6,53
	Dahmouni	10	16	11	68,75
	Total	705	628,2	84	13,37
Oran-Cht-Tafn	Tafna Isser	45	49	13	26,53
	Maghnia	32	39,4	6	15,23
	Ghriss/Mascara	60	37	7	18,92
	Bordjias	26	46,9	20	42,64
	Mléta	30	30	30	100
	PMH Tlemcen	84	51,4	8	15,56
	PMH SBA	23	24,02	13	54,12
	Total	300	277,72	97	35,00
Cne-Seyb-Mel	Jije Tahir	32	92,9	3,9	4,2
	PMH Mila	26	26,1	7,3	27,97
	PMH Batna	52	50,9	23	45,19
	PMH Khenchla	29	21,1	7,2	34,12
	PMH OEB	23	26,5	4,8	18,11
	Total	162	217,5	46,2	21,24

REU* = réutilisation eau usée, Aff**= affectation

I. 10. REUTILISATION AGRICOLE DES EAUX USEES DANS LA REGION DE BATNA (NE ALGERIEN): CAS DE LA REGION DE BATNA (FISDIS-EL MADHER-DJERMA)

I. 10. 1. CONTEXTE GENERAL

La réutilisation des eaux usées dans la région de Fisdis se pratique depuis plusieurs décennies. Trois principaux facteurs sont à l'origine de cette réutilisation. La région de Fisdis avec son régime pluviométrique faible est caractérisée par un climat semi aride où les précipitations ne dépassent pas 300 à 400 mm par an. Les ressources en eau souterraines sont limitées alors que les eaux superficielles conventionnelles sont pour le moment inexistantes. La superficie de la plaine irriguée par les eaux de nappe ne représente que 6% des terres cultivées. De ce fait et pour avoir une approche de l'importance de la valorisation des eaux usées en agriculture dans la région de Fisdis, nous avons effectué une enquête. Le but est de délimiter les zones de réutilisation des eaux usées, les superficies et les différentes cultures irriguées par les eaux usées et de recueillir un maximum d'informations auprès des agriculteurs utilisant les eaux usées en irrigation.

ENONCE GENERAL DE L'ETUDE

Oued El Gourzi est le collecteur principal du réseau d'assainissement de la ville de Batna ainsi que des eaux pluviales. C'est un oued à ciel ouvert qui franchit cette ville, avec un débit qui varie selon les saisons. Avant la sortie de la ville, il passe par la zone industrielle dans les quartiers de Kchida, où il collecte, en plus des rejets urbains, tous les rejets industriels. Une partie seulement de ces rejets (15000-22000 m³/j) subit un traitement à la station de la ville de Batna avant de rejoindre l'Oued (Anonyme, 2006b). Les effluents s'écoulent vers la plaine d'El Madher en longeant Bou Ilef, Fisdis et Djerma (Zouita, 2002). Oued El Madher est le prolongement naturel de Oued El Gourzi qui draine les eaux superficielles du bassin de Batna avec un écoulement permanent. En saison pluvieuse, il collecte les eaux issues des nombreux sous bassins versants par l'intermédiaire des cours d'eaux secondaires tels que les oueds : Belkhez, Tezbennt, Ouzegrinz, Bou Ilef (Mennani, 1991). En saison sèche, l'oued véhicule un débit moindre, il s'agit des différents rejets de la ville de Batna et des petites localités qu'il longe. Oued El Madher traverse la plaine d'El Madher et se ramifie en un réseau dense au sud de Mechtat Arrour qui se réunit à nouveau à l'exutoire du bassin à Merdja Mezouala avant de rejoindre Chott Gadaine.

La zone irriguée avec les eaux usées d'Oued El Gourzi s'étale de part et d'autre de l'axe de drainage naturel. Au niveau d'un déversoir situé un peu plus en amont, une dérivation a été réalisée en construisant une digue en sacs de terre, ceci pour permettre aux irrigants d'accéder à l'eau par épandage à écoulement gravitaire. L'irrigation avec les eaux usées est pratiquée généralement à partir des seguias. La zone irriguée avec les eaux usées est composée de deux bandes; la première, adjacente aux berges de l'oued, caractérisée par son niveau élevé par rapport au lit de l'oued, et donc l'irrigation s'effectue généralement par pompage et la deuxième est alimentée par gravité grâce aux dérivations réalisées par les agriculteurs.

De façon globale, sur une superficie agricole utile (SAU) enquêtée de 4592 ha dans la zone d'étude, les superficies agricoles se répartissent de la manière suivante : 8% est irrigable dont 32.4% à partir des eaux de nappes (puits) et 67.6% par les eaux usées d'Oued El Gourzi. Il est à constater que certaines terres sont irriguées à la fois par les eaux de nappes et les eaux usées, lorsque enquêtés, leurs propriétaires déclarent qu'ils utilisent l'eau de nappe seulement. L'occupation des sols par les cultures irriguées par les eaux usées se présente de la façon suivante : 76% sont occupées par les cultures fourragères, parmi lesquelles on trouve l'orge fourragère, la luzerne, l'avoine, le sorgho et le maïs ; 12% sont occupées par les cultures de céréales, parmi lesquelles on cite : le blé dur, le blé tendre, l'orge et l'avoine ; et 12% sont occupées par les cultures maraîchères, ces cultures sont représentées par : la pomme de terre de saison et d'arrière saison, l'oignon, l'ail, la laitue, les navets, les carottes, les courgettes, la tomate, le concombre, la coriandre, le persil, la menthe et d'autres légumes frais.

A la lumière de cette enquête, on note que les agriculteurs de la zone étudiée choisissent les cultures, irriguées aux eaux usées, qui donnent des rendements élevés. La luzerne et le sorgho qui donnent plusieurs coupes, sont les plus pratiqués. Parmi les cultures maraîchères, la coriandre, le persil (à multiples coupes et à cycle court) et la laitue prédominent malgré le risque sanitaire qu'ils représentent. Pour accéder aux effluents d'eaux usées, les agriculteurs de la commune de Fidis ont réalisé des dérivations pour amortir les coûts des installations et faire de l'économie sur l'énergie de pompage. La généralisation de la réutilisation des eaux usées en agriculture, a encouragé les agriculteurs, particulièrement dans la commune de Djerma, à s'organiser informellement pour gérer les tours d'eau. En pleine saison d'irrigation, l'indisponibilité temporaire des eaux usées oblige les agriculteurs, se trouvant en aval, de mobiliser les eaux de nappe.

Les agriculteurs ont acquis une expérience importante concernant ce type d'activité, ils s'adaptent en expérimentant de nouvelles rotations culturales et en utilisant d'une manière alternative les eaux de puits. Les agriculteurs trouvent que l'eau usée est une ressource très économique. En effet, La région est devenue, suite à sa vocation d'élevages bovins et ovins, le principal fournisseur du lait à l'unité de l'ORELAIT de Batna. Dans la plupart des cas, la commercialisation des produits agricoles se fait sur pied. Les produits sont destinés à l'autoconsommation et à la vente. De rares agriculteurs déclinent l'irrigation aux eaux usées pour des raisons d'ordre sanitaire, pour l'homme et le cheptel, et religieuse.

D'une manière générale, les superficies à irriguer par les eaux usées peuvent être augmentées sous certaines conditions. Le besoin maximal des cultures est estimé à 10000 m³/ha/an (Ratel et al., 1986; Cadillon, 1987). Le débit des eaux usées rejetées par la ville est, en moyenne, de 350 l/s. Sur cette base, la superficie irrigable par les eaux usées est de 1100 ha. La superficie totale irriguée actuellement est de l'ordre de 477 ha dans la zone de Fidis-El Madher-Djerma, qui ne représente que 43% de la superficie irrigable projetée.

La synthèse de l'enquête fait ressortir des contraintes de différentes natures. La majorité des agriculteurs appartient aux petites exploitations qui pratiquent une agriculture traditionnelle. Il y a présence de la brucellose et la tuberculose chez les bovins et du rhumatisme chez les agriculteurs. Le faible niveau d'instruction des agriculteurs et l'absence d'efforts de sensibilisation et d'éducation sanitaire sont observés. On note aussi l'absence des canaux adéquats de transport et de distribution d'eau d'arrosage.

Les méthodes d'irrigation adoptées sont archaïques. Il y a l'absence de protection pendant les périodes d'irrigation (bottes, gants, etc.) malgré la mauvaise qualité des effluents. Au moment où les bovins des exploitations agricoles agréées auprès de l'ORELAIT sont soumis obligatoirement à des contrôles et à des vaccinations périodiques, leurs propriétaires ne reçoivent aucun suivi médical contre les maladies à transmission hydrique (MTH). Il y a une hausse du taux de mortalité chez certains animaux et la dégradation de la santé chez les ovins et une crainte chez la population de la région de consommer le lait frais des bovins. On note aussi une réapparition massive des rongeurs et la prolifération des mauvaises herbes au niveau des champs et dans les espaces de pâturage.

Les eaux usées charriées par Oued El Gourzi sont composées des rejets de la ville de Batna et des localités limitrophes, elles sont partiellement épurées. En conséquence, leur réutilisation à l'état, ont des répercussions graves sur la santé publique et sur l'environnement. La connaissance de la composition des eaux usées faisant l'objet de la réutilisation en agriculture est donc indispensable. Ceci est l'objet du chapitre suivant de la présente étude.

Chapitre II

Aptitude des effluents de l'oued El Gourzi (Batna, Nord Est Algérie) à l'irrigation : Etude de l'impact sur les caractéristiques du sol et la qualité des cultures maraîchères et fourragères

RESUME

Les eaux usées traitées et brutes sont continuellement évacuées en aval des centres urbains et largement réutilisées en irrigation agricole, en particulier, là où les sols sont déficitaires en matière organique et les ressources en eau sont limitées. Oued El Gourzi (Batna, Nord-Est Algérien) est un collecteur naturel du réseau d'assainissement de la ville de Batna et des localités limitrophes. La réutilisation de ses effluents pour irriguer les terres riveraines des communes de Fidis, El Madher et Djerma est une pratique ancienne et très répandue. Les cultures pratiquées sont essentiellement de nature fourragère et maraîchère. L'irrigation par les eaux usées se pratique essentiellement par épandage à écoulement gravitaire. Une étude a été conduite au cours de la période de Janvier - Juin de l'année 2006, dont le but d'évaluer la qualité des effluents de l'Oued El Gourzi, leur aptitude à l'irrigation et d'étudier leurs effets sur les propriétés du sol et la qualité des cultures maraîchères et fourragères. Des analyses physico-chimiques, bactériologiques et des éléments traces métalliques (ETM) ont été effectuées sur des échantillons d'eaux usées pris de sept stations échantillonnées tout le long du parcours de l'oued El Gourzi. Les sols cultivés et incultes, soumis à l'irrigation avec les eaux usées et l'eau pluviale ont fait l'objet de mesure des paramètres physico-chimiques et ETM, tandis que les cultures fourragères (avoine et luzerne) et maraîchères (persil et coriandre) ont été sujet d'une détermination des ETM uniquement.

Les résultats physico-chimiques et bactériologiques ont révélé que les eaux de l'Oued El Gourzi présentent une pollution organique, azotée, particulaire et bactériologique assez élevée. Celle-ci est plus accentuée en amont et pendant les périodes d'écoulement à faible débit du cours d'eau. En conséquence, les eaux de l'Oued El Gourzi, à l'état actuel, ne répondent pas aux critères d'aptitude à l'utilisation en agriculture fixés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et l'Organisation des Nations Unies de l'Alimentation et de l'Agriculture (FAO). L'analyse du sol soumis à l'irrigation avec les eaux usées a montré des teneurs élevées des matières en suspension, chlorures, ammonium et nitrates. Tandis que les teneurs en éléments traces métalliques du sol et de la végétation irriguée par les eaux usées n'ont pas montré de différence significative comparée au témoin.

Mots clés: eau usée, calcisol, maraîchage, fourrage, semi-aride.

SUMMARY

Title “Suitability of Oued El Gourzi’s effluents (Batna, North East of Algeria) for irrigation: Study of the impact on soil physical characteristics and the quality of some horticultural and forage crops”

Treated and untreated wastewater effluents are continuously discharged downstream urban centers and so widely used in agriculture, mainly, where soils are deficient in organic matter and water resources are scarce. El Gourzi River (Batna, Northeastern Algeria) is an example. A study was carried out during January-June 2006 period aiming to assess the quality of El Gourzi effluents, its suitability for irrigation and investigate its use effect on soil properties and on the quality of some crops. Effluent samples, from seven sites of El Gourzi River, were physico chemically and bacteriologically analyzed as well as for heavy metals. Eight soil samples were subjected, too, to physicochemical and heavy metal analyses and plant (Lucerne, oats, parsley and coriander) samples were evaluated for heavy metals only.

The water physicochemical and bacteriological results revealed that domestic and industrial effluents of the city of Batna constitute the principal source of pollution for El Gourzi waters. The degradation of the water quality is mostly observed during the low flow periods. As a result, El Gourzi waters don’t meet the WHO and the FAO criteria and standards governing the use of effluents in irrigation. The analysis of the physicochemical parameters of the soil sampled showed significant increase in suspended solids, chlorides, ammonia and nitrates. However, the soil and the plants content in trace metal elements didn’t show any significant difference compared to the control.

Key words: wastewater, calcisol, crop, fodder, semi arid

INTRODUCTION

En Algérie, les ressources en eau douce sont rares et vulnérables et la disponibilité en eau potable par habitant est en décroissance inquiétante (Tamrabet et *al.*, 2002b; Saghir et *al.*, 2000; Bouziani, 2000). Les ressources en eau existantes sont menacées par une pollution du fait de concentration des rejets d'eaux urbaines et industrielles dans les milieux récepteurs. Les volumes d'eaux usées rejetés annuellement à travers les réseaux d'assainissement des agglomérations sont estimés à environ $600 \times 10^6 \text{ m}^3$ en 1985 et seront à près de $1.5 \times 10^9 \text{ m}^3$ en 2010, ce qui, à long terme, constituera une ressource potentielle non négligeable (MRE, 2001; Kettab, 2001).

La réutilisation des eaux usées brutes ou traitées en agriculture est une pratique très répandue en aval des centres urbains et essentiellement dans les régions affectées par les pénuries de ressources en eau (IWMI, 2000; Burak, 2002). Quoique proscrite, cette pratique est appréciée par les agriculteurs car les eaux usées constituent une ressource régulièrement disponible et en abondance et contiennent des matières fertilisantes nécessaires à l'amélioration des propriétés du sol et le rendement des cultures (Bouzerzour et *al.*, 2002; Tamrabet et *al.*, 2003a).

Cependant, l'utilisation de cette ressource hydrique nouvelle pose des problèmes techniques, sanitaires et organisationnels. Ces problèmes doivent être traités avec précaution, notamment les aspects relatifs au contrôle de la qualité de l'eau traitée, la définition des caractéristiques du sol recevant cette eau, le choix des cultures pratiquées et l'évolution de l'impact sur l'environnement. La prévision des conséquences de l'utilisation des eaux usées sur la santé humaine doit être aussi appréhendée.

Le présent travail vise à caractériser les effluents de l'Oued El Gourzi et d'évaluer leur aptitude à l'irrigation agricole et leur impact sur les propriétés du sol et sur le rendement et la qualité des cultures maraîchères et fourragères pratiquées dans la région péri urbaine de la ville de Batna.

II. 1. MATERIELS ET METHODES

II.1. 1. DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE

L'étude a été réalisée dans la région de Batna-Fisdis (Nord Est de l'Algérie), située dans les Aurès à une altitude de 850 m (longitude $6^\circ 15' \text{ E}$; latitude $35^\circ 36' \text{ N}$). Cette zone se caractérise par un climat semi-aride, des températures moyennes mensuelles de 6.6°C pour le mois le plus froid (janvier) et 25.1°C pour le mois le plus chaud (juillet). Le cumul pluviométrique annuel est de 221.2 mm (ONM Ain Skhoua, 2006). Les caractéristiques climatiques moyennes de cette région, de la période d'étude, sont données par le tableau II.1. Les sols appartiennent à la classe des Calcisols (WRB, 1999). Ils sont de nature argilo-limoneuse, avec une teneur élevée en calcaire total (Cherak, 1999).

Tableau II.1. Variations des précipitations (P, mm) et des températures moyennes mensuelles (T, °C) de la zone au cours de la période d'étude (Jan-Juin 2006)

(Source:ONM Ain Skhouna, 2006)

Mois	P	T _{max}	T	T _{min}
Janvier	52.33	9.60	4.3	0.1
Février	40.89	12.01	6.3	0.8
Mars	5.3	19.4	11.2	2.6
Avril	58.67	24.0	15.9	7.2
Mai	58.17	27.8	20.1	12.6
Juin	43.95	32.7	25.1	15.4
Juillet	5.08	35.7	26.8	16.6
Août	3.05	34.7	26.0	16.7
Septembre	16.26	28.7	20.7	12.4
Octobre	2.28	27.4	18.7	10.0
Novembre	30.99	18.8	11.4	4.4
Décembre	41.9	12.1	6.8	2.1

La région ciblée se distingue par un développement industriel soutenu. Elle renferme des dizaines d'unités industrielles raccordées au réseau d'assainissement, couvrant divers domaines. Les unités présentes sont la COTITEX (complexe textile), l'ENIPEC (société de transformation des peaux brutes en cuir), LANDJASSA (tannerie privée), l'ORELAIT (production de lait et ses dérivés), SABA et TUDOR (production de batteries pour véhicules), le CSD (centre de stockage et de distribution d'hydrocarbure), BITUM (unité de production de goudron), l'ORAVIE (abattoir avicole et viande rouge), et l'ENBAG (production de bouteilles de gaz). En plus les rejets des centres hospitaliers et ceux des stations de lavage sont raccordés au même réseau d'assainissement (DEW Batna, 2006).

Les effluents urbains et industriels de la ville de Batna, partiellement traités au niveau des unités industrielles et à la station de traitement principale, sont évacués vers l'Oued El Gourzi qui représente le collecteur principal du réseau d'assainissement des eaux usées et pluviales. Les effluents de l'Oued El Gourzi rejoignent ceux de l'Oued El Madher au sud de Mechtat Arrour, à l'exutoire du bassin à Merdja Mezouala et puis à Chott Gadaine, leur milieu récepteur (Figure II.2).

Oued El Gourzi se caractérise par son écoulement permanent et son débit variable selon les saisons. Lors de la saison pluvieuse, il collecte, en plus des eaux usées urbaines et industrielles, les eaux pluviales issues des nombreux sous bassins versants par l'intermédiaire des cours d'eaux secondaires. Lors de la saison sèche, il véhicule un débit moindre, composé des différents rejets de la ville de Batna et des localités mitoyennes (Zouita, 2002).

La région de Fisdis-El Madher a connu, depuis quelques décennies, un développement agricole très important, en particulier suite à l'introduction de l'irrigation des cultures avec les eaux usées

(Anonyme, 2003a). Les effluents urbains constituent pour les agriculteurs, une alternative intéressante non seulement par leur disponibilité mais aussi par leur valeur agronomique sur les cultures fourragères et maraîchères pratiquées en association avec l'élevage bovin et ovin.

II.1. 2. CARACTERISATION DES EAUX USEES

Pour évaluer la qualité des eaux usées d'Oued El Gourzi, sept sites de prélèvement ont été échantillonnés pendant la période d'étude allant du mois de janvier au mois de juin 2006 au cours du quelle quatre campagnes ($S_1= 9$ Janvier, $S_2= 1^{er}$ Mars, $S_3= 17$ Avril at $S_4= 2$ Juin) ont été établies. Ces sites de prélèvement sont désignés par E_1 à hauteur de la zone industrielle et de Kchida, E_2 à l'entrée des eaux brutes de la ville, par E_3 à la sortie des eaux traitées la STEP de Batna. La zone d'utilisation des eaux usées est désignée par quatre points qui sont : E_4 , E_5 , E_6 et E_7 (Figures II.1 et II.2).

A chaque site, les échantillons d'eau sont prélevés du milieu du cours d'eau dans des flacons en polyéthylène, préalablement désinfectés avec l'acide nitrique et rincés avec de l'eau distillée. Le transport des flacons au laboratoire est réalisé dans une glacière sous 4°C de température. Les différentes analyses effectuées, sur les prélèvements réalisés mensuellement, visent à évaluer la variabilité, spatio temporelle, de la qualité des eaux usées de l'Oued El Gourzi. Les analyses physico-chimiques des eaux usées sont effectuées selon les méthodes standard (INRA, 2003; Rodier, 1996). Le pH, la conductivité électrique, la salinité et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ* au moyen d'un analyseur multi paramètre de type *Consort C535*, après calibration avec des solutions tampons.

La turbidité de l'eau a été évaluée à l'aide d'un turbidimètre de type *Hanna 93703*. La demande biochimique en oxygène (DBO_5) et la demande chimique en oxygène (DCO) sont déterminées, respectivement, par la méthode manométrique après incubation, avec un DBO mètre de type *Oxitop IS6* et après digestion avec un DCO mètre de type *Photomètre DCO Vario*.

Les matières en suspension (MES) sont déterminées par gravimétrie selon la norme AFNOR T90-105 (Rodier, 1998). L'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-) et les ortho phosphates (PO_4^{3-}) ont été mesurés par un spectrophotomètre *PC Spectro Aqualytic UV/V* selon les normes NF T90-015, NF T90-012 et NF T90-023 respectivement.

Les chlorures ont été déterminés par la méthode de Mohr (NF T90-014), la dureté et l'alcalinité par les méthodes volumétriques au noir d'ériochrome et l'EDTA (NF 90-003) et au méthyle orange et à l'acide sulfurique (H_2SO_4) respectivement. Les sulfates (SO_4^{2-}) ont été mesurés par la méthode néphélométrique. Les ions de sodium (Na^+) et calcium (Ca^{2+}) ont été dosés par spectrophotomètre de flamme de type *Jenway*.

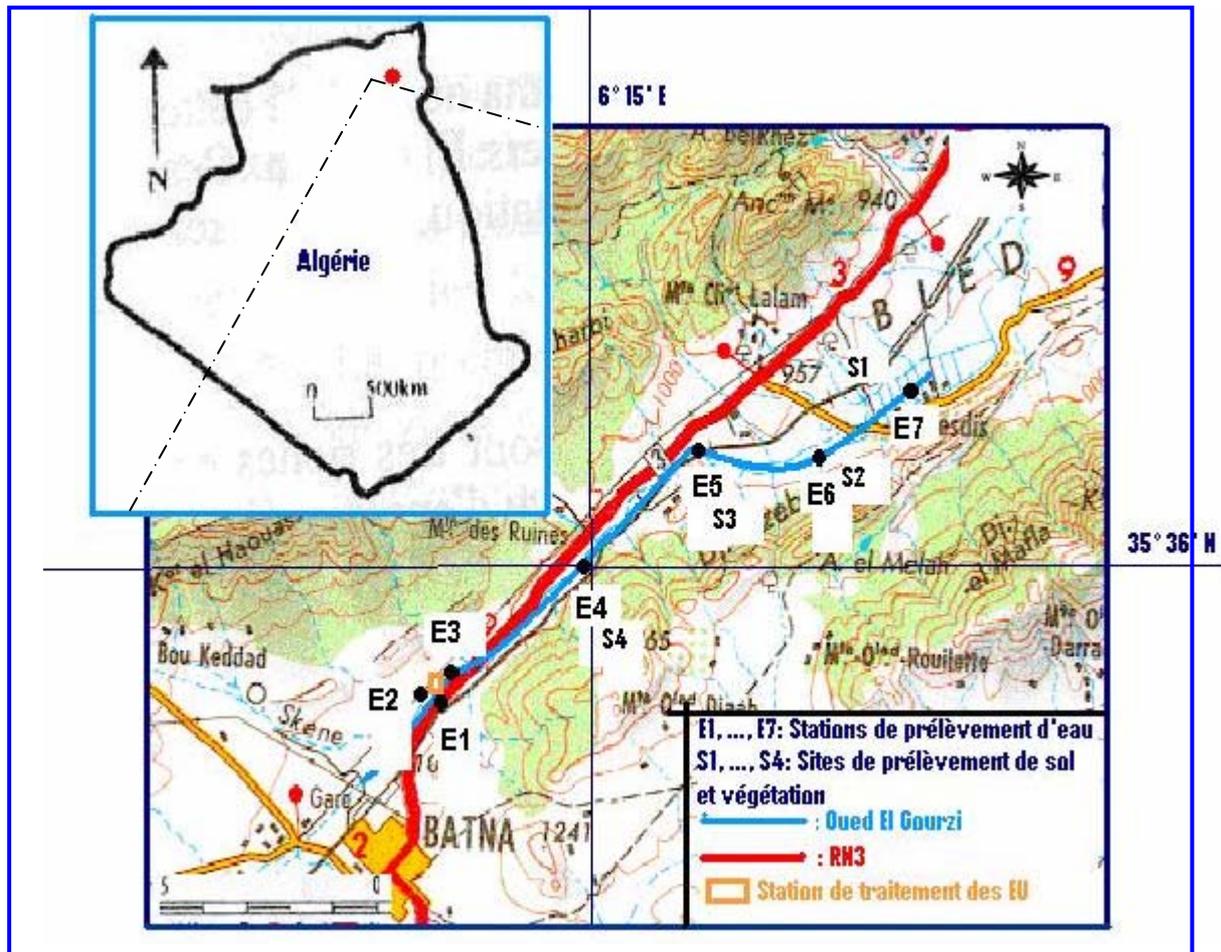


Figure II.1. Localisation des stations d'étude

Pour évaluer le risque de salinisation et de sodisation des sols, deux classifications de la qualité de l'eau, selon Richards (1954) et Wilcox (1948), ont été utilisées. Cette évaluation est fondée sur la conductivité électrique (CE) et l'indice d'adsorption du sodium (SAR) de l'eau pour la classification de Richards et sur la conductivité électrique (CE) et le pourcentage en sodium (Na%) de l'eau pour celle de Wilcox. Les valeurs du (SAR) et du (Na%) ont été calculées comme suit :

$$\text{SAR (meq/l)}^{0.5} = \text{Na}^+ [(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})^{-1/2}]$$

$$\text{Na}^+ (\%) = 100(\text{Na}^+ + \text{K}^+) \cdot [(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+)^{-1}]$$

Où les éléments Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ sont mesurés en méq/l.

Le carbonate de sodium résiduel (Residual sodium carbonate, RSC) est un paramètre d'évaluation du risque d'imperméabilisation du sol, ce risque dépendant de la composition ionique de l'eau d'irrigation, est lié à la teneur en carbonates (CO_3^{2-}) et bicarbonates (HCO_3^-) qui composent cette eau. Quand le sol est sec entre les arrosages, une partie de CO_3^{2-} et HCO_3^- précipite sous forme de carbonates mixtes de calcium et de magnésium, ce qui revient à enlever des cations Ca^{2+} et Mg^{2+} de la

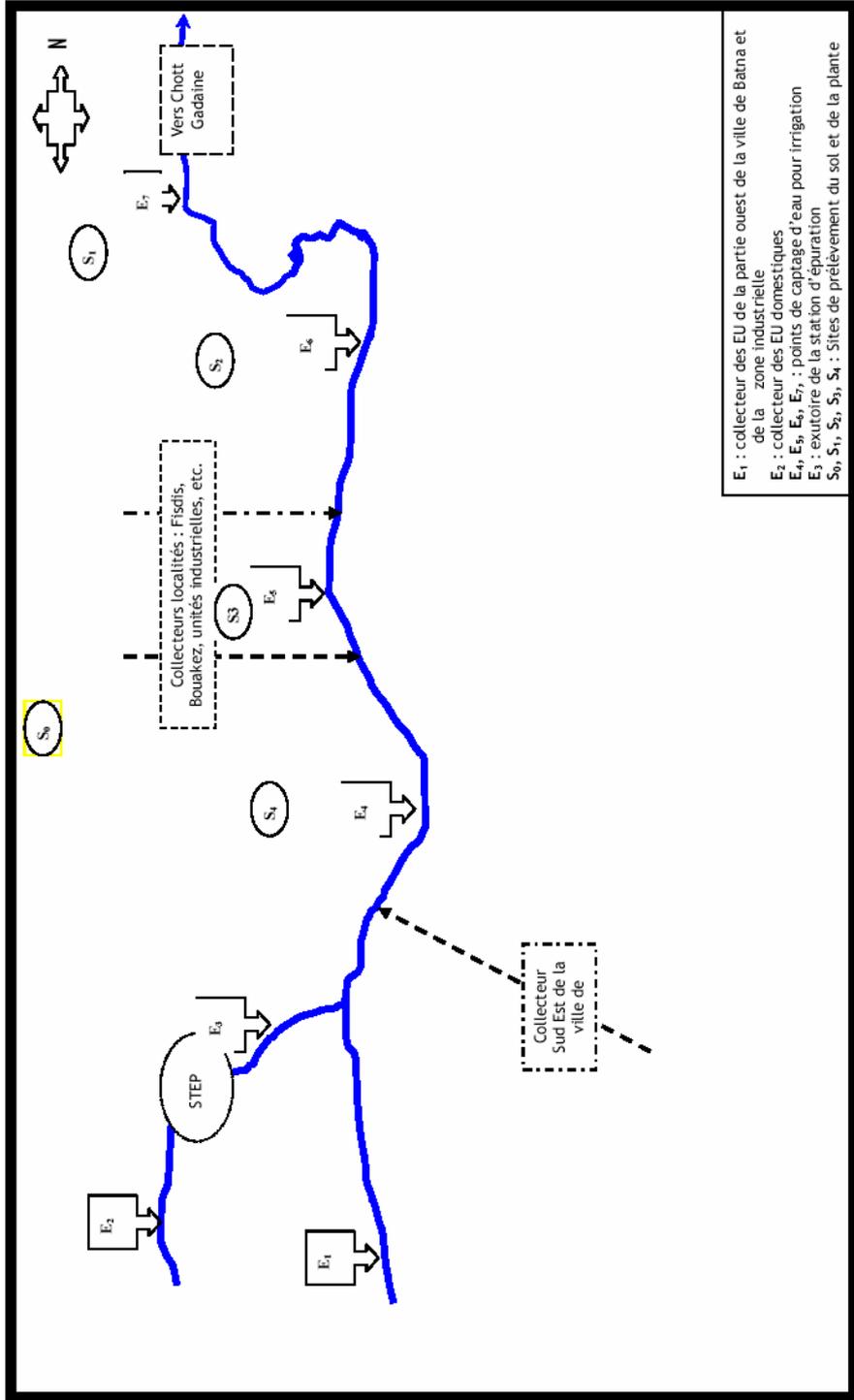


Figure II.2. Schéma des sites de prélèvement

solution du sol et accroître la proportion relative de sodium et donc le risque de perméabilité. Le carbonate de sodium résiduel (RSC) est donné par :

$$\text{RSC (meq/l)} = (\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$$

Où les éléments Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , CO_3^{2-} sont mesurés en méq/l.

Les ETM (Fe, Cu, Mn et Zn) ont été déterminés, au laboratoire de l'Institut National des sols et de l'irrigation et drainage (INSID) d'Oum El Bouaghi, à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type Perkin Elmer AA2000.

L'analyse bactériologique de l'eau a porté sur la quantification des paramètres d'origine fécale (coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux). Les prélèvements ont été effectués avec une fréquence bimensuelle et le dénombrement des coliformes et streptocoques a été réalisé selon la méthode indirecte de fermentation en tube multiple dans un bouillon lactosé et déduit statistiquement par la méthode du nombre le plus probable (Rodier, 1996) au niveau du laboratoire de l'hôpital d'Ain Milila (Oum El Bouaghi).

II.1.3. CARACTERISATION DU SOL

Le sol a été analysé pour évaluer sa composition en éléments minéraux et en ETM. Cinq parcelles ont été échantillonnées dont 4 irriguées à l'eau usée et 1 conduite en pluvial. Les échantillons sont prélevés de deux horizons différents, 0-20 cm et 20-40 cm, au moyen d'une tarière. Ils sont conservés dans des sacs en plastique.

Les principaux paramètres physico-chimiques et ETM ont été réalisés selon les méthodes standards d'analyse (INRA, 2003; Cottonie, 1980). Le pH et la conductivité électrique (CE) ont été mesurés par un multi paramètre analyseur de type *Consort C535* sur un extrait aqueux obtenu du mélange du sol et de l'eau distillée selon un rapport de 1:5 et 1:2.5 respectivement.

Les éléments majeurs du sol (N, P, K) ont été déterminés selon les méthodes standard (INRA, 2003). Les ETM (Fe, Cu, Mn et Zn) ont été déterminés sur des échantillons de l'horizon 0-20 cm du sol, séchés, broyés et puis digérés selon INRA (2003) et Cottonie (1988), au laboratoire de l'Institut National des sols et de l'irrigation et drainage (INSID) d'Oum El Bouaghi, à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type *Perkin Elmer AA2000*.

II.1.4. CARACTERISATION DE LA VEGETATION CULTIVEE

La qualité des produits des cultures pratiquées et irriguées avec les eaux usées a également fait l'objet d'analyse afin de déterminer leur teneur en ETM. Les échantillons des parties aériennes des plantes fourragères, l'avoine (*Avena sativa* L.) et la luzerne (*Medicago sativa* L.) et maraîchères, le persil (*Petroselinum Sativum* L.) et la coriandre (*coriandrum sativum* L.) ont été récoltés à 5 cm du sol, sur chaque parcelle puis mélangés pour constituer un seul échantillon moyen composite.

Ils ont été lavés à l'eau distillée, séché à 65 °C jusqu'à poids constant avant d'être broyés et passés à travers un tamis de mailles de 0.15 mm. Les échantillons sont incinérés à 550 °C pendant 16 h et digérés avec HCl 25% et HNO₃ concentré. Après filtration à 0.45 µm, les éléments de Zn, Cu, Mn et Fe ont été déterminés selon les méthodes standard d'analyse (INRA, 2003), au laboratoire de l'INSID, au moyen d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type *Perkin Elmer AA2000*.

II.1.5. ANALYSE DES DONNEES

Le traitement statistique des données de l'eau et du sol est basé sur l'analyse de la variance des paramètres étudiés. Les tests Newman et Keuls et des contrastes sont utilisés pour la comparaison des moyennes. Ainsi, pour permettre une explication des phénomènes mis en jeu, les données d'analyses de l'eau ont été soumises à une analyse en composante principale (ACP). Les calculs statistiques ont été effectués avec les logiciels STATITCF (1993) et XLSTAT (2005).

II.2. RESULTATS ET DISCUSSION

II.2.1. LA QUALITE DES EAUX USEES

II.2.1.1. LE DEBIT ET LA TEMPERATURE DES EFFLUENTS

La qualité d'une eau est fonction des diverses substances qu'elle contient, de leurs quantités et des effets qu'elles peuvent avoir sur l'écosystème et sur l'être humain. Les éléments qui composent l'eau proviennent des déchets découlant des besoins humains (phosphore, azote, microorganismes) ou des activités industrielles et agricoles (substances toxiques, métaux, pesticides, herbicides).

L'examen de la composition physico-chimique moyenne des eaux usées de l'Oued El Gourzi montre qu'elles ont, pour les plupart des paramètres, des concentrations variables pouvant atteindre et dépasser des valeurs limites. Ceci est valable pour les MES, la DBO₅ et la DCO. La richesse de ces eaux en NH₄⁺, NO₃⁻ et PO₄³⁻, dépasse, dans certains cas, les normes internationales de réutilisation des eaux usées en agriculture. On constate effectivement que ces valeurs sont importantes quand l'eau usée est en amont, et surtout durant les périodes d'étiage.

L'évolution journalière du débit est concomitante avec la consommation de l'eau potable. Le rejet des eaux usées est plus important lors des heures de pointes (11 à 15 heures) et diminue pendant la nuit (23 à 7 heures). En périodes sèches, les effluents alimentant Oued El Gourzi sont composés des eaux usées domestiques traités préalablement à la station d'épuration principale, des eaux industrielles qui by-passent la station d'épuration, et des eaux usées brutes des localités limitrophes.

En dehors des périodes de crues, la modulation horaire de l'effluent est caractérisée par un débit traité maximum de 293.5 l/s en saison estivale (juillet), minimal de 155.2 l/s en saison hivernale (Février) et une moyenne annuelle de 195 l/s soit un coefficient de pointe de 1.5. Le débit des eaux usées non traitées ou qui by-passent la STEP est estimé à 155 l/s, soit un débit total moyen d'environ

350 l/s (DEW Batna, 2006). Les processus d'évolution de l'amont vers l'aval agissent par la force du courant sur le flux de l'eau elle-même, sur le flux des matières en suspension, minérales et organiques, et sur celui des organismes vivants (Bournaud et Amoros, 1984).

Le débit des eaux usées rejetées continuera à augmenter dans l'avenir. Cependant, cette augmentation demeurera étroitement liée à la production et à la consommation d'eau potable, qui sont tributaires de la variabilité des conditions climatiques (sécheresse). Ceci fait que toute estimation prévisible du débit des eaux usées rejetées restera aléatoire.

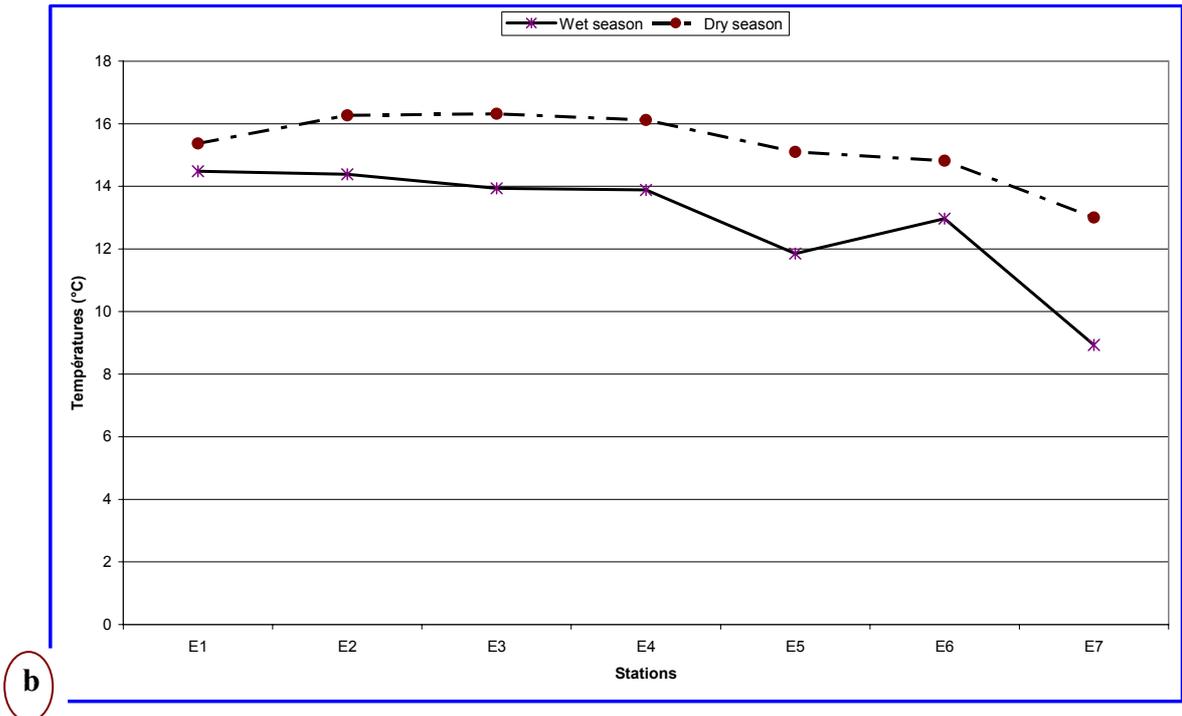
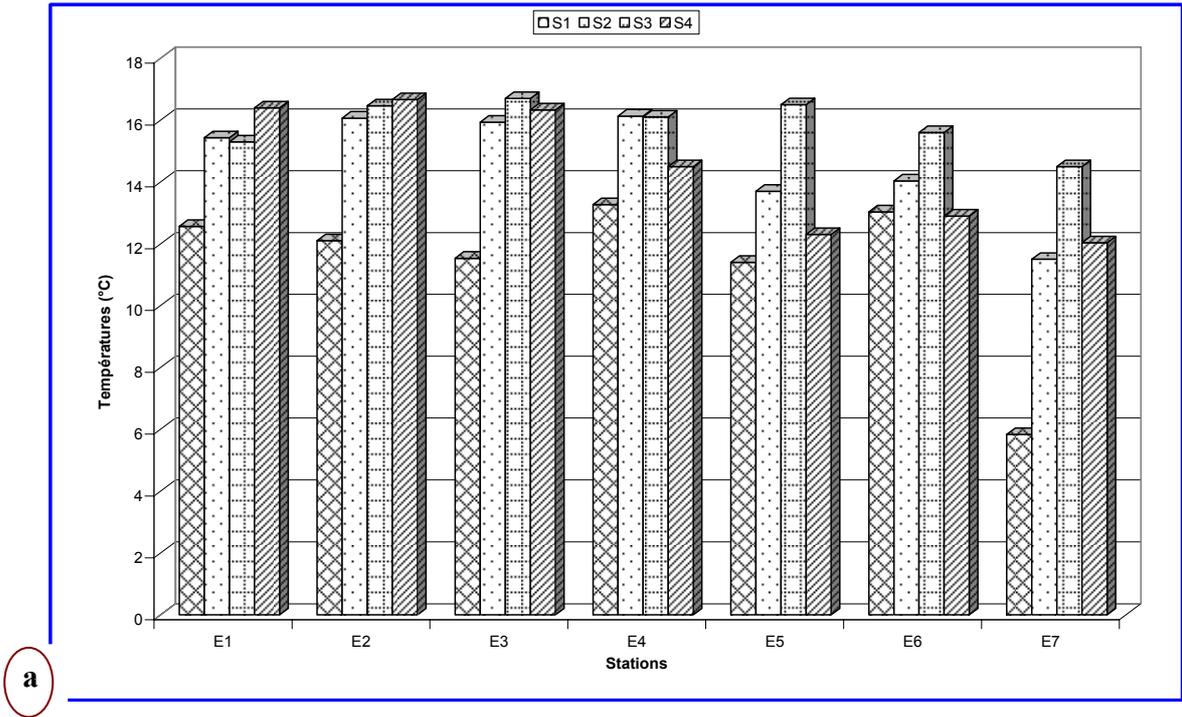
Les valeurs de la température des effluents de l'Oued El Gourzi, au cours de la période d'étude, variaient entre 5.8 au site E₇ et 16.7°C au site E₃ pendant les premier et troisième prélèvements, avec une moyenne de 15.5°C, (Figure II.3). Cette variation est conditionnée, essentiellement, par la température des rejets domestiques et industriels d'une part et des conditions météorologiques d'autre part. La température de l'eau suit celle de l'air, particulièrement, lorsque la colonne d'eau est faible, vu que la différence entre les températures des deux milieux est en moyenne de 2 à 3°C (Cornaz, 2004). L'effet de la température de l'air est traduit par la divergence des valeurs températures de l'eau entre les périodes sèches et pluvieuses de l'amont vers l'aval de l'oued (Figure II.3).

Au cours de cette étude, la troisième campagne de prélèvement (mois d'Avril) étant plus chaude (16.7°C), ce qui induit l'élévation de la température et le taux d'évaporation du cours d'eau. Cette augmentation de la température de l'air et de l'eau affecte les paramètres physico-chimiques et bactériologiques des effluents de l'Oued El Gourzi. Les valeurs prises par la température des effluents de l'Oued El Gourzi se situent dans une gamme favorable à l'activité microbienne (< 30 °C). Ceci favorise le traitement biologique et l'auto-épuration des eaux usées (Mara, 1980; JO, 1993) ainsi que le développement de la végétation (Marschner, 1995).

II.2.1.2. LE PH ET L'ALCALINITE

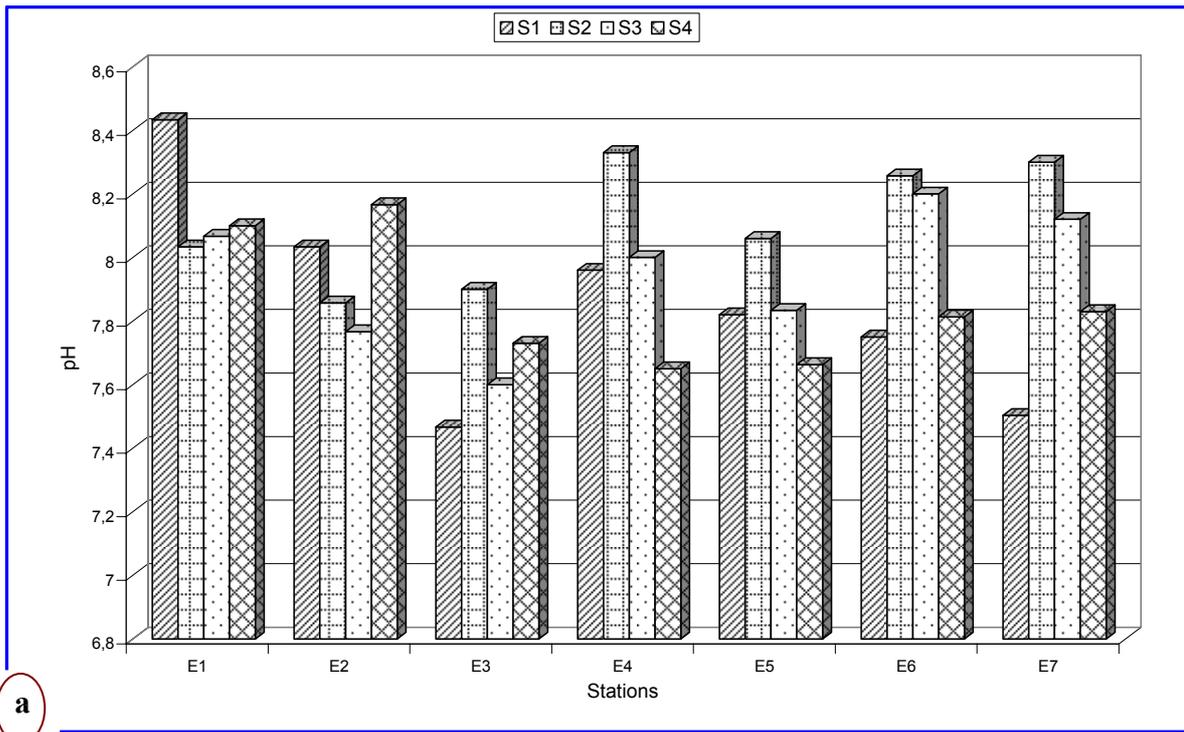
Le pH conditionne un grand nombre d'équilibre physicochimique et dépend de multiples facteurs, dont l'origine de l'eau, les apports agricoles, les rejets des agglomérations et des industries. Le pH des eaux de l'Oued El Gourzi varie de 7.46 à 8.43, en passant du site E₃ au site E₁ et présente alors un caractère légèrement basique à basique (Figure II.4).

Le profil spatial du pH des effluents de l'Oued El Gourzi ne présente pas de différence significative d'une station à l'autre, ce qui indique l'absence systématique de déversements fortement acides ou alcalins. Les valeurs les plus élevées du pH ont été enregistrées au cours des périodes d'étiage (S₂ et S₃) lorsque l'évaporation est importante. Ces résultats corroborent ceux rapportés par Cherak (1999) et Zouita (2002) pour cette zone et Abowei (2010) au Nkoro River (Nigéria).

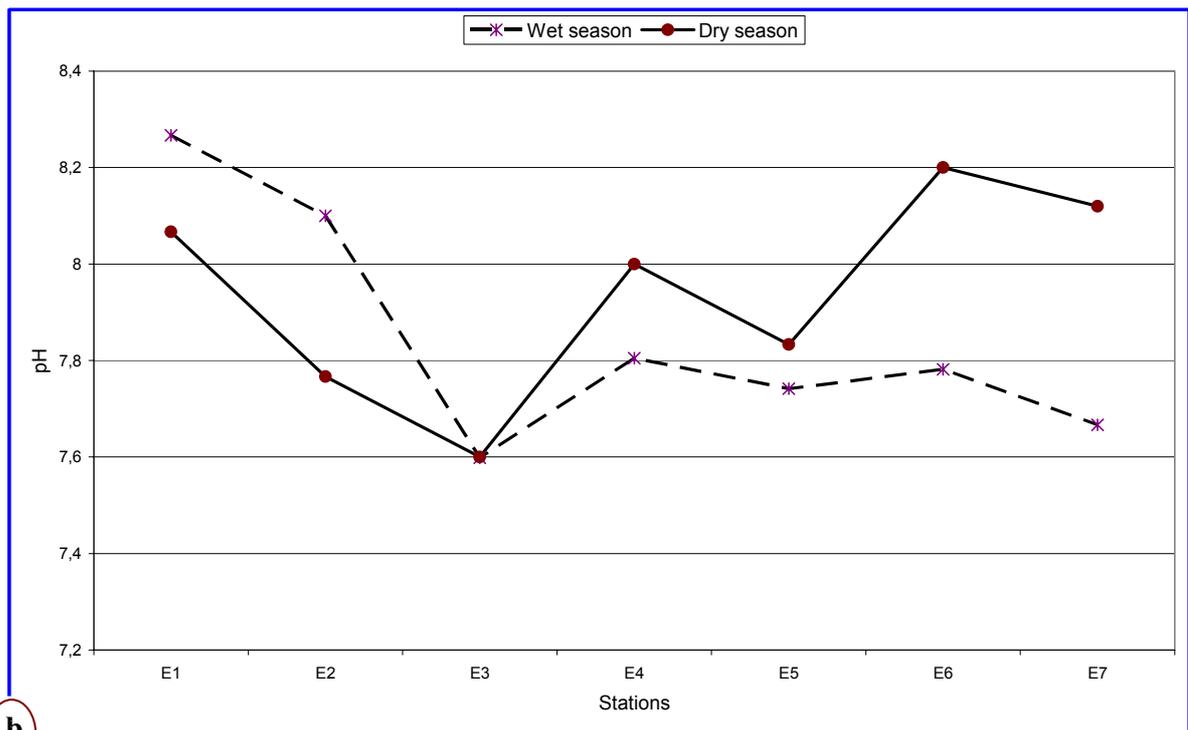


(E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.3. Variation spatio-temporelle de la température des effluents de l'oued El Gourzi



a



b

E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.4. Variation spatio-temporelle du pH des effluents de l'Oued El Gourzi

D'une façon générale, le pH des effluents étudiés est relativement stable au voisinage de la neutralité comme c'est le cas pour la plupart des eaux usées domestiques (Ouazzani, 1987; El Halouani, 1990; Hassoune, 2006). Ceci s'explique, en partie, par le fait que les industries procèdent à la neutralisation de leurs rejets avant leur déversement (Hassoune et al., 2006). La nature calcaire de l'eau de consommation (Zouita, 2002) et le pouvoir tampon des eaux usées (Petelon, 1998) y contribuent également à la neutralité du pH.

Les effluents de l'Oued El Gourzi ne montrent aucun effet défavorable sur les eaux de surface, dont le pH est dans la gamme de 5.5 à 8.5 (Nisbet et Verneaux, 1970; Arrignon, 1976; Mara, 1980; JO, 1993) et aux cultures tolérantes des pH variant de 6.5 à 8.4 (Ayers et Westcot, 1994; David et al., 1996). Mais dans le cas des eaux usées acides à cause de rejets industriels ou accidentels, il y a alors risque de dégradation de la structure du sol et de mise en solution des métaux toxiques pour la plante et pour l'homme (Scokart et al., 1983; Ratel et al., 1986; El Halouani, 1995).

L'alcalinité exprime la capacité de neutralisation des acides présents dans l'eau. Les niveaux d'alcalinité des effluents de l'Oued El Gourzi varient entre des valeurs moyennes maximale et minimale de 740 mg CaCO₃/l à la station E₂ et 498.6 mg CaCO₃/l à la station E₆ pendant les campagnes S₃ et S₂ respectivement (Figure II.5). Ces valeurs élevées en CaCO₃ pourraient être attribuées aux rejets liquides susceptibles d'être oxydées et ayant pour conséquence, une production élevée de CO₂. Cependant, la présence du CO₂ confère à l'eau une force de dissolution bien plus importante en transformant les carbonates de calcium en bicarbonate de calcium, lesquels sont plus solubles dans l'eau (Thomas, 1995). La variabilité de ce paramètre est moins ressentie dans l'espace ainsi que dans le temps.

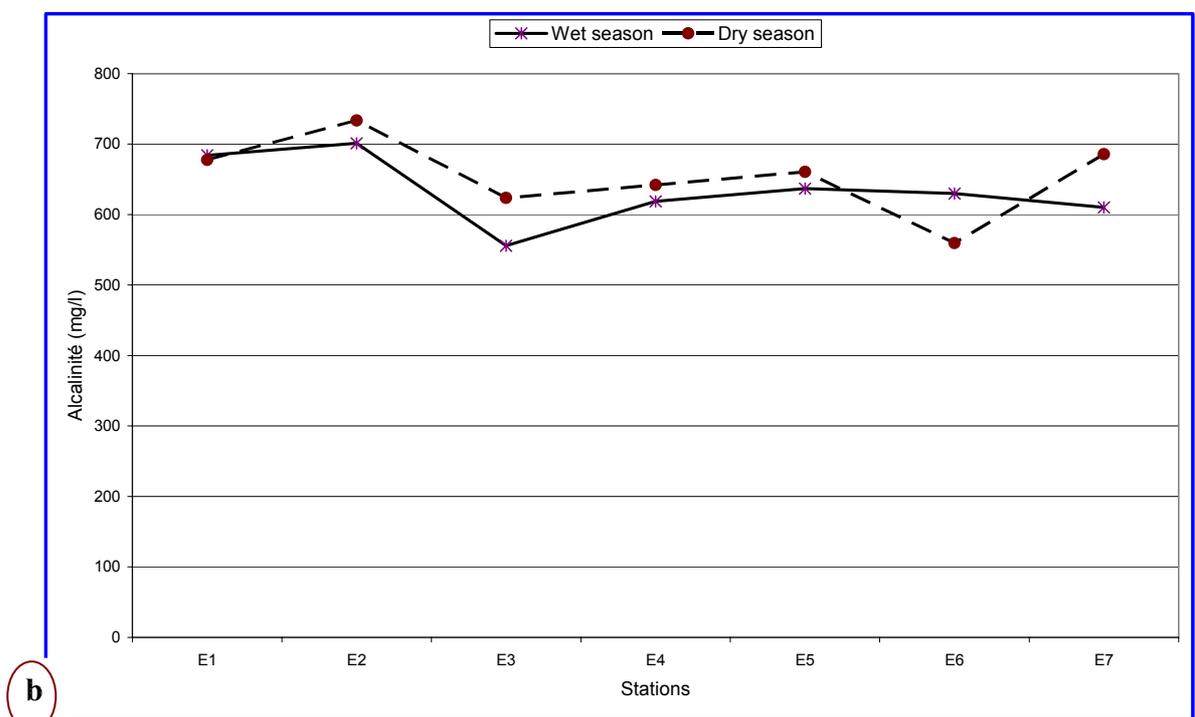
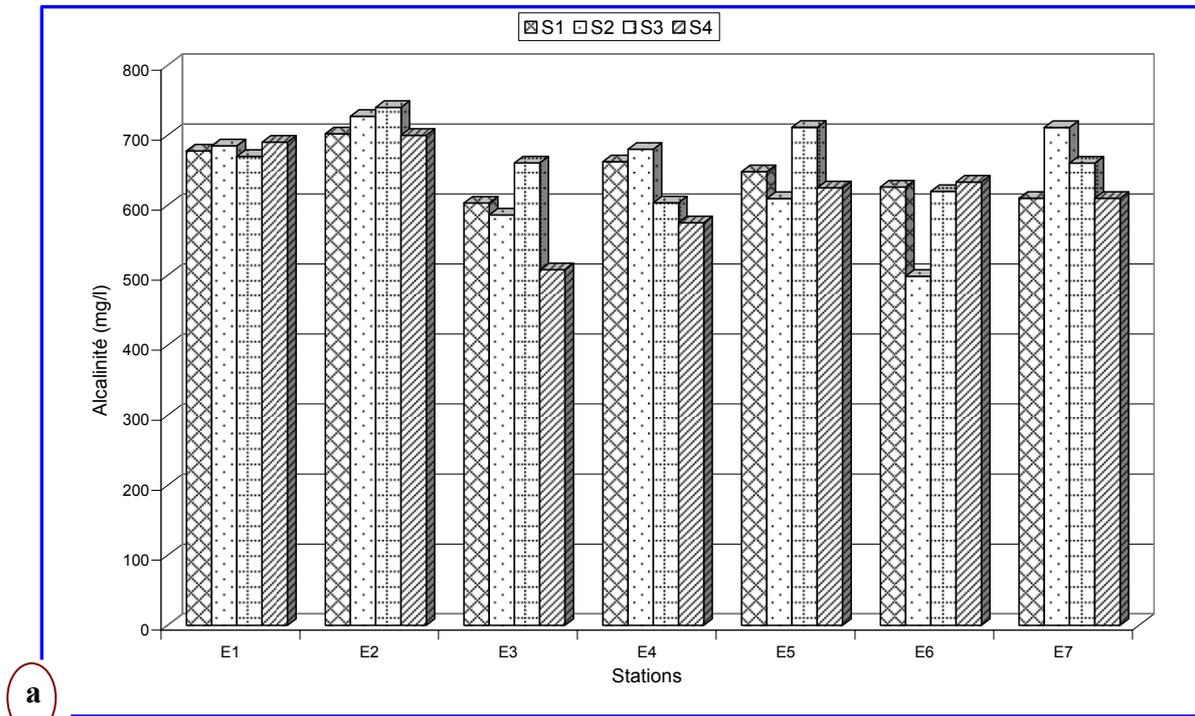
Les fluctuations interstations des teneurs en valeurs d'alcalinité s'expliquent principalement par la complexation ou la transformation des bicarbonates en gaz carbonique et par la minéralisation de la matière organique des eaux usées (Thomas, 1995). Ces valeurs sont liées essentiellement aux effluents urbains et industriels, surtout ceux déversés sans prétraitement préalable.

L'alcalinité, dans cette fourchette de pH, est constituée de bicarbonates et significativement liée à la CE ($r = +0.41^{**}$), Cl ($r = +0.50^{**}$), TDS ($r = +0.39^{**}$), MES ($r = +0.46^{**}$), NH₄⁺ ($r = +0.54^{**}$), O₂ dissous ($r = -0.56^{**}$) et %O₂ ($r = 0.60^{**}$). Ces paramètres, liés positivement aux bicarbonates, contribuent à la minéralisation de l'eau. Cornaz (2004) indique que les bicarbonates sont un indicateur de la minéralisation totale.

II.2.1.3. LA CONDUCTIVITE ET LA SALINITE

La conductivité électrique et la salinité constituent de bons indicateurs d'appréciation des matières en solution (Rhoades et al., 1992; Rodier, 1996). Elles sont fortement liées et peuvent être d'origine

naturelle ou anthropique. Le contrôle de la salinité de l'eau d'irrigation est d'une importance majeure que ce soit pour les eaux naturelles ou pour les eaux usées.



E1-E7= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.5. Variation spatio-temporelle de l'alcalinité des effluents de l'oued El Gourzi

Une salinité importante des eaux d'irrigation engendre des effets indésirables tant sur les propriétés physiques du sol que sur la croissance et les rendements des cultures (Ayers and Westcot, 1994).

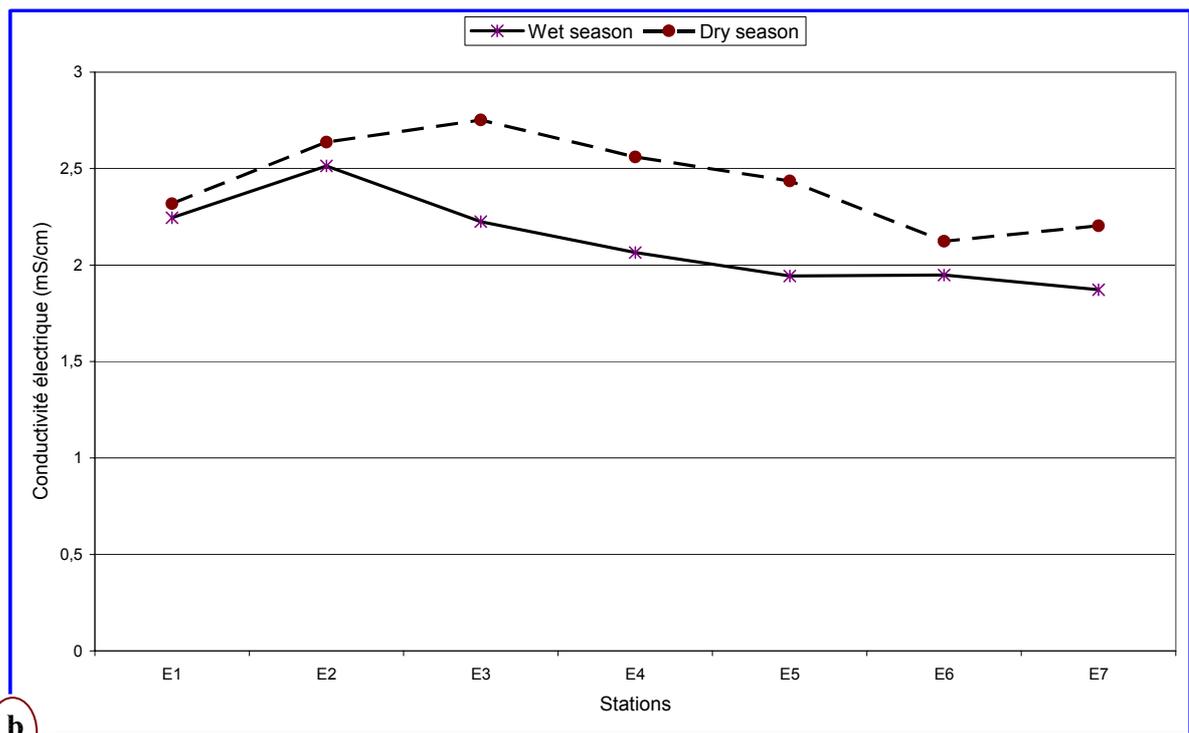
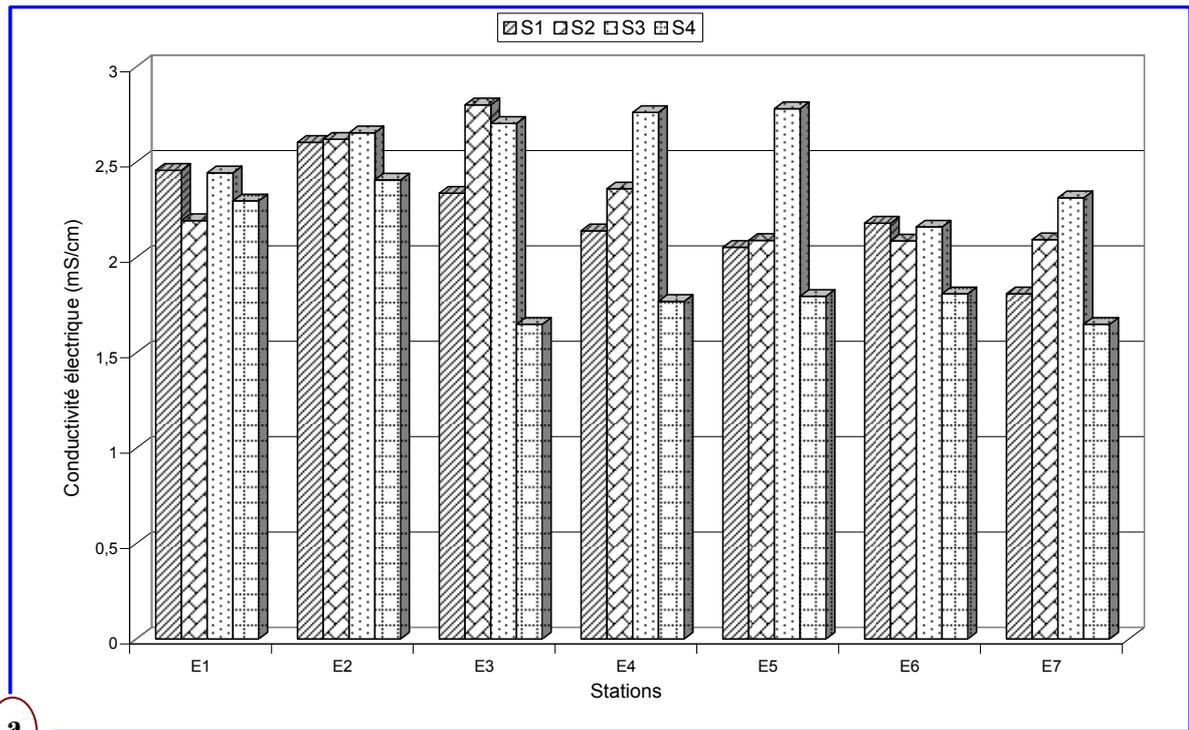
Les valeurs de la conductivité électrique et de la salinité des eaux des sites étudiés oscillent entre 1.65 mS.cm^{-1} et 0.87 mg.l^{-1} les deux à la station E_7 au cours de S_4 et 2.80 mS.cm^{-1} à la station E_3 et 1.82 mg.l^{-1} à la station E_2 pendant S_2 (Figures, II.6 et II.7). Dans l'ensemble, la conductivité électrique et la salinité montrent des valeurs élevées au niveau des points de rejet (E_1 et E_2) qui s'amenuisent le long du parcours du cours d'eau. Les profils temporels de la conductivité électrique et de la salinité des effluents étudiés présentent une différence significative d'une saison à l'autre, les niveaux sont plus faibles en périodes de crue (S_1 et S_4) comparées à celles des conditions d'étiage (S_2 et S_3). Ceci est dû à la grande dilution que connaît l'Oued suite aux précipitations.

L'évolution de la conductivité de l'eau est proportionnelle à l'évolution des matières en suspension ($r = 0.41^{**}$), des chlorures ($r = 0.50^{**}$) et de l'alcalinité ($r = 0.41^{**}$). Ces résultats sont consistants avec ceux rapportés par Bohn et al., (2001) et Sial et al., (2006).

Les valeurs observées de la conductivité électrique et de la salinité, des différents sites de prélèvement de la présente étude, sont situées dans la plage des valeurs limites recommandées par Ayers et Westcot (1994) et la FAO (2003). Ces valeurs limites sont de l'ordre de $0 - 3 \text{ mS.cm}^{-1}$ pour la conductivité et $0 - 2000 \text{ mg.l}^{-1}$ pour la salinité. D'après la classification des eaux d'irrigation rapportée par Richards (1969), les effluents de l'Oued El Gourzi appartiennent aux classes III et IV. Cette classe se caractérise par une très forte salinité et un risque élevé, en cas d'exploitation en agriculture, exploitation qui reste toujours possible sous certaines conditions.

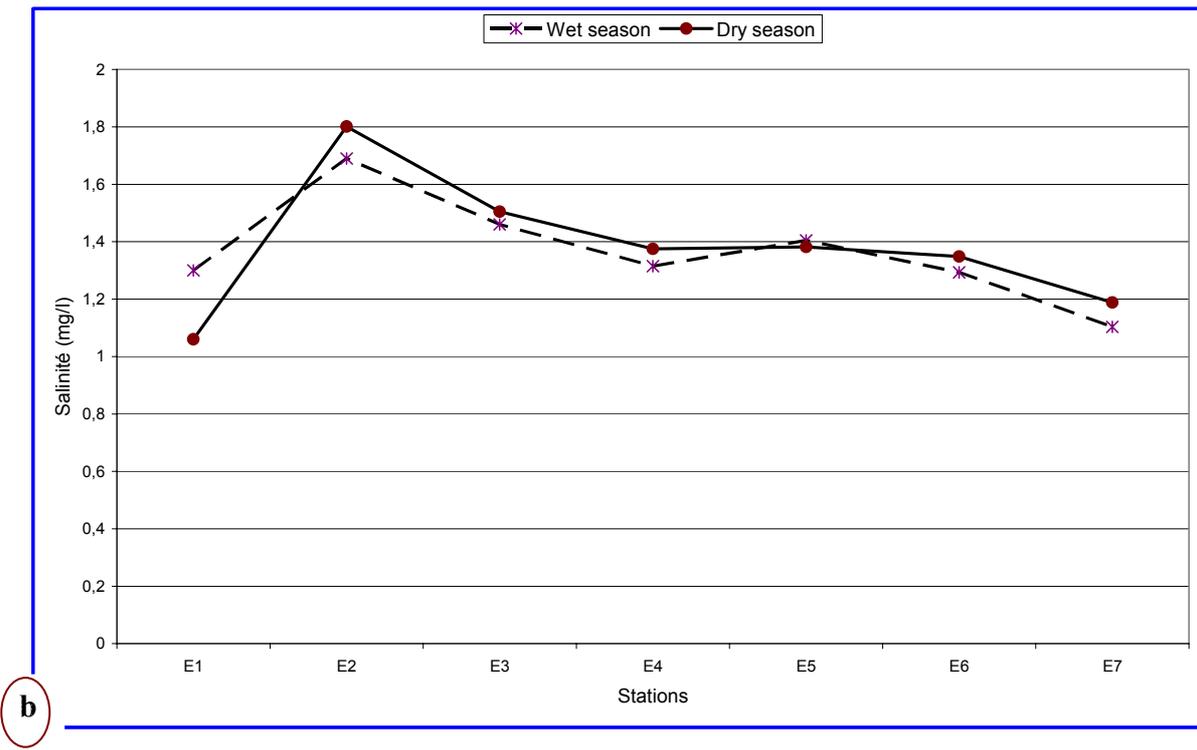
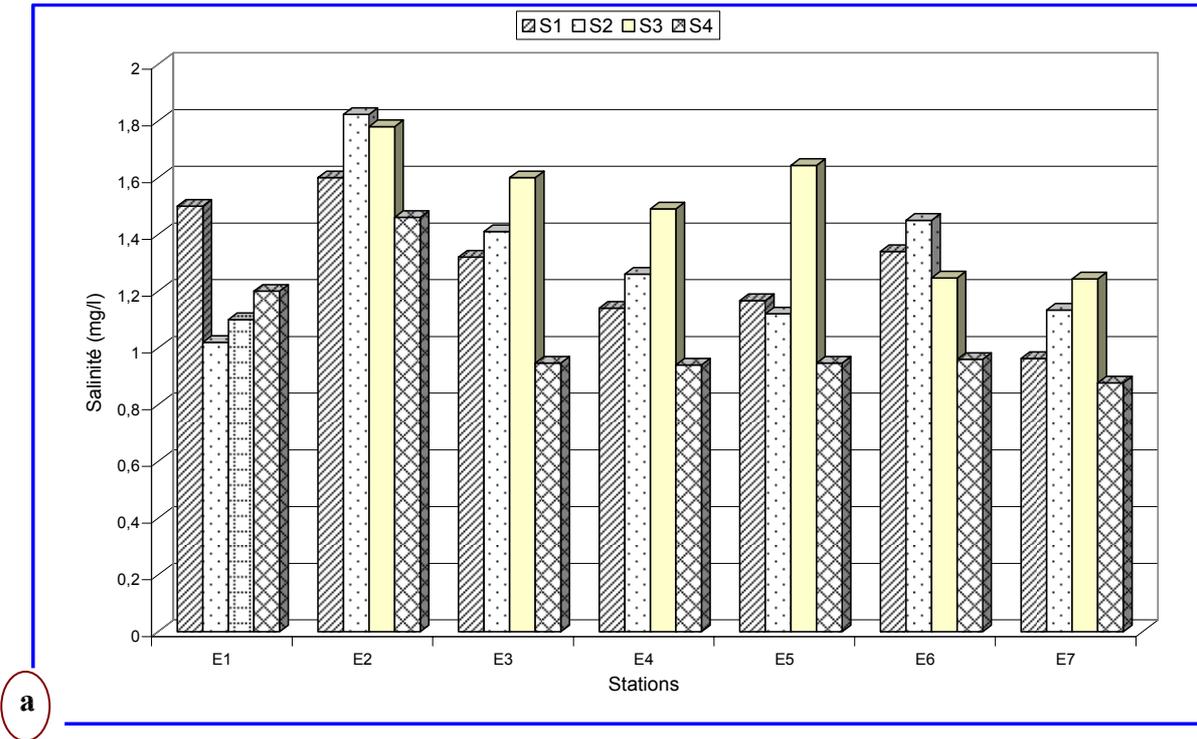
En effet, selon Landreau (1987), l'usage des eaux de très forte salinité, appartenant aux classes III et IV, à des fins agricoles est envisageable sur des cultures particulièrement résistantes. Le risque encouru par les cultures est fonction de la nature des sels minéraux contenus dans l'eau d'irrigation, leurs teneurs et la texture du sol (Ayers and Westcot, 1994 ; Bazza, 2003). Les résultats de la conductivité électrique et de la salinité des effluents de la zone d'étude est en accord avec ceux rapportés par Zouita (2002) et Cherak (1999) dans la même zone et par Rusan et al., (2007) pour la Jordanie.

Les teneurs en chlorures des eaux usées sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés (Rodier, 1996; Bremond et Vuichard, 1973) et à la nature des activités humaines (Ayers and Westcot, 1994; FAO, 2003). L'analyse des résultats des chlorures (Figure II.8) montre que les concentrations oscillent entre 199.8 mg/l en E_5 et 548.3 mg/l en E_2 les deux pendant la campagne (S_4). Le profil temporel des chlorures montre des teneurs faibles pendant les périodes de haut débit suite aux apports d'eaux pluviales. Ceci explique que les fluctuations significatives détectées au cours des différentes campagnes pourraient être attribuées aux déversements majeurs et mineurs des effluents.



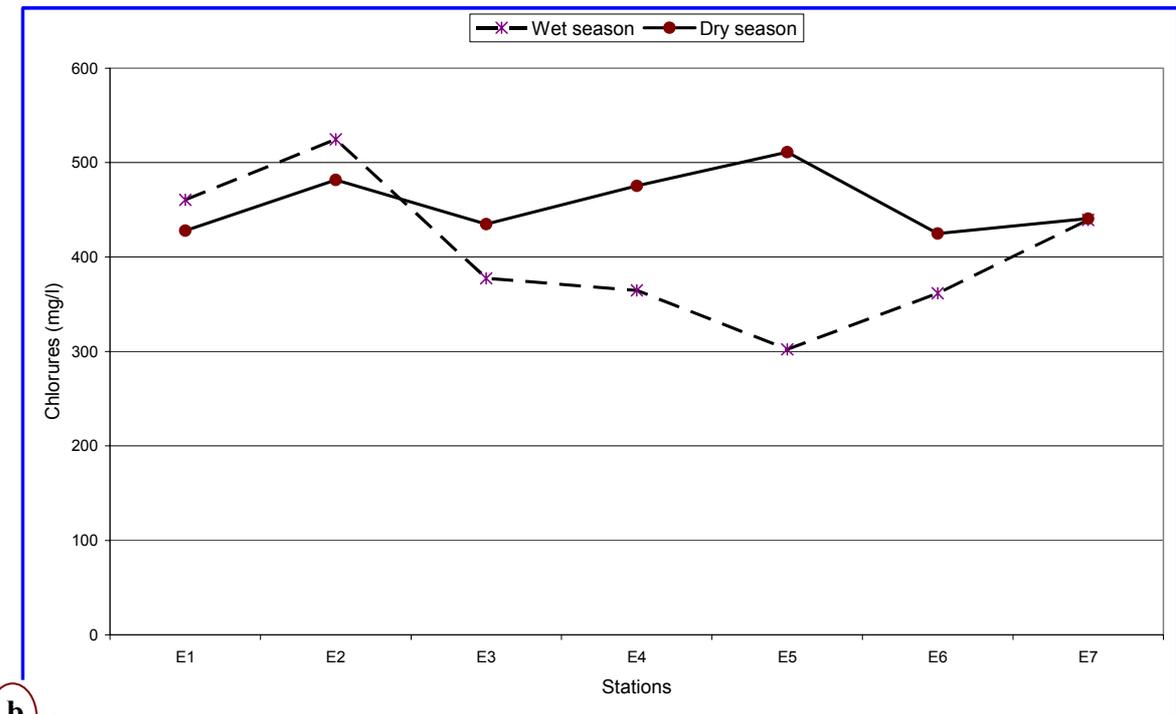
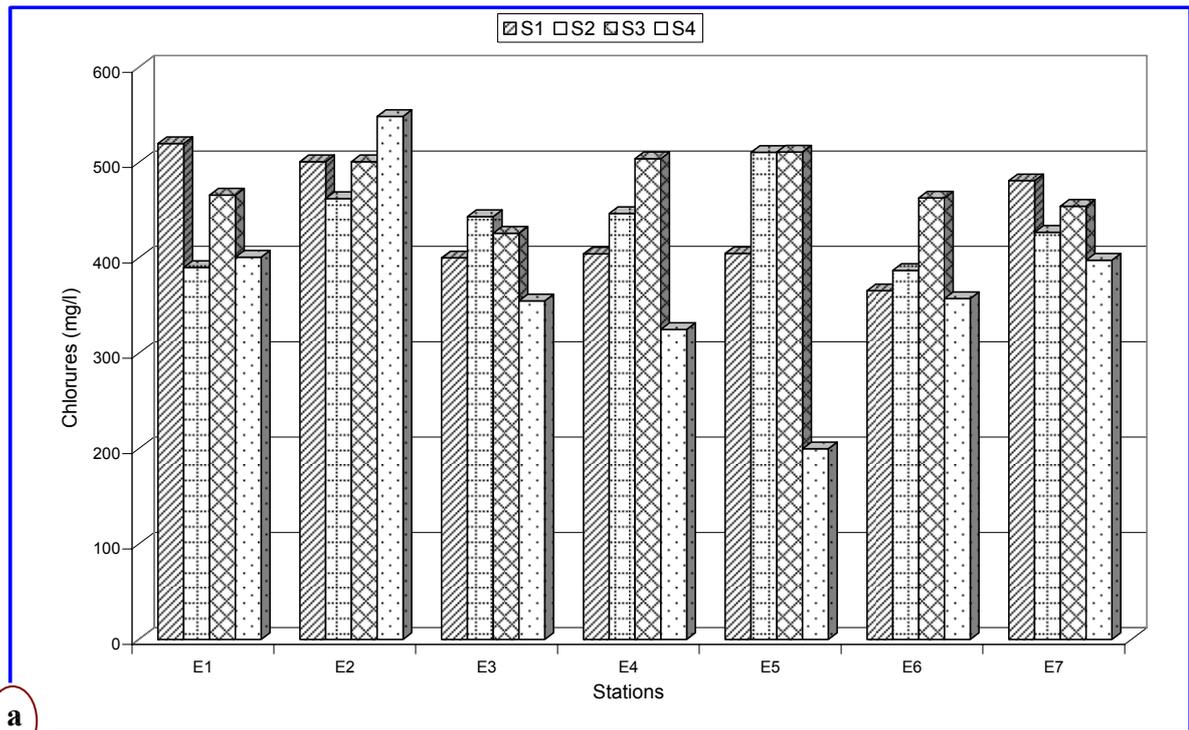
E1-E7= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.6. Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des effluents de l'oued El Gourzi



E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.7. Variation spatio-temporelle de la salinité des effluents de l'oued El Gourzi



E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.8. Variation spatio-temporelle des chlorures des effluents de l'Oued El Gourzi

En comparaison avec les teneurs relativement faibles de l'eau potable de la ville de Batna, on note une forte pollution par les chlorures apportés lors de l'utilisation domestique ou industrielle. La variabilité des chlorures est liée à la conductivité électrique ($r = 0.50^{**}$) et à la salinité de l'eau ($r = 0.50^{**}$), ce qui confirme leur origine commune (eau usée). Le taux de chlorures dans les eaux usées de l'Oued El Gourzi est supérieure à 355.0 mg/l, dépassant largement le seuil tolérable pour les modes d'irrigation de surface et par aspersion (Ayers and Westcot, 1994). Ceci suggère la possibilité d'apparition d'effets de toxicité sur les cultures très sensibles irriguées avec ces eaux.

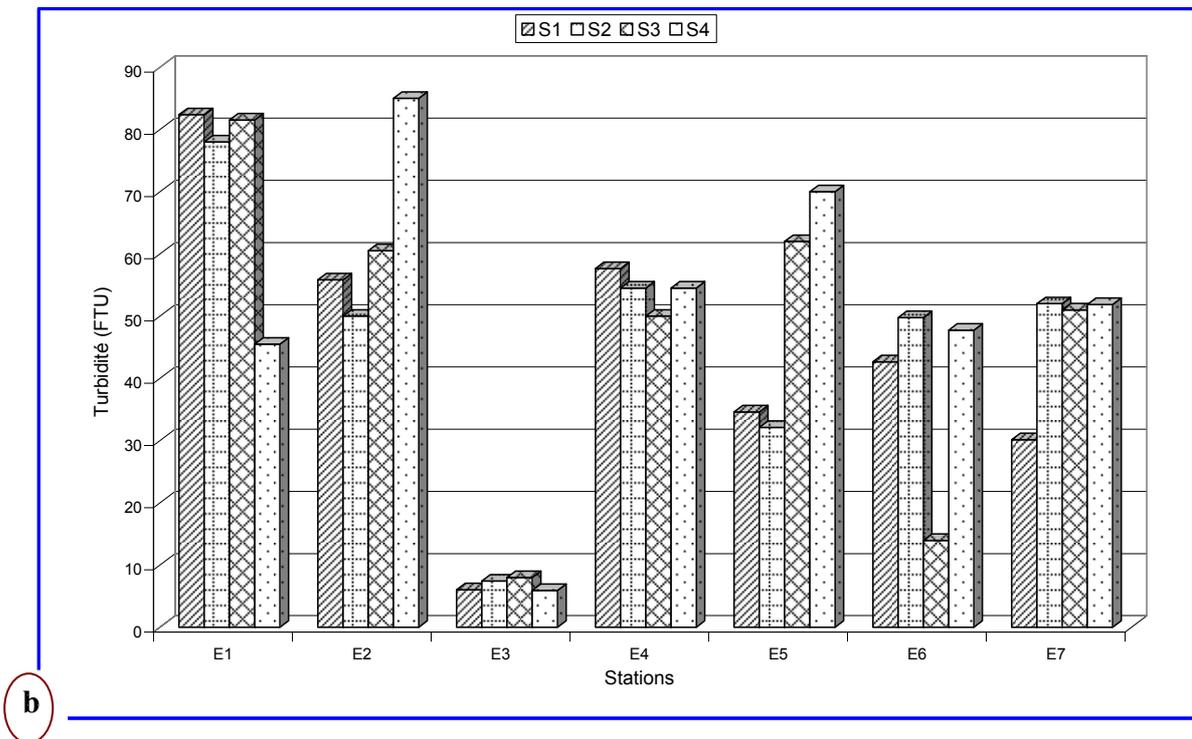
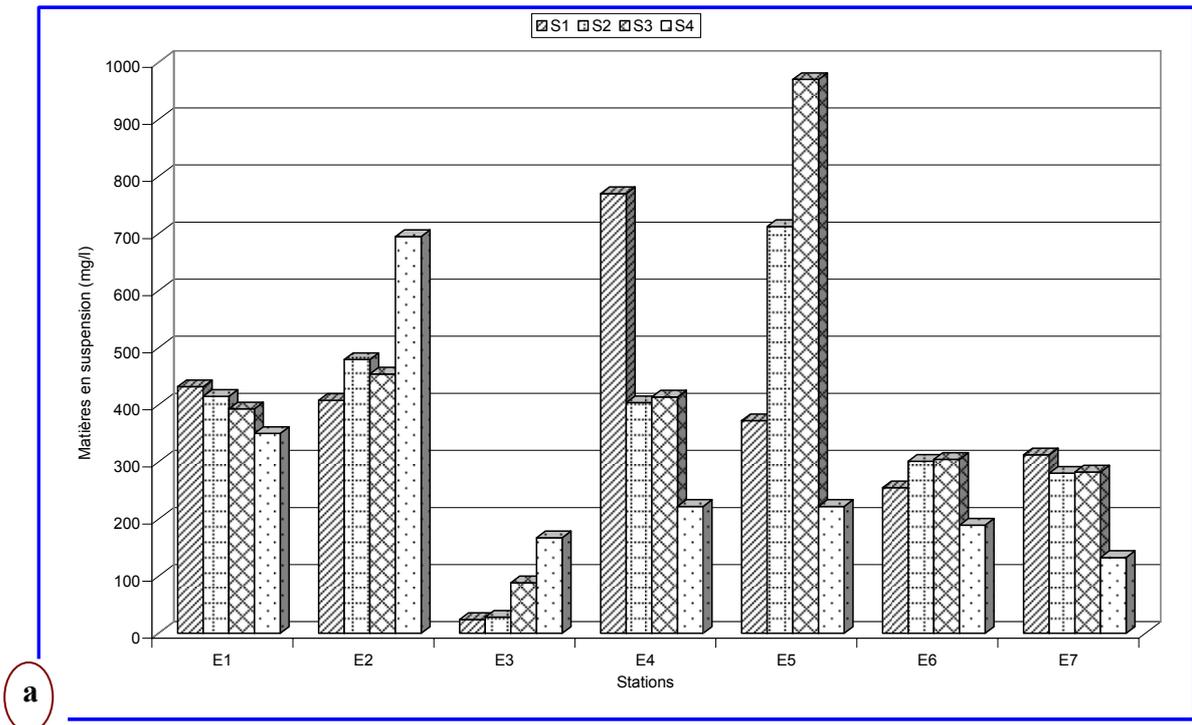
II.2.1.4. LES MATIERES EN SUSPENSION ET LA TURBIDITE

Les matières en suspension (MES) représentent l'ensemble des particules minérales et organiques insolubles, flottantes ou en suspension, contenus dans les eaux usées (Cornaz, 2004). Elles sont en majeure partie biodégradable (Faby, 2003). La turbidité résulte de la dispersion et de l'absorption de la lumière par les particules de matière en suspension.

Les matières en suspension et la turbidité enregistrent des valeurs élevées de 970 mg.l⁻¹ et 85 FTU aux stations E₅ et E₂ au cours des campagnes S₃ et S₄ respectivement. Elles sont de valeurs minimales (24 mg.l⁻¹ et 6.02 FTU) au niveau du site E₃, exutoire de la STEP, pendant S₁ et S₄ respectivement (Figure II.9). Ces résultats montrent qu'après une réduction substantielle en E₃, les teneurs des MES et de la turbidité augmentent suite au mélange des eaux des eaux traitées (E₃) avec les eaux non traitées (E₁). La STEP de Batna a réussi à atténuer fortement la pollution particulaire en E₃ qu'engendre le collecteur E₂. Tandis que l'importance des MES en E₅ est lié à la remise en suspension du complexe sédimentaire du lit de l'Oued El Gourzi. Les valeurs des MES et de la turbidité sont plus liées au facteur position qu'au facteur temps.

La variation spatiale des valeurs moyennes des matières en suspension et de la turbidité est influencée par le rapprochement des points de rejet, de la texture du lit de l'oued et de la configuration de son parcours. Les résultats montrent une corrélation significative ($r = 0.51^{**}$) entre les MES et la turbidité de l'eau usée.

Ces résultats sont comparables à celles observées par Udeigwe (2005). La rivière Bagmal (Népal) a enregistré des valeurs très élevées de MES de 1985 mg.l⁻¹ pendant la saison des pluies torrentielles (Kannel et al., 2007). Sammori et al., (2004) rapportent que plus la quantité de matière en suspension est élevée, plus il y a donc des chances que la turbidité soit élevée. Cependant, les MES et la turbidité des eaux de l'Oued El Gourzi ne suivent pas la même tendance. La différence dans les valeurs de ces paramètres est liée à la nature, la forme, la taille et aux propriétés de dispersion et d'absorption de la lumière des particules en suspension qui composent l'effluent (Cornaz, 2004).



E1-E7= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.9. Variation spatio-temporelle des matières en suspension et de la turbidité des effluents de l'Oued El Gourzi

L'existence des matières en suspension dans les effluents d'Oued El Gourzi en quantité dépassant largement la norme de 30.0 mg/l, recommandée par le JO (1993) et l'OMS (1989) pour les eaux de surface, n'entrave pas leur utilisation dans l'irrigation des cultures. Selon Ayers et Westcot (1994), la valeur maximale permmissible peut atteindre 2000 mg/l. L'utilisation des eaux avec une telle charge, doit être faite avec précaution pour éviter le colmatage de la porosité du sol aux conséquences néfastes sur la perméabilité (Landreau, 1987 ; Ratel et *al.*, 1986 ; Ayers et Westcot, 1994; Faby, 2003; FAO, 2003). Pour pallier aux problèmes de colmatage, on doit, d'une part, réduire le taux des MES par traitement (décantations primaire et secondaire) et d'autre part, travailler le sol pour assurer à la fois la dégradation de la matière organique et l'aération de ce dernier (Landreau, 1987). L'élimination des MES de l'effluent brut permet, d'une part, la protection des milieux aquatiques naturels, et d'autre part, de minimiser les dépenses engendrées par le recours fréquent au travail du sol.

II.2.1.5. LES DEMANDES BIOCHIMIQUE (DBO₅) ET CHIMIQUE (DCO) EN OXYGENE, L'OXYGENE DISSOUS ET LE POURCENTAGE DE SATURATION EN OXYGENE

La demande biochimique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO) et les matières oxydables (MO = 1/3 DCO + 2/3 DBO₅) représentent les paramètres habituellement utilisés d'une manière indirecte, pour décrire la charge organique de l'eau usée (Gaid, 1993; Adler, 2005). La présence de l'oxygène dissous dans l'eau usagée est déterminée principalement par l'oxydation et la dégradation des polluants et enfin par les échanges air - eau.

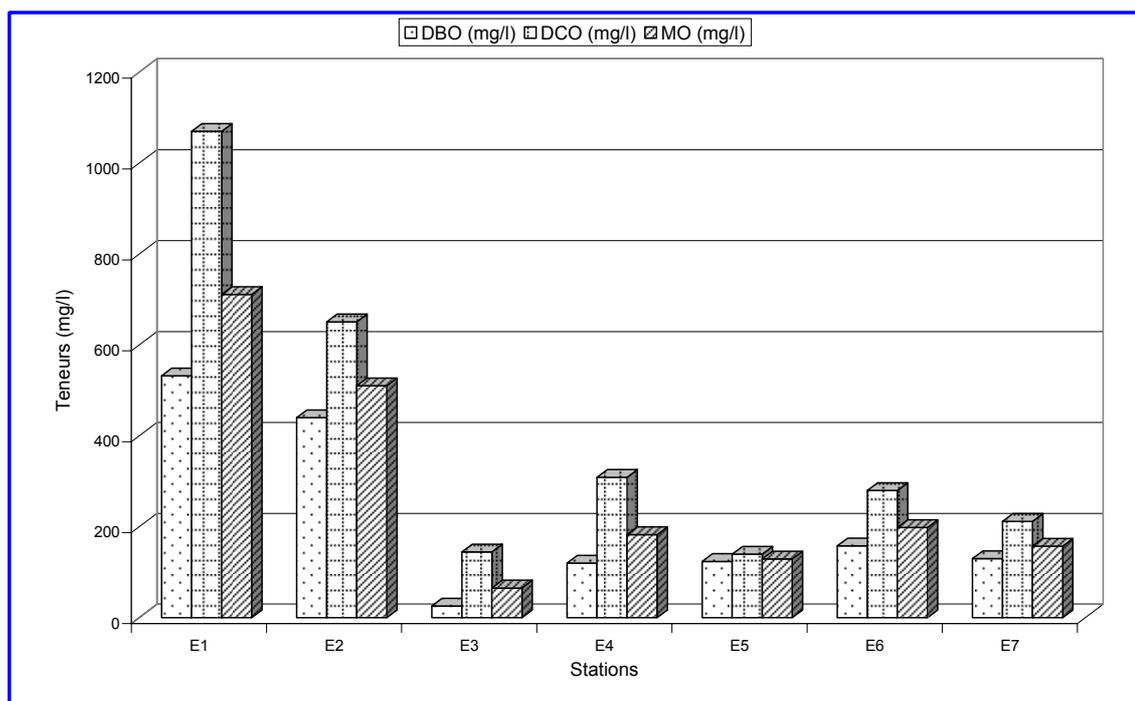
Les valeurs, enregistrées au cours de la période d'étude, sont comprises entre 25.66 mg/l en E₃ et 532 mg/l en E₂ pour la DBO₅. Elles sont de 212 mg/l en E₃ et 1070 mg/l en E₁ pour la DCO. Les valeurs des matières oxydables (MO) varient de 65.44 mg/l en E₄ à 711.33 mg/l en E₁. Pour l'oxygène dissous, les valeurs observées sont de 3.05 mg/l en E₂ et 8.75 mg/l en E₃ (Figures II.10, II.11, II.12).

Il est clair que le site E₁ représente l'effluent brut provenant des usages domestiques de l'eau. Il se caractérise par sa richesse en matière organique. Après l'abattement biologique de cette pollution en E₃, l'effluent E₁ la régénère légèrement en aval. A l'exutoire de la STEP de Batna (E₃), où l'eau usée subit généralement un traitement intensif, puis elle est rejetée en chute d'une hauteur d'environ 2.5 m, l'oxygène dissous enregistre sa valeur moyenne maximale de 8.75 mg.l⁻¹ (99.6% de saturation en O₂).

Une oxygénation extensive de l'eau usée se produit progressivement de l'amont vers l'aval de l'écoulement, essentiellement par les échanges avec l'air au contact de l'eau. Au cours de la première et de la dernière campagnes, l'augmentation du taux d'oxygène dissous et du pourcentage de saturation en oxygène est due, en plus du haut débit causé par les précipitations qu'a connaît la région, pour la première à la chute de température ce qui inhibe la prolifération bactérienne et donc la consommation d'oxygène, et pour la deuxième, à l'augmentation du débit d'eau en réponse aux besoins croissants.

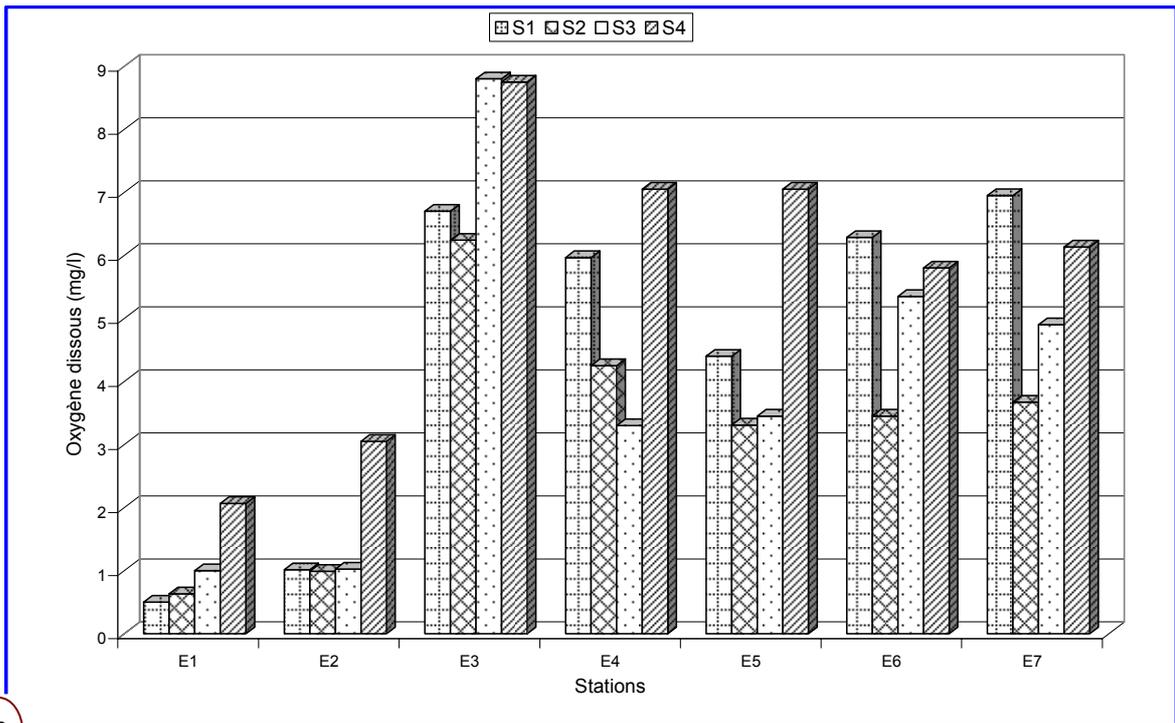
Les paramètres DBO₅, DCO et MO évoluent d'une façon similaire d'amont vers l'aval de l'écoulement. Cette évolution s'explique par l'instauration des conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes et l'oxydation des sels minéraux, ce qui permet un gradient croissant d'oxygène dissous. Les stations auxquelles les MO se trouvent en quantité considérable correspondent aux stations où il y a déplétion d'oxygène, à savoir les entrées de la STEP et de l'oued El Gourzi.

Ceci souligne le rôle des bactéries aérobies et micro-organismes minéralisateurs qui utilisent l'oxygène pour détruire la matière organique. Ainsi, les eaux usées de l'Oued El Gourzi sont, majoritairement de nature domestique (DCO/DBO₅ < 2.5), ce qui indique que la matière oxydable (MO) de ces eaux usées est facilement dégradable (Gaid, 1993; Bechac et al., 1987; Guamri et Belghyti, 2006). Ceci montre que la contribution des activités industrielles à l'évolution de la DBO₅ et la DCO est faible.

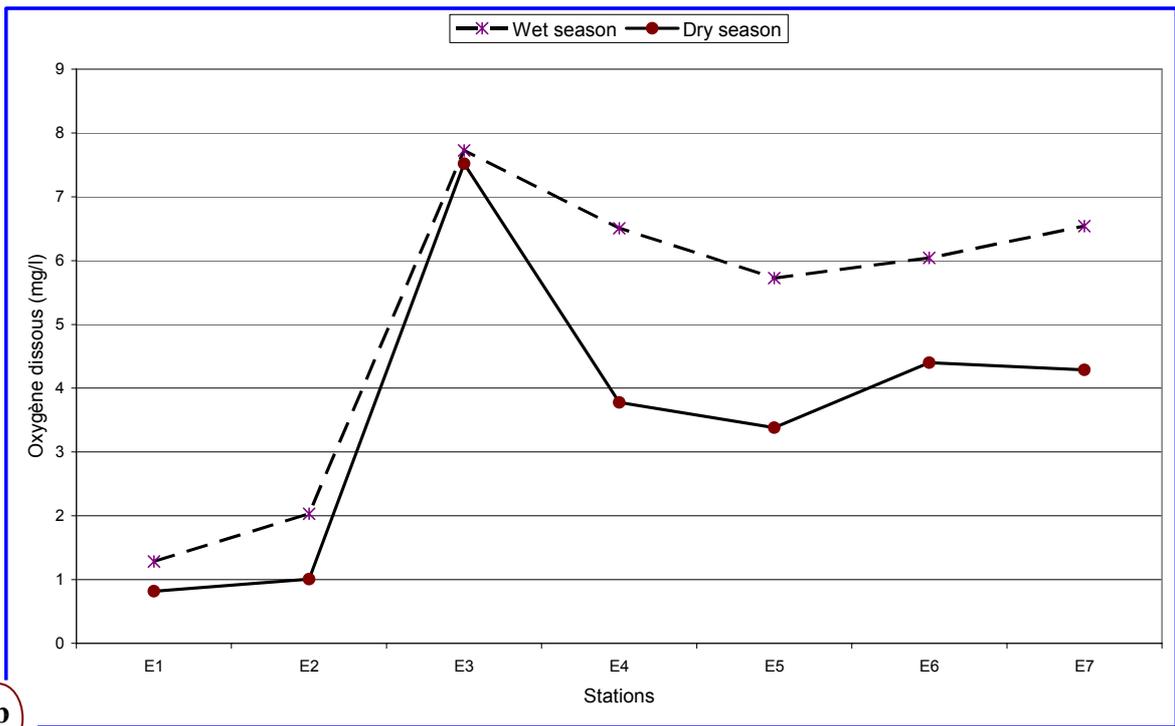


E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued

Figure II.10. Variation spatiale de la DBO, DCO et MO des effluents de l'oued El Gourzi



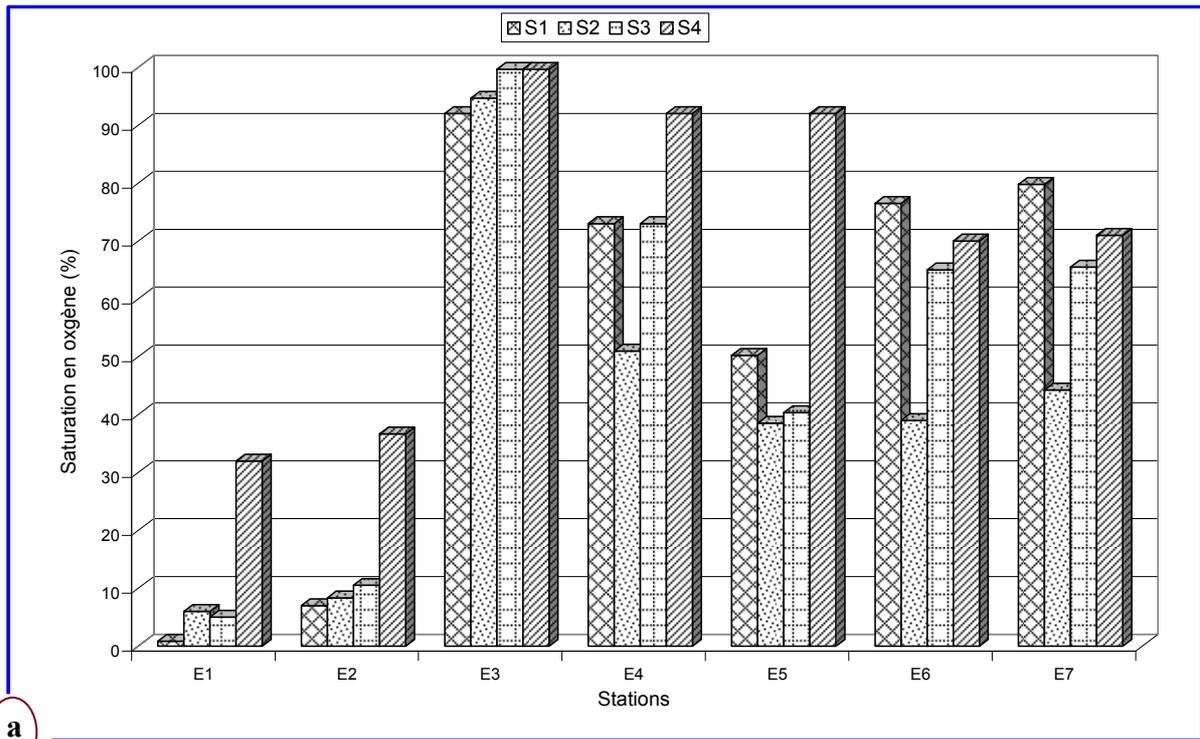
a



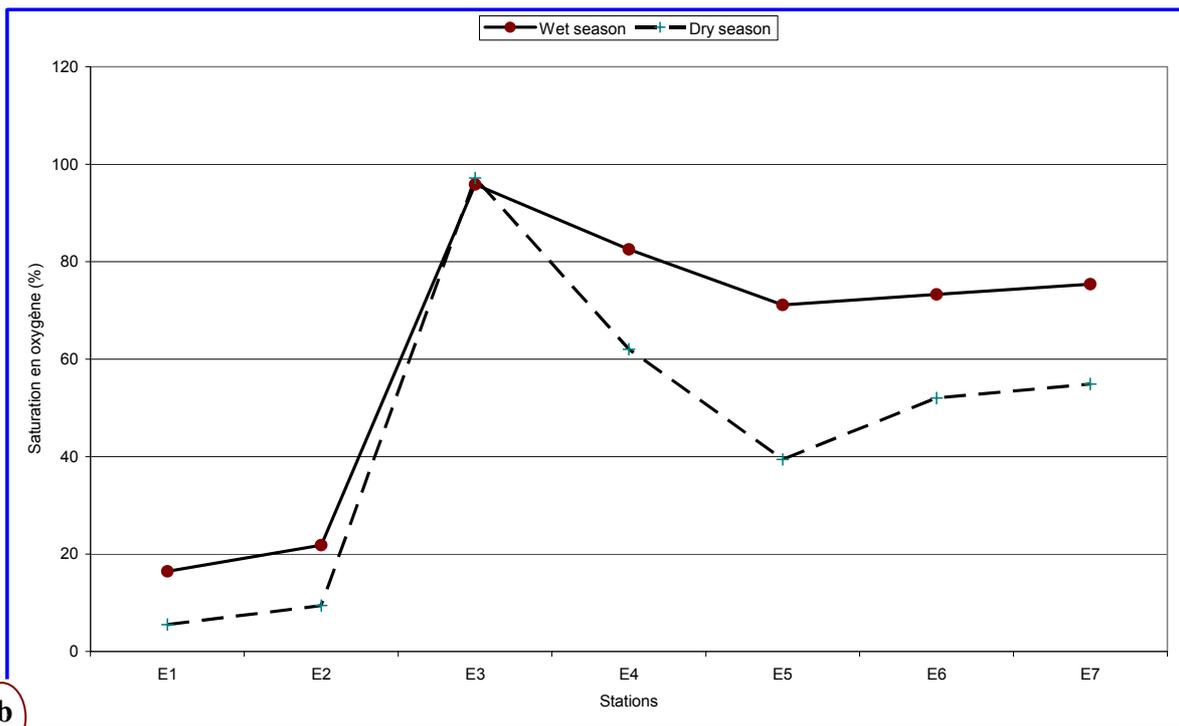
b

Figure II.11. Variation spatio-temporelle de l'O₂ dissous des effluents de l'oued El Gourzi

E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)



a



b

E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.12. Variation spatio-temporelle du pourcentage de saturation en oxygène des effluents de l'oued El Gourzi

Selon la Direction de l'Environnement de Batna (2006), un traitement approprié de l'eau usagée est effectué au niveau de chaque unité préalablement à tout rejet. La hausse des valeurs moyennes de la DCO et de DBO_5 enregistrée particulièrement au niveau des sites E_4 et E_6 est due aux rejets additionnels non traités des localités de Bou Ilef, Bouakez et Fisdis connues par leurs intenses activités d'élevage bovins, ovins et de volailles.

Ces résultats corroborent ceux rapportés par Vhevha *et al.*, (2000) et Mara (1980). Zouita (2002) rapporte des valeurs moyennes supérieures de 320 mg/l pour la DBO_5 et 350.26 mg/l pour la DCO. La réduction de la pollution organique des effluents d'Oued El Gourzi trouve son explication dans le démarrage et le bon fonctionnement de la nouvelle station d'épuration (à boues activées) des eaux usées de la ville de Batna.

Si la matière organique présente des effets néfastes pour les milieux aquatiques par la surconsommation d'oxygène de ces milieux, elle est d'un grand intérêt en irrigation. Les effets de la matière organique s'exercent principalement sur les propriétés du sol, soient physiques (stabilité structurale, aération, rétention et économie d'eau), chimiques (capacité d'échange) ou biologique (Hillel, 1998; Sparks, 2003).

D'une manière générale, mis à part l'exutoire de la STEP de Batna, les autres stations de prélèvement présentent des valeurs moyennes de la DBO_5 et de la DCO supérieures à la norme algérienne des rejets qui est fixée à 40 et 120mg/l respectivement (JO, 1993).

II.2.1.6. L'AZOTE ET LES PHOSPHATES

L'azote est un constituant essentiel de la matière vivante, mais sa présence en quantité importante dans les eaux usées nécessite une surveillance attentive (Mecalf & Eddy, 1991; NRC., 1993; Faby, 2003; Cornaz, 2004). L'azote des eaux usées se trouve sous formes organique et inorganique. Les formes inorganiques sont immédiatement disponibles pour la plante tandis que les formes organiques doivent être minéralisées par les microorganismes.

La forme de l'azote ciblée par cette étude est la forme minérale, ammoniacale (NH_4^+) et nitrique (NO_3^-). Les valeurs des nitrates obtenues dans la zone oscillent entre 3.25 à 36.4 $mg.l^{-1}$ de E_6 à E_7 , au cours de l'hiver. Celles de l'ammonium varient de 58.5 à 170.7 $mg.l^{-1}$ entre E_1 , et E_4 (Figures II.13 et II.14). Ces résultats indiquent un gradient légèrement croissant des teneurs moyennes de nitrate de l'amont de l'écoulement vers l'aval. La teneur en ammonium, par contre, diminue sur le même axe.

En effet, à proximité des points de rejet (E_1 et E_2), la faible teneur en nitrates est due au fait que l'azote, se trouve sous ses formes ammoniacale ou organique, fortement présentes dans les eaux usées domestiques, puis progressivement, ces derniers s'oxydent, générant les nitrates (Rodier, 1996; Cornaz, 2004). Au niveau du site E_6 , les conditions de dénitrification sont réunies (ralentissement ou stagnation) pour engendrer la réduction remarquable des valeurs de nitrates. Les plus faibles teneurs de

nitrate ont été enregistrées en période de haut débit ($S_1 + S_4$), Ceci peut s'expliquer par l'effet de la grande dilution suite aux apports d'eau de pluie.

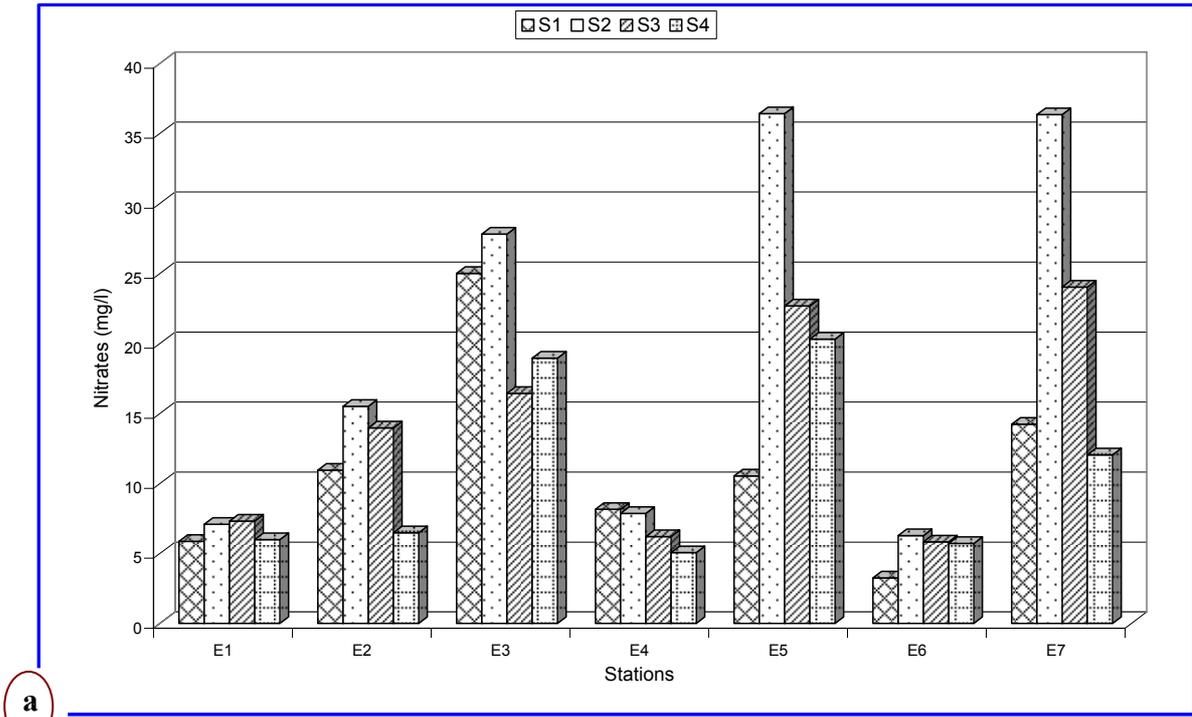
Nisbet et Verneaux (1970) rapportent que l'azote ammoniacal existe dans les eaux riches en matière organique en décomposition lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa minéralisation. Les valeurs de NH_4^+ à l'entrée (E_2) et à la sortie (E_3) de la station d'épuration sont comparables à celles mesurées par le laboratoire des analyses physicochimiques de la STEP de la ville de Batna (STEP, 2006).

Comparées aux valeurs de nitrates rapportées par Zouita (2002), variant de 85.8 à 138.6 mg/l, les teneurs en nitrates dans les eaux usées d'Oued El Gourzi sont en baisses. Mais parce qu'elles sont accompagnées d'une augmentation de la teneur en ammonium, un processus de réduction de nitrates en nitrites ensuite en ammonium a probablement pris place (Turin, 1991). La réduction relative des teneurs en NO_3^- est à attribuer au fonctionnement de la STEP Batna qui contribue à l'abattement de la pollution azotée.

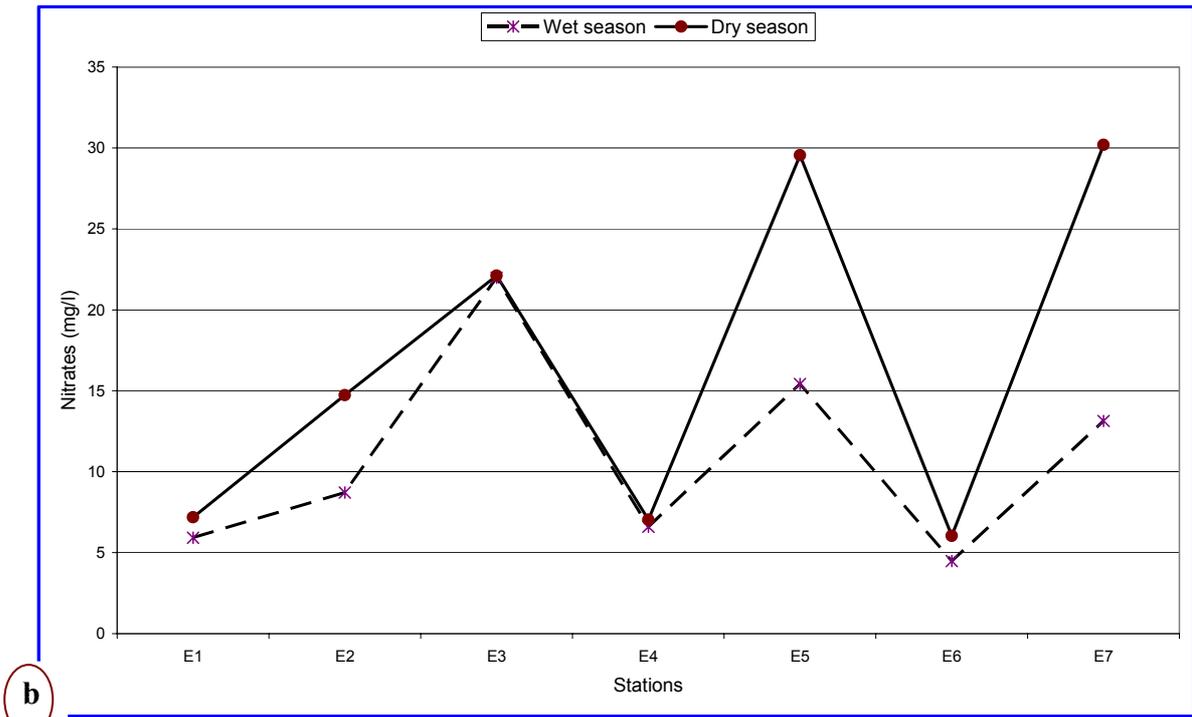
Les valeurs observées pour les nitrates, dans la présente étude restent inférieures à celles rapportées pour des études similaires des eaux usées de la région de Mzamza (Nord Est de Settat, Maroc) par Hassoune (2006). Des valeurs comparables d'ammonium sont trouvées par Mennani (2001) en Algérie et par Rusan et *al.*, (2007) en Jordanie. Des valeurs plus élevées, de 134.6 mg.l⁻¹, 157 mg/l et 218 mg/l, sont rapportées par Kannel et *al.*, (2007), Siobhan et *al.*, (2006) et par Ndiaye et *al.*, (2006) respectivement, pour les eaux de la rivière Bagmati (Népal), eaux usées des villes de Thekwini (Afrique du Sud) et de Dakar (Sénégal).

Les teneurs en ammonium sont fortement élevées, elles représentent ainsi un indice de pollution récente (Dussart, 1992; Peirce, 1997). Celles des nitrates, par contre, se situent dans la gamme des eaux de surface (Arrignon, 1976; JO. 1993), quoiqu'elles dépassent, dans la plus part des cas, la valeur admissible pour des eaux d'irrigation (Ayers et Westcot, 1994; FAO, 2003).

Dans un sol agricole, l'assimilation de l'azote par les plantes peut atteindre 300 kg/ha/an, selon le type de culture et la région (Geng, 1988). Les parcelles exploitées par les agriculteurs sont soumises durant toute l'année à l'irrigation par épandage des eaux usées. Ceci se traduit par un apport considérable d'azote pouvant atteindre 512 kg/ha/an.



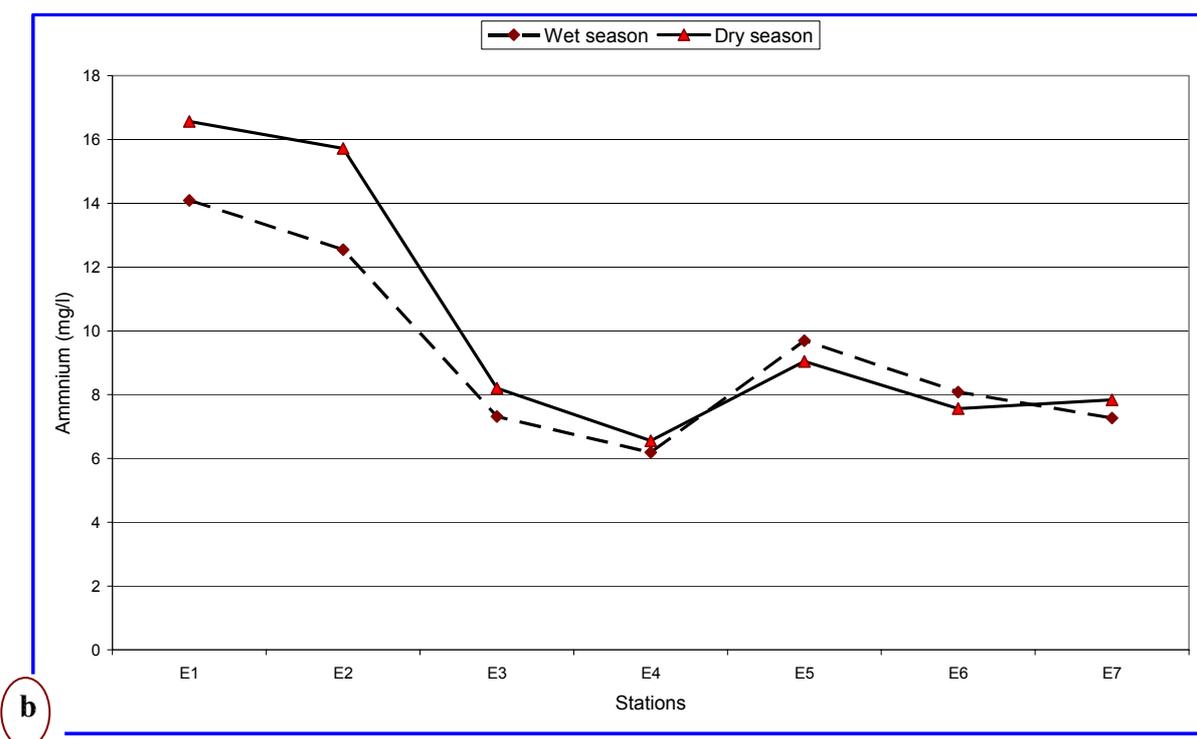
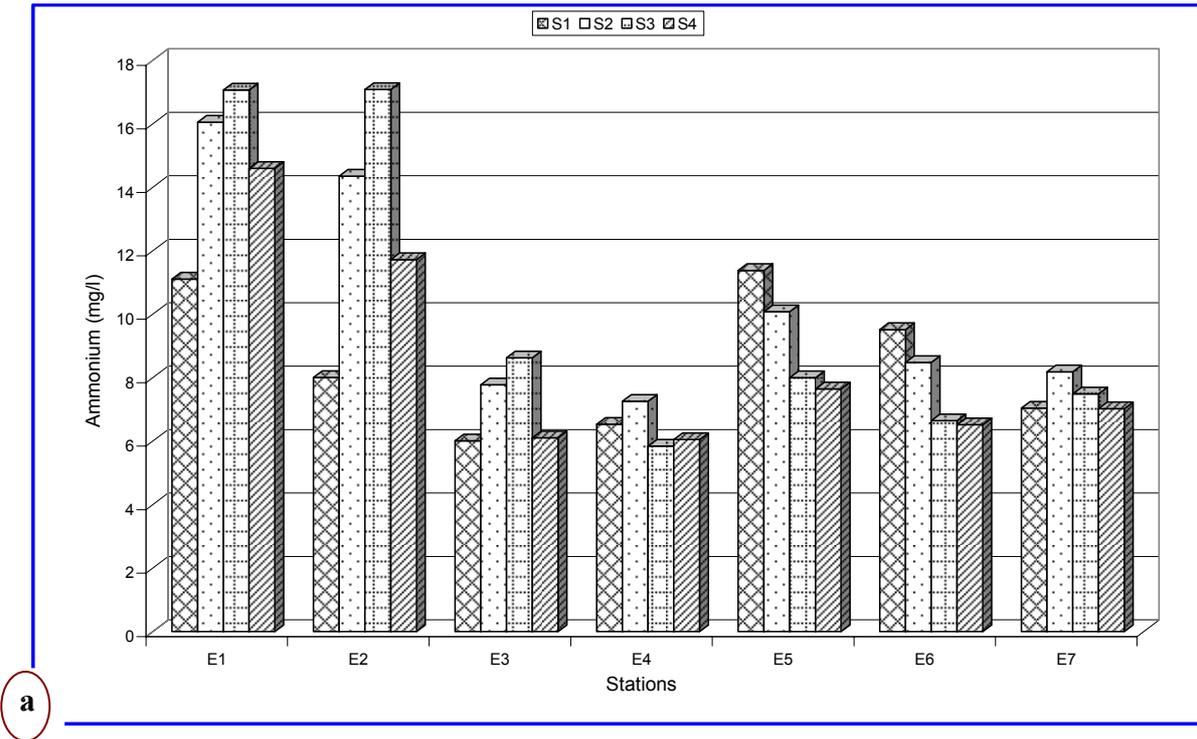
a



b

E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement

Figure II.13. Variation spatio-temporelle des nitrates (NO₃⁻) des effluents de l'oued El Gourzi



E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.14. Variation spatio-temporelle de l'ammonium (NH₄⁺) des effluents de l'oued El Gourzi

Pour une quantité d'azote maximale exportée par la culture, de 300 kg/ha/an, le reliquat restant dans le sol est de 212 kg/ha/an. Les nitrates, du fait de leur grande mobilité et de leur très grande stabilité chimique, demeurent la principale forme d'azote lessivable (Papadopoulos, 1997; Hillel, 1998; Cornaz, 2004; Rao, 2006).

Pour remédier à cette situation d'excès de nitrates dans les eaux usées d'irrigation et de leur accumulation dans le sol, il est possible (1) d'introduire, au niveau de la STEP, le procédé de réduction du taux de nitrates (anoxie) dans les effluents traités, (2) d'absorber l'excédent de nitrates du sol en cultivant des espèces nitrophiles et (3) de tenir compte, lors des apports exogènes, des teneurs de l'eau et du sol en azote.

Le phosphore a été identifié comme l'élément clé de l'eutrophisation dans les eaux usées par un grand nombre de chercheurs (Hutchinson, 1957 ; Doemel et Brooks, 1975; Doran, 1979, Klawijk, 1981 ; Baroin, 1984 ; Gros, 1984; Holmgren, 1985; Dussart, 1992; Peirce, 1997; Cornaz, 2004). Dans les eaux usées, avec un pH d'environ 7.5, la forme prédominante de phosphate est l'orthophosphate (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) (Nasariah et al., 1988). Les principales sources du phosphore sont les activités humaines et industrielles. L'apport d'origine humaine représente 30 à 50% du phosphore total, alors que l'apport des détergents dans une eau usée varie de 50 à 70% (Doemel et Brooks, 1975 ; Florentz et al., 1983).

Le phosphore constitue un facteur de précocité, au contraire de l'azote qui tend à allonger la durée du cycle végétation. Le phosphore joue un rôle régulateur : il favorise tous les phénomènes concernant la fécondité, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs (Vilain, 1989). Le phosphore est assimilé par les plantes sous la forme d'ortho phosphates (Vilain, 1989; Guivarch, 2001), ce qui permet de dire que le phosphore apporté par les eaux usées est bio disponible dans de grandes proportions, allant jusqu'à 60 à 70%. (Picot et al., 1991 ; El Halouani et al., 1993).

Les teneurs en ortho phosphates dans les effluents de l'Oued El Gourzi varient entre 1.4 mg/l et 13.45 mg/l en E₆ et E₇ au cours des campagnes S₃ et S₂ respectivement, (Figure II.15). La variabilité des valeurs des orthophosphates s'explique, spatialement, par les rejets additionnels des agglomérations et unités industrielles avoisinantes des communes de Batna et de Fidis, alors que temporellement, par la dilution due aux apports des eaux issues des précipitations pendant les campagnes de prélèvement S₁ et S₄. Il existe une relation significative ($r = 0.58^{**}$) entre la présence des nitrates et des orthophosphates dans l'eau. Les eaux usées constituent le réservoir principal des nitrates et des orthophosphates ensemble (Said, 2003).

Dans 86% des sites échantillonnés, les valeurs moyennes des PO₄ dépassent le seuil des eaux destinées à l'irrigation qui est de 2 mg/l, tel que recommandé par l'OMS et par la FAO. Dans une étude dans la même zone, Zouita (2002) a rapporté des teneurs en orthophosphates supérieures à 2.75 mg.l⁻¹. Les concentrations des orthophosphates sont comparables à celles obtenues par El Guamri et Belghyti (2006), et restent inférieures à celles trouvées par Otokunefor et Obiukwu (2005) au Nigéria et par Rusan et al., (2007) en Jordanie.

Selon Ratel *et al.*, (1986), les besoins des plantes en phosphore varient, en général, de 30 à 80 kg/ha/an. L'apport des eaux usées avoisine les 95 kg/ha/an (calculé sur la base d'un débit de 350 l/s et une superficie totale irriguée avec les eaux usées de 500 ha). Ceci montre que l'apport en phosphore des eaux usées est supérieur aux besoins de la culture. Cependant, si on tient compte du phosphore total, cet apport sera majoré de 30 à 40%, ce qui augmente les risques de pollution des eaux de surface (NRC, 1996). Malgré son caractère de rétention par le sol, il est possible de piéger l'excédent de phosphore par traitement biologique et chimique (Guivarch, 2001).

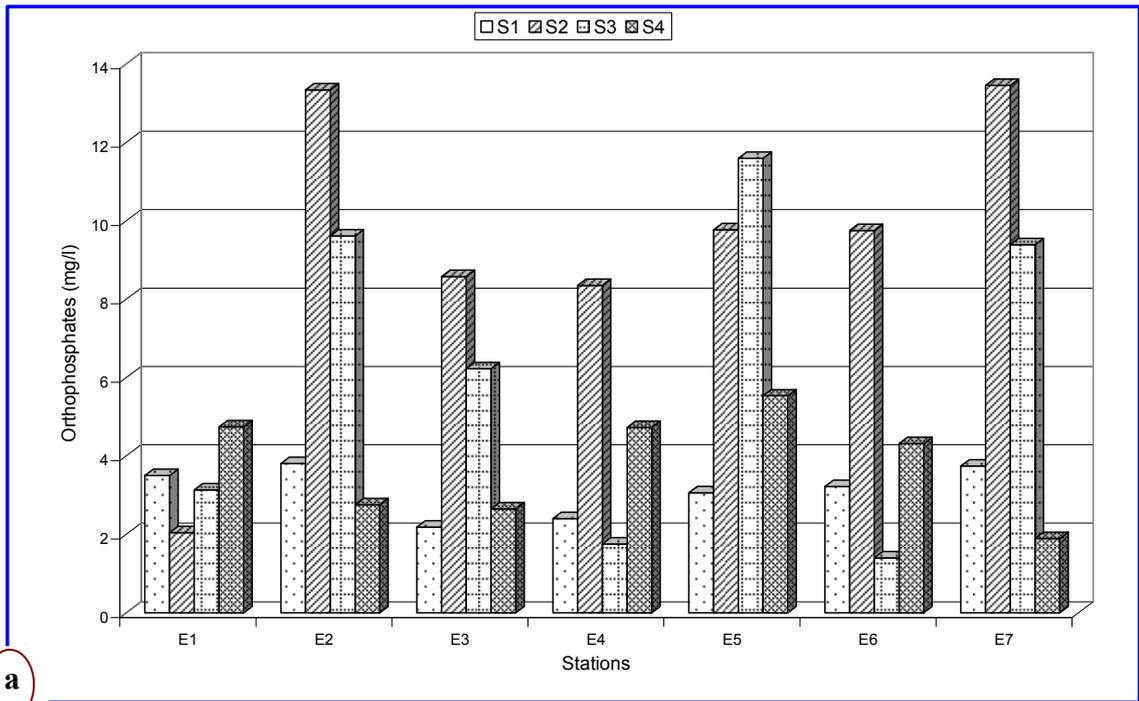
The Water Environment Research Foundation (1993) recommande qu'il est préférable de suivre la teneur en phosphore du sol là où la pratique de l'irrigation aux eaux usées est intense. Elle suggère aussi que les quantités d'eau épandues doivent être déterminées en fonction des besoins de la culture en phosphore plutôt qu'en fonction des besoins en azote.

Il faut remarquer que sous certaines conditions de pH du sol, le phosphore deviendra non bio disponible pour la plante. Ainsi à des pH basiques, les ortho phosphates se précipitent, en présence d'ions de calcium, formant des complexes plus ou moins stables, polluant le sol (Vilain, 1989; Bontoux *et al.*, 1990; Picot *et al.*, 1991; El Halouani, 1993).

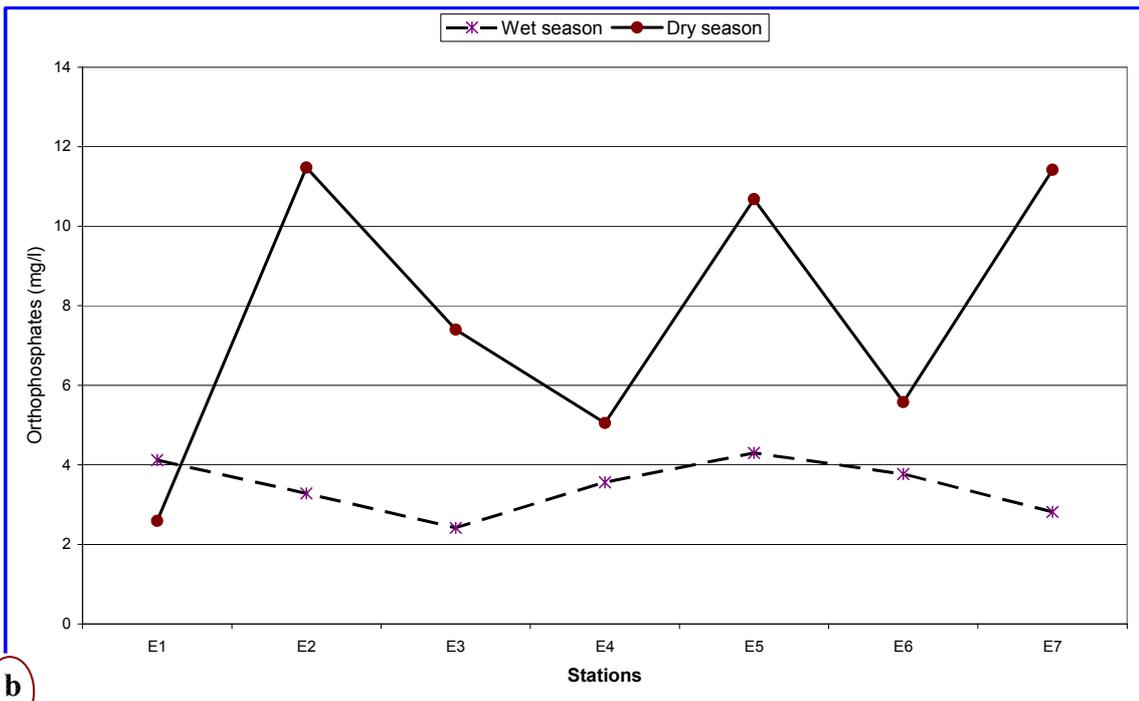
II.2.1.7. LE SODIUM ADSORPTION RATIO (SAR), LE POURCENTAGE DE SODIUM (Na%) ET LE CARBONATE DE CALCIUM RESIDUEL (RSC)

L'interprétation des résultats du sodium ne peut se faire sur la teneur du sodium seul, malgré ses effets indésirables sur les caractéristiques physico chimiques du sol et sur le comportement des cultures. Ces effets sont tributaires de la présence/absence d'autres éléments. Les ions comme le calcium et le magnésium, dans les proportions rencontrées naturellement dans les sols, maintiennent la structure de ceux-ci.

Lorsque ces sols sont soumis à l'irrigation avec des eaux riches en Na échangeable, ce dernier peut se substituer aux ions alcalino-terreux des argiles et défloculer ces dernières, entraînant leur imperméabilisation (Ayers and Westcot, 1994; Maait, 1997). Ce risque se mesure par le Sodium Adsorption Ratio (SAR) et le pourcentage de sodium (Na%) de l'eau usagée utilisée en irrigation. Pour des valeurs données du SAR et du Na%, le risque est d'autant plus grand que l'eau d'irrigation est minéralisée (Landreau, 1987; Rhoades, 1992).



a



b

E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement)

Figure II.15. Variation spatio-temporelle des (PO_4^{3-}) des effluents de l'oued El Gourzi

Richards (1954) et Wilcox (1948) ont classé les eaux d'irrigation en fonction de leur la conductivité électrique (CE), sodium adsorption ratio (SAR) et pourcentage en sodium (Na%). Le report des différents paramètres de qualité de l'eau du tableau II.2 sur les diagrammes de Richards (1954) et Wilcox (1948) (Figures 1A et 2A), a permis la classification des eaux de l'Oued El Gourzi pour usage agricole (Tableau II.3). D'après le diagramme de la classification des eaux d'irrigation sur l'échelle de Riverside, les eaux des sites échantillonnés de l'Oued El Gourzi varient du type C_3S_1 au C_3S_2 pendant la période de haut débit et du type C_4S_1 au C_4S_2 pendant la période d'étiage. D'après la classification de Wilcox, il est constaté que la qualité des eaux de l'Oued El Gourzi aux points d'utilisation s'améliorait au cours de la période de haut débit, tandis qu'elle demeurait médiocre le long du tronçon d'usage pendant la période d'étiage. Durant les périodes sèches, l'eau devient, malgré sa qualité douteuse, un facteur limitant en agriculture et les besoins en cette matière augmentent considérablement.

Les eaux appartenant à la catégorie C_3S_1 - C_3S_2 conviennent à l'irrigation des cultures tolérantes au sel sur des sols bien drainés, cependant l'évolution de la salinité du sol irrigué doit être contrôlée (FAO, 2003). Les eaux d'irrigation du type C_4S_1 - C_4S_2 sont considérées comme fortement minéralisées et peuvent convenir l'irrigation de certaines espèces tolérantes au sel et sur des sols bien drainés et lessivés (FAO, 2003).

Tableau II. 2. Paramètres de qualité des eaux d'irrigation de l'Oued El Gourzi au cours des périodes de débit fort et d'étiage

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
CE (Période de haut débit) (mS/cm)	2,25	2,51	2,23	2,07	1,94	1,95	1,87
CE (Période d'étiage) (mS/cm)	2,32	2,64	2,75	2,56	2,44	2,12	2,20
SAR (méq/l) ^{0.5}	6,53	3,34	3,53	3,42	5,72	6,96	6,40
Na, %	53,08	37,51	39,37	37,79	50,21	50,10	45,91
RSC (méq/l)	-7,33	-19,81	-6,82	-8,32	-8,15	-6,80	-8,84

Tableau II. 3. Résultats d'interprétation des diagrammes de Richards et Wilcox

Période	Station	Class. de le CE	Class. du SAR	Class. de Richards	Class. Wilcox
Débit fort	E _{4h}	Elevée	Faible	C_3S_1	Médiocre
	E _{5h}	Elevée	Faible	C_3S_1	Admissible
	E _{6h}	Elevée	Moyen	C_3S_2	Admissible
	E _{7h}	Elevée	Moyen	C_3S_2	Bonne
Débit faible	E _{4b}	Très élevée	Faible	C_4S_1	Médiocre
	E _{5b}	Très élevée	Moyen	C_4S_2	Médiocre
	E _{6b}	Très élevée	Moyen	C_4S_2	Médiocre
	E _{7b}	Très élevée	Moyen	C_4S_2	Médiocre

E_{4h}-E_{7h}= Sites d'échantillonnage des eaux le long du parcours de l'oued au cours de période d'écoulement à haut débit
E_{4b}-E_{7b}= Sites d'échantillonnage des eaux le long du parcours de l'oued au cours de période d'écoulement à faible débit

Les résultats du RSC indiquent que les eaux usagées en question sont du type *probablement utilisable* vu que le RSC seuil ≥ 1.25 , n'est pas atteint (Pescod, 1992). Ceci s'explique par la richesse des eaux usées de l'Oued El Gourzi par autant d'ions de calcium et de magnésium que d'ions de bicarbonates comme le suggèrent Tiwari et Manzoor (1988).

Dans le cas où une mauvaise perméabilité du sol se produit, elle entrave l'apport d'eau à la culture. Elle rend beaucoup plus difficile les pratiques culturales sur la parcelle en question. Elle gêne la levée suite à l'encroûtement de surface (seal) produit par l'engorgement du sol. Ces phénomènes s'accompagnent de toute une série d'inconvénients dont les maladies, la salinité, les mauvaises herbes et les problèmes d'aération et de nutrition (Maait, 1997).

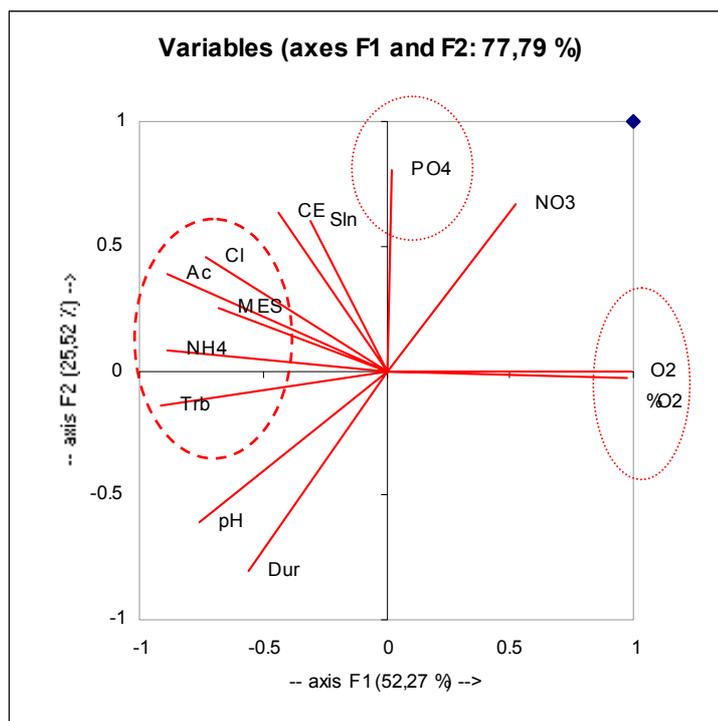
II.2.2.TYPOLOGIE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITE DES EFFLUENTS DE L'OUED EL GOURZI

La synthèse de la variation de l'ensemble valeurs mesurées des paramètres physicochimiques de l'eau, est faite en utilisant l'analyse en composantes principales (ACP). Une matrice de données, constituée de 13 paramètres représentant les principaux paramètres de pollution, et les 28 prélèvements (7 sites de prélèvements x 4 campagnes) a été soumise à une ACP. Expliquant respectivement 52.27 et 25.52, les deux axes de l'analyse en composantes principales rendent compte de 77.79% de la variation totale. L'axe 1 établit une forte opposition entre l'oxygène dissous et le pourcentage de saturation en oxygène (%O₂), d'une part, et les matières en suspension (MES), la turbidité (Trb), l'alcalinité (Ac), les chlorures (Cl), et l'ammonium (NH₄⁺) d'autre part. L'axe 2 est positivement lié aux orthophosphates (PO₄³⁻) et négativement à la dureté (Dur) (Figure II.16). Devant cette distribution des variables, il est possible de mettre en relation la première composante avec un gradient d'oxygénation; et le second facteur conditionne le classement des échantillons par rapport à leur niveau de contamination phosphorique.

Certains sites échantillonnés présentent une forte contamination, comme indiqué par l'écart entre les échantillons des points de rejet principaux d'eau usée brute et à la sortie de la STEP, le long de l'axe 1. Ceci définit un gradient croissant de pollution de droite à gauche, qui se traduit par une diminution de l'oxygène et une augmentation des matières en suspension (MES), la turbidité (Trb), l'alcalinité (Ac), les chlorures (Cl), et de l'ammonium (NH₄⁺). L'augmentation de la teneur de ces paramètres devient un facteur limitant pour la dissolution de l'oxygène dans l'eau. Ceci, en particulier, lorsque la température de l'eau s'élève, engendrant une accélération du métabolisme des micro-organismes et des besoins croissants en oxygène (Cornaz, 2004).

Cette situation est plus marquée pendant la 3^{ème} campagne de prélèvement du fait de l'accentuation du processus de contamination en période de faible débit. Tandis que pendant la 4^{ème} campagne, l'augmentation du débit de l'Oued El Gourzi a contribué à la dilution substantielle des contaminants et à l'accroissement de la dissolution de l'oxygène dans l'eau.

La répartition des prélèvements, de part et d'autre de l'axe II, montre l'existence de 2 groupes principaux opposés (Figures II.17). Le premier groupe est composé du site E₃ (exutoire de la STEP). Ce site est situé du côté positif de l'axe 1 indicateur de l'enrichissement en O₂. L'exutoire de la STEP se démarque du reste des sites échantillonnés par ses plus fortes valeurs d'oxygène dissous et du pourcentage de saturation en oxygène (%O₂). Ceci est un signe de la réduction de la charge organique, consommatrice d'oxygène dissous dans l'eau par le traitement à boues activées.

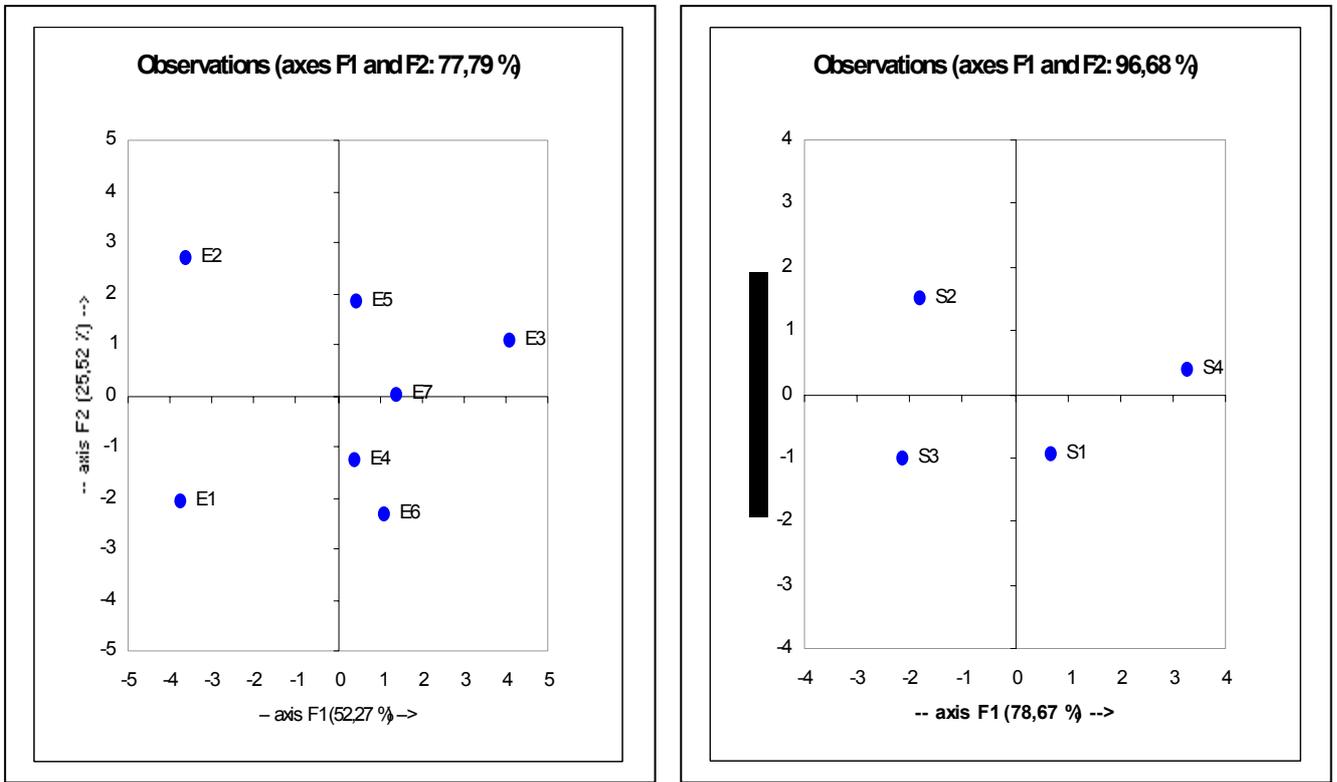


CE: conductivité électrique ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), Sln : salinité ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), O_2 : oxygène dissous ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), $\% \text{O}_2$: saturation en oxygène (%), MES: matières en suspension ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Trb: turbidité (FTU), NO_3 : nitrates ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), NH_4 : ammonium ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), PO_4 : orthophosphates ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Cl: chlorures ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Ac: alcalinité ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), Dur: dureté totale ($\text{mg CaCO}_3\cdot\text{l}^{-1}$).

Figure II.16. Distribution des variables physico chimiques sur le plan des axes 1 et 2

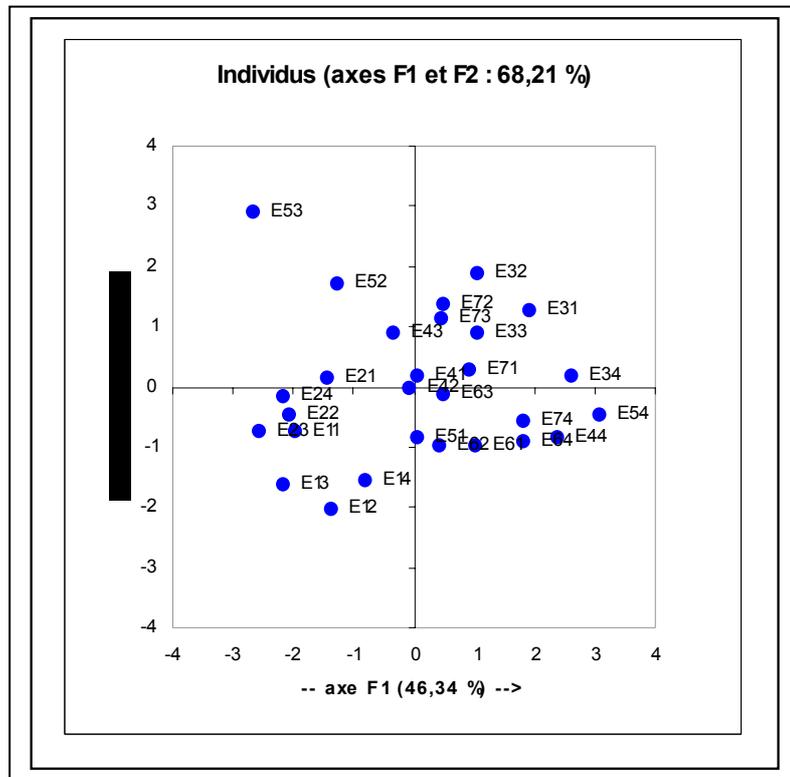
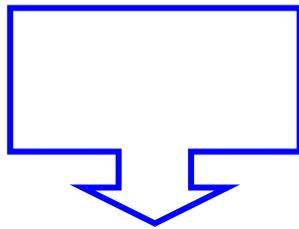
Le second groupe comprend les sites E_1 et E_2 qui se distinguent des autres points de prélèvement par leur pollution, à savoir leur richesse en sels, en matières en suspension et en ammonium. Le groupe des sites, en aval de l'exutoire de la Step (E_4 , E_5 , E_6 et E_7), a une position intermédiaire à cause de la contamination par des rejets additionnels et la charge cumulée qui résulte du site E_1 (Figure II.17a). Ces deux pôles se caractérisent par une qualité physicochimique d'eau stationnaire quelque soit les changements climatiques et environnementaux. A partir de ce constat, la pollution des eaux de l'Oued El Gourzi est due essentiellement aux apports des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Batna. Temporellement, les campagnes de prélèvement peuvent être réparties sur deux périodes; l'une correspondant aux épisodes d'écoulement à *faible débit* de l'Oued El Gourzi (S_2 et S_3) et l'autre à ceux de *haut débit* (S_1 et S_4) (Figure II. 17b). Les campagnes d'échantillonnage S_1 et S_4 sont situées du côté positif de l'axe 1, ce qui signifie que les eaux de l'Oued El Gourzi, pendant ces périodes de haut débit, étaient moins chargées; en période de faible débit d'écoulement (S_2 et S_3), au contraire, le processus de contamination était plus accentué.

La combinaison des variations spatiales et temporelles des paramètres de qualité des eaux de l'Oued El Gourzi révèle que la pollution est plus marquée en amont et décroît vers l'aval, comme elle est élevée en période de faible débit (Figure II.17c). Les groupes de sites étudiés et des de campagnes d'échantillonnage peuvent être classés par ordre croissant de contamination: $E_2 \approx E_1 > E_4 \approx E_5 > E_6 \approx E_7 > E_3$ et ; $S_2 \approx S_3 > S_1 > S_4$.



a

b



c

(E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued ; S₁ - S₄ : Sites de prélèvement)

Figure II. 17. Représentation graphique des stations de prélèvement sur les axes 1et 2

II.2.3. EVALUATION DES ETM DANS LES EFFLUENTS DE L'OUED EL GOURZI

II.2.3.1. LE FER ET LE MANGANESE

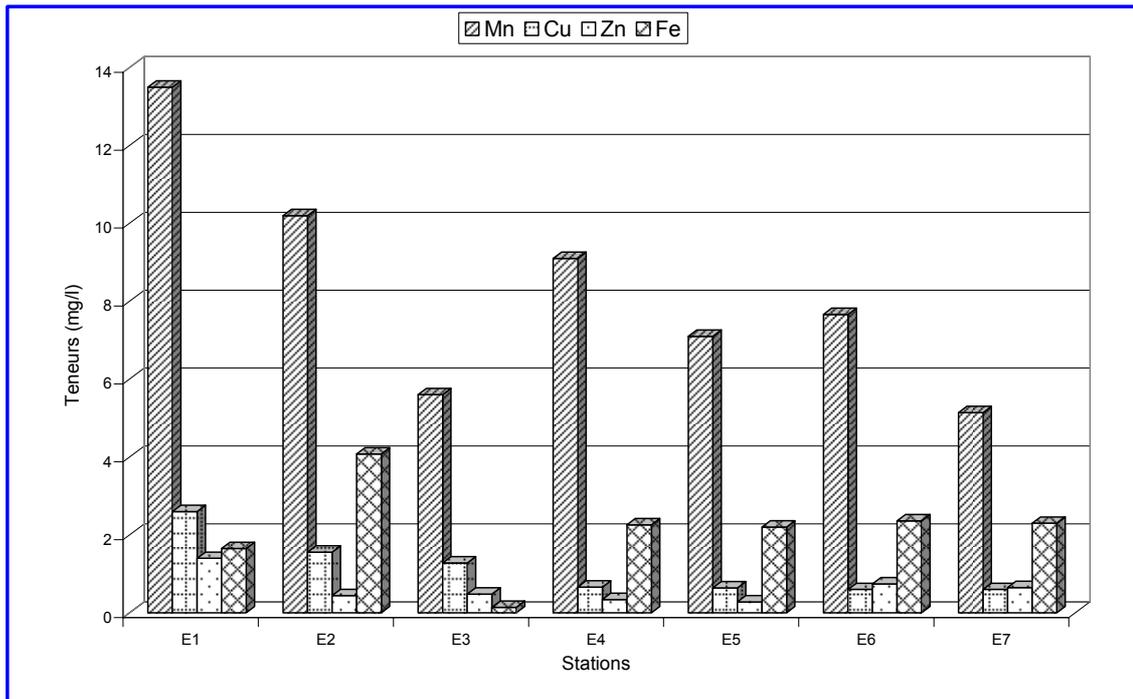
L'apport régulier d'eau usée non décantée peut conduire à l'accumulation des éléments minéraux indispensables au développement des végétaux et des animaux comme le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre, le bore et le molybdène. Ces éléments sont appelés oligo-éléments ou éléments traces métalliques (ETM)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

L'accumulation des ETM dans le sol, en quantités excessives supérieures aux seuils limites, entraîneraient des phénomènes de phyto-toxicité pour les plantes. Comme elle présente également des risques pour l'homme et les animaux (Ratel et *al.*, 1986; Berdai et *al.*, 1991). Les métaux lourds des eaux usées se fixent, généralement, dans le sol, mais une faible partie reste en solution dans les eaux d'irrigation (Landreau, 1987 ; Cadillon, 1989). Selon Scokart (1983), la solubilité des ETM dépend essentiellement du pH du sol, et leur assimilation par les plantes est plus élevée dans les sols acides que dans les sols basiques ou calcaires.

Le fer (Fe) a pour origine la lixiviation des terrains traversés ou des pollutions industrielles. Dans les eaux domestiques, le fer provient le plus souvent de la corrosion des conduites d'amenées. Le fer peut se rencontrer jusqu'à 10 mg.l⁻¹ dans les eaux de sondages, et plus de 10 mg.l⁻¹ dans les eaux thermo minérales (Rodier, 1984). Afin de pallier aux effets toxiques du fer et pour que l'eau soit consommée sans danger, les normes américaines et l'OMS ont retenue comme valeur limite 0.3 mg.l⁻¹ (WHO, 2003; USEPA, 2008) . La directive des communautés européennes indique, quant à elle le seuil limite de 0.05 mg.l⁻¹ (Rodier, 1996).

En agriculture, le fer est un élément qui intervient dans la synthèse des éléments organiques indispensables à la vie des plantes. Le manque de fer disponible pour la plante entraîne un symptôme bien connu et fréquent : la chlorose des feuilles, qui prennent alors une teinte jaune plus ou moins prononcée (Naeve, 2006). La chlorose affecte la capacité photosynthétique de la feuille, ce qui affecte la croissance et le développement de la plante entière (Naeve, 2006).

Les teneurs moyennes en fer, des eaux usées de l'Oued El Gourzi, dont la moyenne est de 2.28 mg.l⁻¹, varient de 0.14 à 4.08 mg.l⁻¹ aux stations E3 et E2 respectivement, et de 2.20 à 2.36 mg.l⁻¹ aux points d'usage agricole de l'eau, aux points d'utilisation agricole (Figure II.18). Ces résultats corroborent celles rapportées par Zouita (2002) et inférieures à celles rapportées par Mennani (2001) dans la même zone d'étude, et demeurent inférieures à la valeur seuil fixée par la FAO et qui est de 5 mg.l⁻¹ (Bahri, 1987; Ayers et Westcot, 1994).



E₁-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued)

Figure II.18. Variation spatiale des ETM, le Mn, le Cu, le Zn et le Fe dans les effluents de l'oued El Gourzi

Selon la Federal Water Pollution Control Administration, la valeur limite en fer diffère selon le type d'utilisation des eaux usées (Ratel et *al.*, 1986). En irrigation, la teneur en fer tolérable est de l'ordre de 5 mg.l⁻¹ dans un système d'irrigation intensif à base des eaux usées. Dans un système d'irrigation moins intensif, la teneur tolérable serait de 20 mg.l⁻¹ pour des eaux usées brutes, épandues sur des sols à texture fine (Ratel et *al.*, 1986).

Les besoins des cultures en fer sont compris entre 1.0 à 2.0 kg.ha⁻¹.an⁻¹ (Vilain, 1989). Sur la base d'une teneur moyenne en fer de 2.28 mg.l⁻¹ et un débit moyen de 350 l.s⁻¹, l'apport annuel de fer par les eaux usées est de 50 kg.ha⁻¹.an⁻¹, pour une superficie totale irriguée avec les eaux usées de 500 ha. Ceci représente l'équivalent de 25 fois les besoins de la culture et de ce fait il satisfait les besoins des cultures les plus exigeantes en fer. Dans les sols riches en calcaire, l'excédent en fer est souvent retenu ; il n'est plus disponible à la plante.

Le manganèse (Mn), sous forme de sel, est assez répandu dans la nature (Brennan et Bolland, 2004). Il est présent dans les eaux de surface souvent à des teneurs inférieures à 0.05 mg/l. Certaines eaux souterraines ont des teneurs de l'ordre de 1 mg.l⁻¹ (Rodier, 1984). En agriculture, le manganèse joue un rôle très important pour les cultures et il est considéré comme oligo-élément (Brennan et Bolland, 2004). Sa carence a des effets néfastes sur les plantes. Parmi les cultures sensibles aux carences de Mn, on trouve les céréales (blé, avoine), les cultures maraîchères et les légumineuses (Vilain, 1989,

(Brennan et Bolland, 2004)). Cependant, un apport excessif en Mn peut être à l'origine de certaine toxicité des plantes.

Le seuil fixé par la FAO pour les eaux d'irrigation, au-dessus duquel les problèmes de toxicité pourraient avoir lieu, est de 0.2 mg.l^{-1} en Mn (Ayers et Westcot, 1994). Selon la Federal Water Pollution Control Administration, la teneur de 0.2 mg.l^{-1} en Mn est considérée comme teneur maximale tolérable dans les eaux d'irrigation pour tous types de sol (Ratel et *al.*, 1986). Dans le cas d'une utilisation moins intensive des eaux usées, en irrigation, la teneur maximale tolérable en Mn doit être de l'ordre de 10 mg.l^{-1} (Ratel et *al.*, 1986).

Les eaux usées d'Oued El Gourzi se caractérisent par des teneurs relativement élevées en Mn, aux points d'exploitation, varient de 5.14 à 9.1 mg.l^{-1} (Figure II.18). Selon Zouita (2002), des concentrations en Mn de 8.3 mg.l^{-1} ont été enregistrées dans les effluents de l'Oued El Gourzi, près de la STEP de la ville de Batna. Les besoins des cultures en Mn sont de l'ordre de $1000 \text{ g.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour les céréales qui sont les plus exigeants (Vilain, 1989; Brennan et Bolland, 2004). L'apport annuel par hectare des eaux usées d'Oued El Gourzi est de l'ordre de 152 kg/ha/an . Il est déterminé sur la base d'une teneur moyenne de 6.92 mg.l^{-1} , un débit moyen de 350 l/s et pour une superficie irriguée de 500 ha . Cet apport représente 152% les besoins de la culture. Les eaux usées d'Oued El Gourzi sont donc aptes à satisfaire les besoins, des cultures les plus exigeantes en cet élément essentiel qui est le Mn.

II.2.3.2. LE CUIVRE ET LE ZINC

Le cuivre (Cu) est l'un des ETM présent en quantité non négligeable dans les rejets urbains à des teneurs allant de 0.01 à 0.75 mg.l^{-1} (Chocat, 1997 ; Zouita, 2002). Les sels de cuivre sont utilisés comme des ingrédients actifs dans les préservatifs du bois, dans les fongicides ou algicides, en agriculture, pour le traitement chimique de surface, pour le tannage des peaux, ainsi que pour la fabrication de la peinture. Le cuivre peut provenir également de la corrosion des tuyauteries (CCME, 1999).

Les teneurs moyennes en cuivre dans les eaux usées des stations des eaux d'irrigation d'Oued El Gourzi varient de 0.60 à 0.66 mg.l^{-1} avec une moyenne de 0.625 mg.l^{-1} . La teneur en cuivre présente un accroissement de l'aval à l'amont de l'écoulement des eaux usées d'Oued El Gourzi (Figure II.18). Zouita (2002) et Mennani (2001) rapportent des teneurs moyennes en cuivre dans les eaux usées de l'Oued El Gourzi largement supérieures (2.29 mg.l^{-1}) et qui dépassent les normes nationales et internationales de réutilisation et de rejet. Selon El Hayek (1989), la toxicité du cuivre diminue dans les eaux dures et sa présence dans les eaux usées joue un rôle négatif dans leur autoépuration.

Le zinc (Zn) est employé dans de nombreux alliages, pour la galvanisation des pièces métalliques, dans la fabrication de pigments de teinture, de vernis, comme raticide et dans la fabrication de batteries et de produits phytosanitaires. Le zinc retrouvé dans les eaux de distribution à des teneurs

pouvant dépasser 1 mg/l provient des canalisations de laiton ou de fer galvanisé, attaquées par les eaux agressives ou riches en chlorures et sulfates (Desbordes, 2000).

Les teneurs moyennes en zinc dans les eaux usées d'Oued El Gourzi varient entre 0.28 et 0.74 mg.l⁻¹ aux points d'exploitation des eaux usées en irrigation et avec une moyenne de 0.50 mg.l⁻¹ (Figure II.18). Ceci confirme la dominance domestique des eaux usées du cours d'eau. Ces teneurs sont de loin inférieures aux teneurs, de 20.2 mg.l⁻¹, détectées par l'Inspection de l'Environnement de la Wilaya de Batna en 1990 (Zouita, 2002; Mennani, 2001). D'une manière générale, Les ETM recherchés dans les eaux usées d'Oued El Gourzi peuvent être classés dans l'ordre d'importance croissant : Mn>Fe>Cu>Zn.

Ainsi, les teneurs en ETM sont inférieures aux valeurs détectées dans le même site en l'an 2002 (Zouita, 2002). Cette réduction considérable en teneurs des ETM peut être expliquée par la mise ou la reprise du fonctionnement des stations d'épuration des eaux domestiques et industrielles de la ville de Batna; où les boues issues du traitement deviennent leur principal réservoir. Pour l'ensemble des ETM, les teneurs moyennes tendent à diminuer de l'amont à l'aval de l'écoulement résultant de leur précipitation et de leur adsorption au niveau des sédiments du cours d'eau.

Mais, dans une comparaison des eaux usées des villes de Oujda et de Marrakech (Maroc), El Halouani (1993) indique que les teneurs sont 0.07 et 0.08 mg.l⁻¹ pour le cuivre et 0.47 et 0.48 mg.l⁻¹ pour le zinc respectivement. Ainsi, Rusan et al. (2007) ont rapporté des valeurs de 0.19 mg/l, 0.01 mg.l⁻¹, 0.07 mg.l⁻¹ et 0.87 mg.l⁻¹ pour le zinc, le cuivre, le manganèse et le fer respectivement. L'augmentation de la teneur en cuivre, dans le cas des eaux d'Oued El Gourzi, est due aux rejets issus des activités industrielles de textile, de tannerie et de batteries.

Comparée à la norme de la Federal Pollution Control Administration (Ratel et al., 1986 ; Landreau, 1987), la teneur en Zn des eaux usées de l'Oued El Gourzi est en dessous des seuils d'une utilisation en irrigation intensive pour tous les types de sols. Mis à part l'élément Mn, les concentrations des ETM, recherchés dans les eaux usées d'Oued El Gourzi, sont faibles et en dessous des valeurs maximales limites des eaux destinées à l'irrigation ou rejetées dans les eaux de surface. Mais étant donnée que les ETM tendent à s'accumuler dans le sol et dans la plante, leur suivi périodique devient un élément essentiel dans la gestion des eaux usées (Rusan et al., 2007).

Dans les conditions de la région de Fisdis, les problèmes de phyto-toxicité en ETM ne se pose pour le moment à cause de leur faible teneur, d'une part, et des caractéristiques physicochimiques du sol, d'autre part. Le sol, de la région de Fisdis, est de nature calcaire. Selon Marschner (1995), ces conditions favorisent la précipitation des ETM.

II.2.3.3. LES PATHOGENES

Les agents pathogènes présents dans les eaux usées représentent essentiellement la flore saprophyte ou pathogène contenue dans les fèces ou les urines d'origine humaine ou animale (Shuval et

al., 1986; OMS, 1989; Westcot, 1997; Ecrin, 2000). Ils appartiennent à quatre groupes : Virus, bactéries, protozoaires et helminthes. Ces pathogènes sont rencontrés dans les excréta de personnes infectées et sont transmis soit par contact avec la peau, soit par voie orale par consommation de produits contaminés par les eaux usées (OMS, 1989; Mara, 1980).

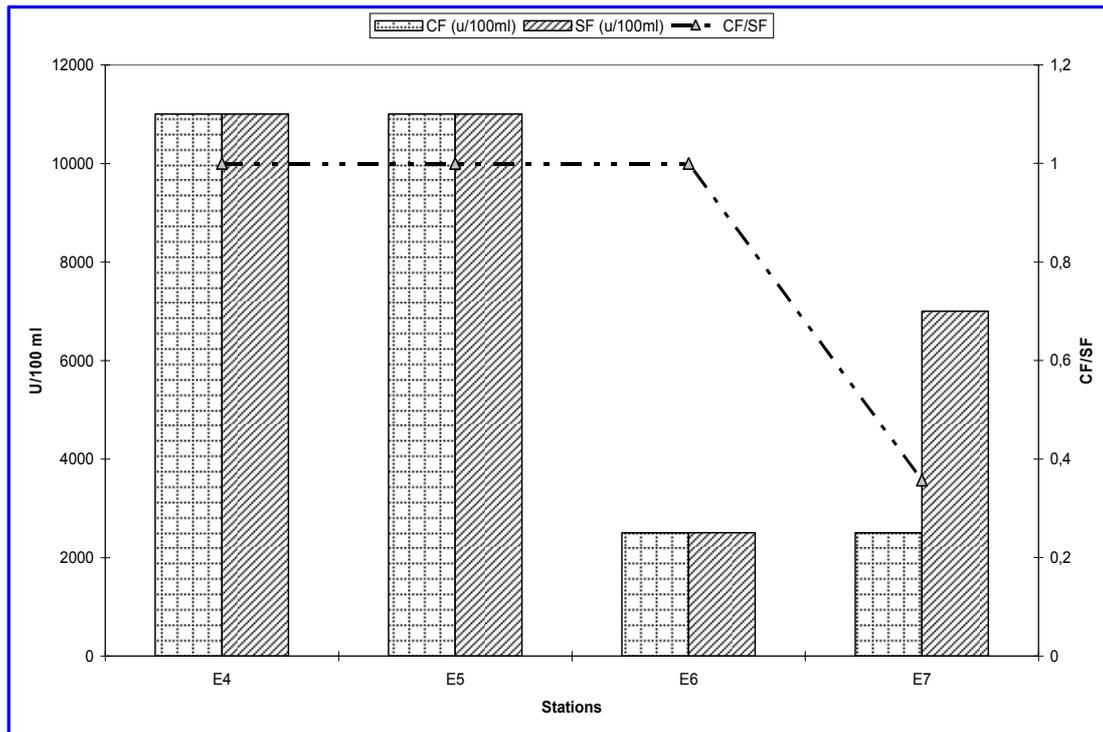
Parmi les bactéries, normalement hébergées dans l'intestin des personnes saines et qui peuvent se retrouver dans les eaux usées, on peut citer les coliformes et les streptocoques fécaux. Ces derniers sont considérés comme des indicateurs de la contamination fécale (Shuval et *al.*, 1986; Mara and Cairncross, 1989; Cooper, 1997; Westcot, 1997). Dans le cas des eaux usées d'Oued El Gourzi, le dénombrement de bactéries pathogènes est limité aux coliformes fécaux, streptocoques fécaux, vibron choléra, clostridium et germes totaux dans les eaux d'irrigation.

Les résultats des analyses bactériologiques des eaux de l'Oued révèlent l'existence des germes indicateurs de contamination fécale tandis que les germes pathogènes (salmonelle, vibron choléra) sont absents. En effet, les charges moyennes en coliformes fécaux des eaux usées destinées à l'irrigation varient de 0.63×10^4 et 2.75×10^4 germes/100ml et en streptocoques fécaux de 0.7×10^4 et 1.1×10^4 germes/100ml aux stations E₄ et E₇ respectivement (Figure II.19).

Cependant, l'analyse des résultats bactériologiques montre des concentrations assez élevées en amont de l'écoulement d'Oued El Gourzi qui tend à régresser légèrement en aval. La réduction significative des germes indicateurs de contamination entre E₅ et E₆ peut être attribuée au parcours, relativement long, séparant les deux stations où ces microorganismes ont été exposés à des conditions de vie défavorables. La quantification de la flore de contamination fécale révèle que les rapports de CF/SF (*rapport des coliformes fécaux aux streptocoques fécaux*), (Geldreich, 1976), des eaux usées destinées à l'irrigation agricole oscillent entre 0.9 et 2.5. Ce facteur détermine l'origine de la source de pollution qui est du type *mixte à dominance animale* en aval (E₆ et E₇) et *mixte à dominance humaine* en amont (E₄ et E₅). La répartition de la biomasse bactérienne est conditionnée, au niveau des stations E₆ et E₇ par l'élevage bovin et ovin pratiqué par les agriculteurs de la région.

La tendance des résultats des analyses bactériologiques est en accord avec les données de Mellanby (1967) et Mara (1980). Trad-Rais et *al.*, (1989) indiquent que la présence des salmonelles dans les eaux usées est très faible. Cependant, Alouini (1994) mentionne que les risques épidémiologiques des agents pathogènes comme la salmonelle et le vibro cholerae sont nuls. Seuls les risques liés aux coliformes fécaux et streptocoques fécaux sont latents.

La qualité bactérienne recommandée pour les eaux usées destinées à l'irrigation intensive des cultures, telles les salades et les légumes consommées crues, est de 1000 coliformes fécaux/100ml (OMS, 1989; Ayers and Wescot, 1994). Cette norme n'est pas à prendre comme valeur fixe, elle peut varier en fonction de l'usage auquel cette eau est destinée. Selon l'OMS (1989) et Blumenthal et *al.*, (2000), il est recommandé d'adopter des normes nationales plus réalistes, très strictes pour l'élimination des œufs d'helminthes, mais plus souples pour la concentration bactérienne autorisée.



E₄-E₇= Sites d'échantillonnage, d'amont vers l'aval, des eaux le long du parcours de l'oued)

Figure II.19. Variation spatiale des pathogènes dans les effluents de l'oued El Gourzi

Compte tenu des résultats bactériologiques obtenus, la qualité sanitaire des eaux usées d'Oued El Gourzi est loin d'être acceptable pour l'irrigation non limitée en général et pour les cultures maraîchères en particulier. Même si on admet que la totalité des effluents passent par la STEP de la ville, le procédé actuel de traitement de cette dernière ne permet pas d'éliminer la pollution bactérienne, une étape de traitement tertiaire (désinfection) est impérative.

II.2.4. INCIDENCE DES EAUX USEES SUR LES CARACTERISTIQUES DU SOL

Les sols non amendés dominants dans la région Fidis-El-Madher sont dans l'ensemble composés de 48% d'argile, 43% de limon et 9% de sable avec une teneur élevée en calcaire total (28.6%) et pauvre en matière organique (<1%) (Cherak, 1999). La fraction limoneuse devient importante en aval du glacier.

L'analyse de la variance indique un effet *Position* très significatif pour l'ensemble des variables analysées mis à part le pH et la CE du sol (Tableau II.4). L'effet Horizon des sols n'est significatif que pour le carbone et la matière organique. L'analyse de la variance sur des contrastes formulés sur les effets irrigation et culture a montré que la variabilité des valeurs obtenues est donc majoritairement significative (Tableau II.4).

La comparaison des moyennes du sol témoin et celles des sols irrigués en eau usée montre que l'irrigation avec ces eaux usées a un effet très marquant sur l'amélioration de la MO, P et le K du sol. La comparaison des moyennes des sols cultivés en fourrage avec celles des sols cultivés en maraîchage révèle que l'irrigation avec les eaux usées affectent positivement le K du sol.

Tableau II.4. Carrés moyens des écarts de l'analyse de la variance des variables du sol

Source	Ir	Cv	P _{os}	Hr	Pos x Hr
pH	0.0ns	0.0ns	0.01ns	0.0ns	0.0ns
CE(μS/cm)	2618ns	124.03ns	8338.20ns	6720.03ns	544.39ns
C(%)	1.23***	0.08*	0.82**	0.40*	0.08*
MO(%)	3.41***	0.29*	2.44**	1.47**	0.24*
N (%)	0.01ns	0.01*	0.02**	0.00ns	0.01ns
P (%)	0.06***	0.01**	0.02**	0.00ns	0.000ns
K (%)	0.02***	0.01***	0.02**	0.00ns	0.00*

Ir = irrigation, eau usée vs pluie, Cv = culture, forrage vs maraichage ; Pos =position, en horizontal ; Hr = horizon, en vertical ; ns, *, **, *** : effet non significatif, significatif à 5% , 1% et 1‰ respectivement

Les variables les plus liées aux facteurs étudiés sont, les éléments de fertilisation du sol qui varient considérablement dans l'espace [MO (r = 0,73) ; N (r = 0.51) ; P (r = 0.80) ; K (r = 0.77)]. Le pH du sol joue un rôle important dans la disponibilité des nutriments. Il affecte beaucoup la solubilité des éléments minéraux y compris celles des éléments assimilables.

L'irrigation avec les eaux usées ne montre pas d'effet significatif sur le pH du sol. Les valeurs moyennes du pH des sols étudiés oscillent entre 7.74 pour les deux horizons du sol en pluvial (S₀) et 7.84 pour l'horizon de surface irrigué en eaux usées (S₂) et révèlent qu'ils sont légèrement basiques. En même temps, les valeurs du pH sont plus élevées en profondeur (20-40 cm) qu'en surface (0-20 cm), (Figure II.20). Ceci est attribué à la nature calcique du sol étudié (Zouita, 2002; Cherak, 1999).

D'après Morel (1996), en hiver, l'augmentation du volume relatif de la phase liquide du sol diminue la concentration en électrolytes et par la même, l'intensité des processus d'échange, ce qui signifie que la teneur en ions H⁺ diminue et le pH augmente. Schipper et al. (1996) indiquent que le pH du sol augmente à la suite d'une longue période d'irrigation avec les eaux usées. Ils attribuent cette hausse à la composition chimique d'effluents en cations tels que le Na, le Ca et le Mg. Le pH du sol irrigué avec les eaux usées décroît suite à l'oxydation des composés organiques et la nitrification de l'ammonium (Mohammad et Mazahreh, 2003 ; Vazquezmontiel et al., 1996 ; Hayes et al., 1990). Des résultats similaires ont été aussi rapportés par Alhands et al. (1995). Mais, d'une manière générale, les valeurs du pH du sol des sites étudiés sont favorables à l'activité microbienne et à la croissance des cultures (Marschner, 1995).

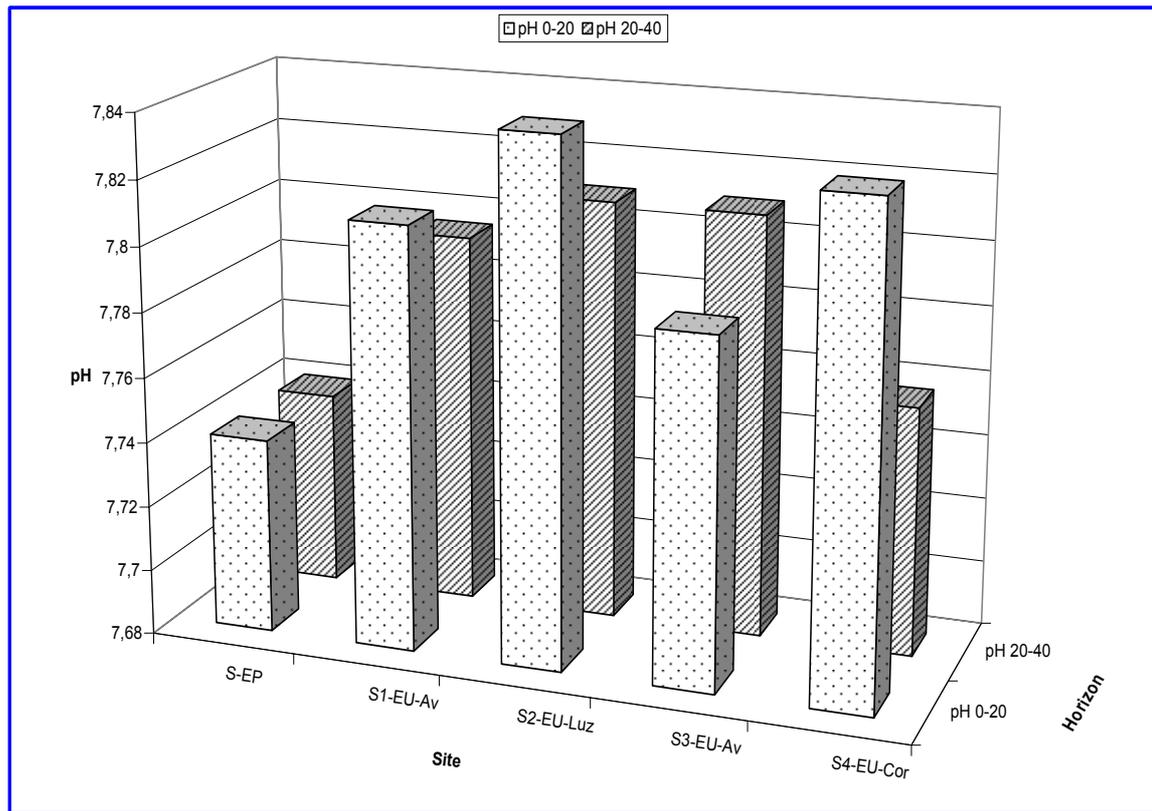


Figure II.20. Variation du pH du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi

(S-EP = sol irrigué en pluvial (témoin), S1-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S2-EU-Luz = sol cultivé en luzerne et irrigué à l'eau usée, S3-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S4-EU-Cor = sol cultivé en coriandre et irrigué à l'eau usée, pH 0-20 = horizon 0-20 cm, pH 20-40 = horizon 20-40 cm.)

La conductivité électrique (CE) constitue un indicateur de la concentration des sels solubles dans le sol. Les résultats des mesures effectuées sur le sol indiquent que la conductivité électrique est plus élevée dans le sol des champs irrigués avec les eaux usées (412,83 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que dans le sol témoin irrigué avec l'eau pluviale (278,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En profondeur, l'horizon (20-40 cm) du sol étudié est plus riche en sels solubles que l'horizon de surface (0-20 cm) (Figure II.21). Cet effet est dû à la lixiviation des sels solubles malgré leur concentration importante dans les eaux usées et à la méthode d'irrigation par épandage largement adoptée dans cette région.

L'eau d'irrigation est la principale source d'apport de sels du sol (Hussain et Al-Saati, 1999 ; Nakayama et Bucks, 1986). La salinité des eaux usées est plus élevée que celle des eaux pluviales. L'irrigation des cultures, avec les eaux usées, augmente, donc, la salinité des sols irrigués. Mohammad et Mazahreh (2003) rapportent que l'augmentation de la conductivité du sol irrigué avec l'eau usée comparée à celle du sol irrigué avec l'eau plate est attribuée aux matières dissoutes dans l'eau usée.

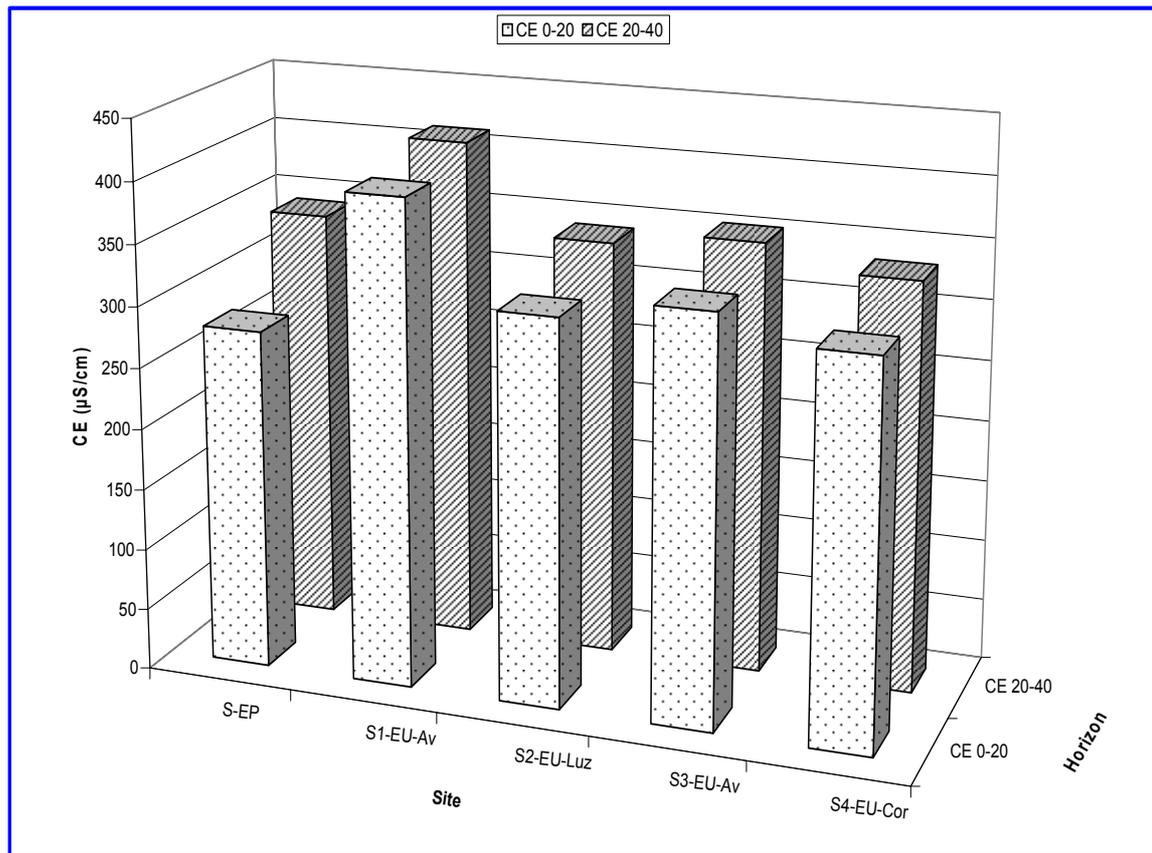


Figure II.21. Variation de la conductivité du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi

(S-EP = sol irrigué en pluvial (témoin), S1-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S2-EU-Luz = sol cultivé en luzerne et irrigué à l'eau usée, S3-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S4-EU-Cor = sol cultivé en coriandre et irrigué à l'eau usée, CE 0-20 = horizon 0-20 cm, CE 20-40 = horizon 20-40 cm.)

Les sels solubles s'accumulent plus dans les couches profondes sous l'effet de la lixiviation (Abu-Awwad, 1996). La gestion de l'irrigation avec les eaux usées doit, donc, considérer leur lessivage au dessous de la rhizosphère, pour éviter que leur accumulation dans la couche superficielle du sol n'affectera l'activité microbienne (Garcia et Hernandez, 1996), la croissance de plante et la productivité du sol (Papadopoulos, 1995). La matière organique (MO) exerce, au même titre que le pH, une grande influence sur les propriétés physiques et chimiques du sol (Rattan *et al.*, 2005). Elle est un élément de la stabilité du sol. Elle tire son importance du fait qu'elle constitue le milieu d'activité et de nutrition des microorganismes du sol, et c'est aussi une source de minéraux pour les plantes (Daudu, 2008).

Les résultats montrent une nette augmentation de la teneur en matière organique dans les sols irrigués avec les eaux usées. La valeur maximale est de 2.96% (0-20) comparée aux témoins irrigués avec les eaux pluviales qui présentent une valeur minimale de 0.66% invariable dans les deux horizons (0-20 et 20-40cm) (Figures II.22 et II.23). Cet effet est le résultat de la teneur élevée des eaux usées

d'irrigation en minéraux et en composés organiques (Rusan et al., 2007). La MO s'accumule plus dans l'horizon de surface du sol de toutes les stations analysées (Figures II.22 et II.23).

Les fluctuations observées au niveau des parcelles irriguées avec les eaux usées sont dues à la distribution non homogène des eaux usées d'irrigation, aux résidus et aux pratiques culturales. Selon Ryan et al. (2006), la MO dans les sols des régions semi arides, est inférieure à 1%. Les sols soumis à l'irrigation avec les eaux usées traitées ou brutes se distinguent par une amélioration du taux de MO, ce qui affecte l'agrégation du sol, réserve en minéraux et leur disponibilité ainsi que leur activité biologique (Hillel, 1998; Sparks, 2003).

Vazquez-Montiel et al. (1996) mentionnent que les apports d'eau usée n'ont pas d'effet positif sur le taux de matière organique du sol. Par contre Mancino et Pepper, (1992) observent une augmentation de la matière organique dans les sols irrigués avec les eaux usées. Une plus importante accumulation de la matière organique apportée par les eaux usées, dans l'horizon de surface, est observée aussi par Mohammed et Mazahreh (2003) et par Rusan et al., (2007). Les éléments majeurs du sol sont : l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K). La signification de ces éléments diffère suivant le ratio de leurs concentrations dans le sol. La carence de ces éléments, affecte négativement la croissance des plantes et les concentrations excédant les limites supérieures des besoins des plantes peuvent produire des effets négatifs sur la qualité du sol et sur l'environnement. Les teneurs des éléments MO, N, P et K de la couche superficielle du sol sont fortement corrélées, ce qui signifie qu'elles ont une origine commune (eau usée).

L'irrigation avec les eaux usées montre un effet *Position* très significatif sur les trois éléments majeurs (NPK) du sol. L'effet *Horizon*, en revanche, n'est pas significatif pour les trois éléments du sol (Tableau II.4). Les concentrations de N oscillent entre 0.13% et 0.26%, respectivement, dans les couches de surface de S₀ et S₄ des sols étudiés (Figure II.24). Les valeurs d'azote sont élevées dans les sols irrigués avec les eaux usées. Ceci suggère que les eaux usées contiennent de l'azote en excès des besoins des cultures. La valorisation de cet élément diffère d'une culture à l'autre, c'est le cas dans la présente étude où l'effet est apparent.

Le phosphore se classe, en production végétale des zones semi arides en deuxième position après l'eau (Hoogmoed and Klaij, 1994; Pansu and Gautheyrou, 2006; Jouve, 2007). Dans une étude dans les zones semi arides du Mali, Traoré (1974) a conclu que la réponse à l'azote ne peut être obtenue qu'une fois la déficience en phosphore a été corrigée. Les concentrations en P dans le sol, sont plus élevées, dans l'horizon de surface, des stations irriguées à l'eau usée comparativement au témoin.

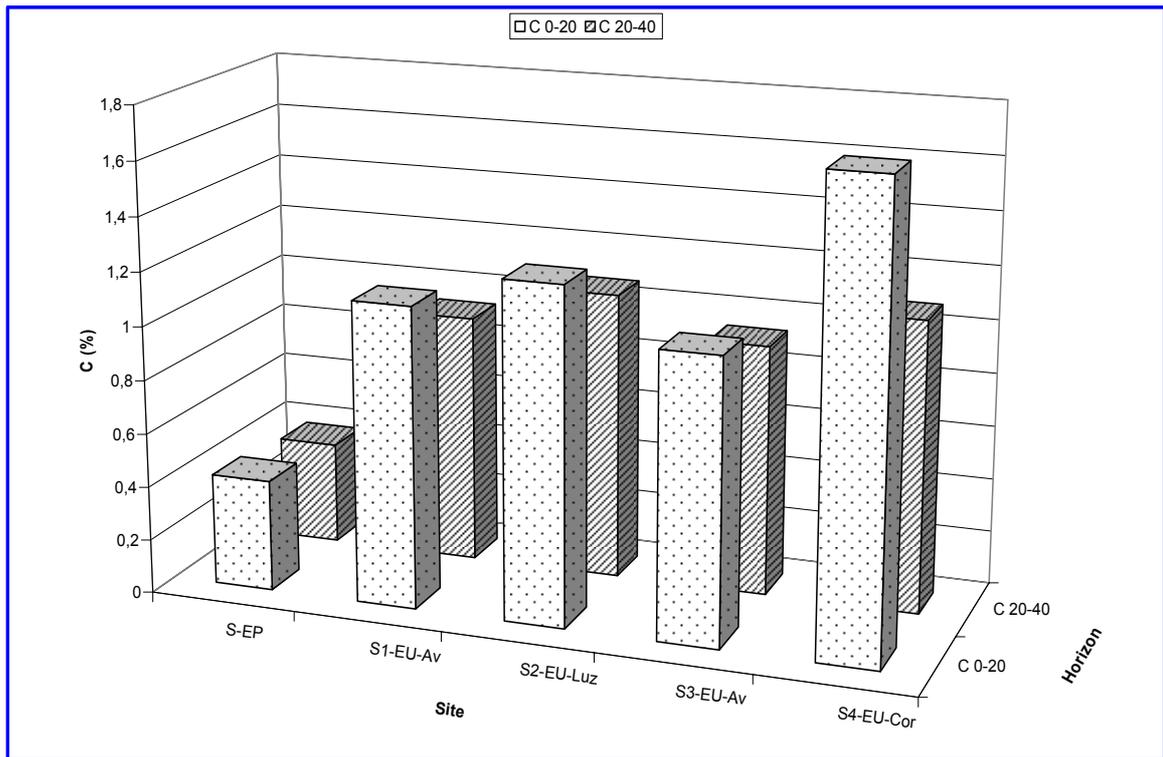


Figure II.22. Variation du carbone du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi (S-EP = sol irrigué en pluvial (témoin), S1-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S2-EU-Luz = sol cultivé en luzerne et irrigué à l'eau usée, S3-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S4-EU-Cor = sol cultivé en coriandre et irrigué à l'eau usée, CE 0-20 = horizon 0-20 cm, CE 20-40 = horizon 20-40 cm.)

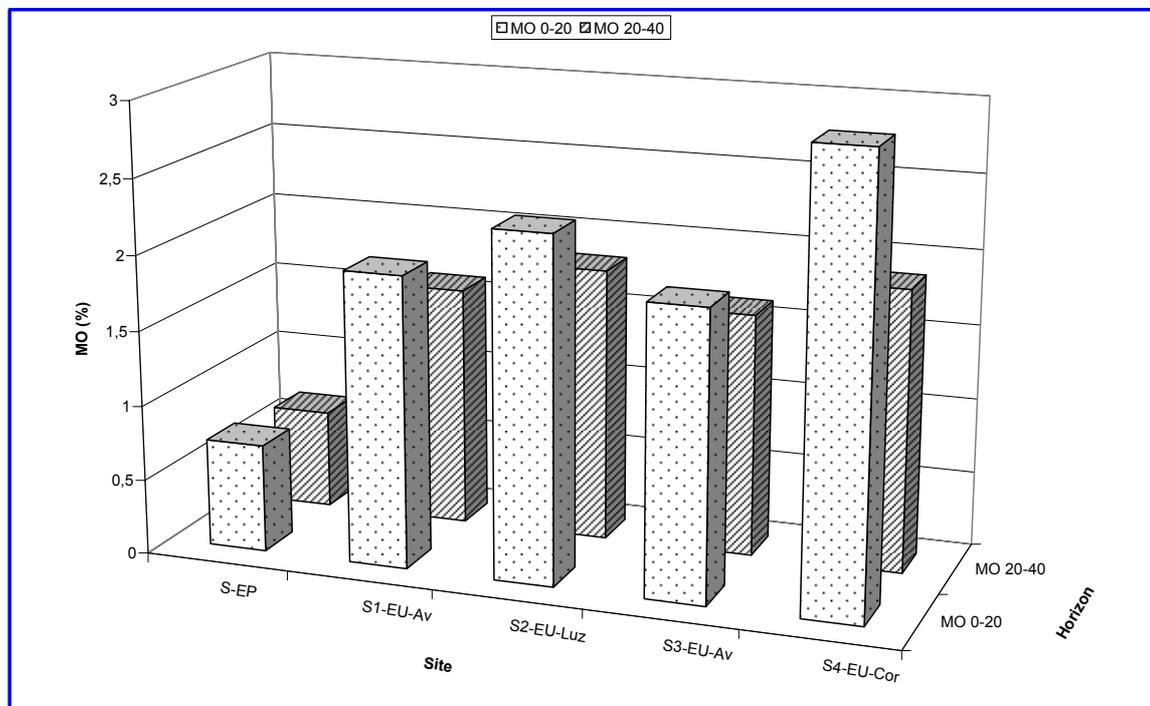


Figure II.23. Variation de la matière organique du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi (S-EP = sol irrigué en pluvial (témoin), S1-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S2-EU-Luz = sol cultivé en luzerne et irrigué à l'eau usée, S3-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S4-EU-Cor = sol cultivé en coriandre et irrigué à l'eau usée, MO 0-20 = horizon 0-20 cm, MO 20-40 = horizon 20-40 cm.)

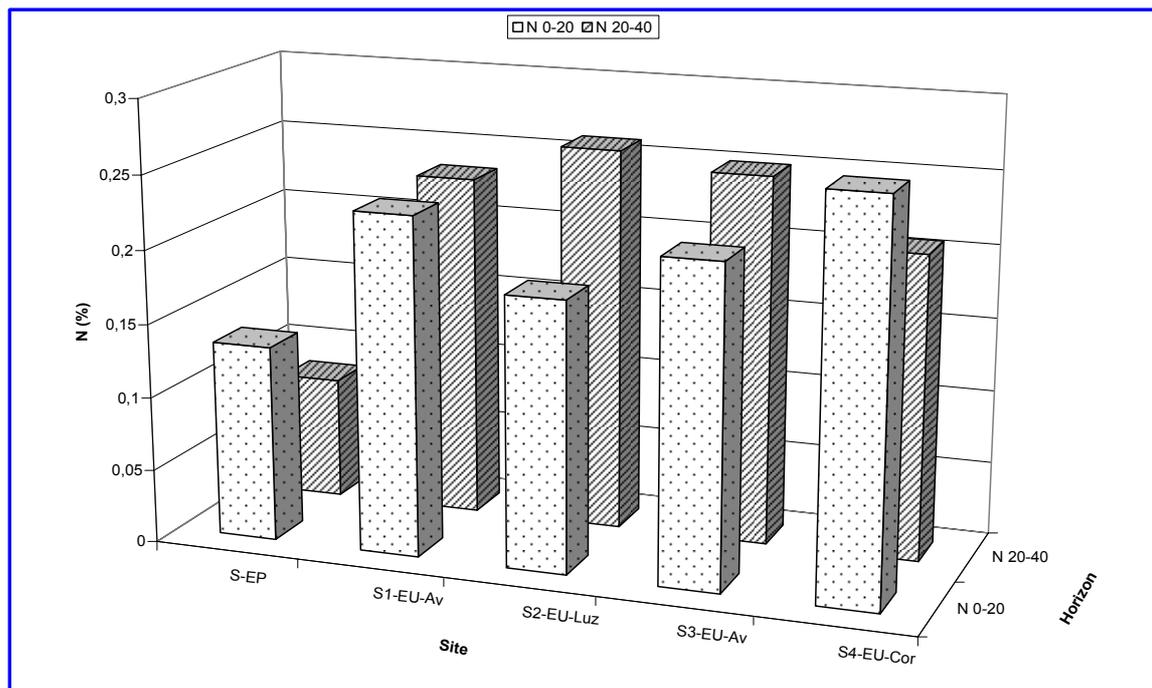


Figure II.24. Variation de l'azote du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi (S-EP = sol irrigué en pluvial (témoin), S1-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S2-EU-Luz = sol cultivé en luzerne et irrigué à l'eau usée, S3-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S4-EU-Cor = sol cultivé en coriandre et irrigué à l'eau usée, MO 0-20 = horizon 0-20 cm, MO 20-40 = horizon 20-40 cm.)

En effet, les valeurs de P varient, dans les horizons (0-20 cm) et (20-40 cm) respectivement, de 0.12% à 0.11% du sol témoin pluviale et de 0.28% à 0.25% dans le sol cultivé en coriandre et irrigué avec les eaux usées (Figure II.25). En ce qui concerne l'azote et le phosphore, les résultats de la présente étude corroborent ceux rapportés par Reddy *et al.*, (1980), par Liu *et al.*, (1998) et par Midrar *et al.*, (2004).

Les concentrations de K varient dans la couche de surface des sols étudiés entre 0.19% et 0.29% pour S₀ et S₄ (Figure II.26). Les différences entre la concentration de K dans les sols irrigués avec les eaux usées et ceux avec les eaux pluviales sont liées à la concentration de K des eaux d'irrigation. L'analyse de la variance montre un effet irrigation significatif, ceci est dû à la richesse des eaux usées utilisées. Burns *et al.*, (1985) indiquent que les eaux usées peuvent fournir des quantités de N, P et K équivalentes à 4, 10 et 8 fois les besoins des cultures fourragères.

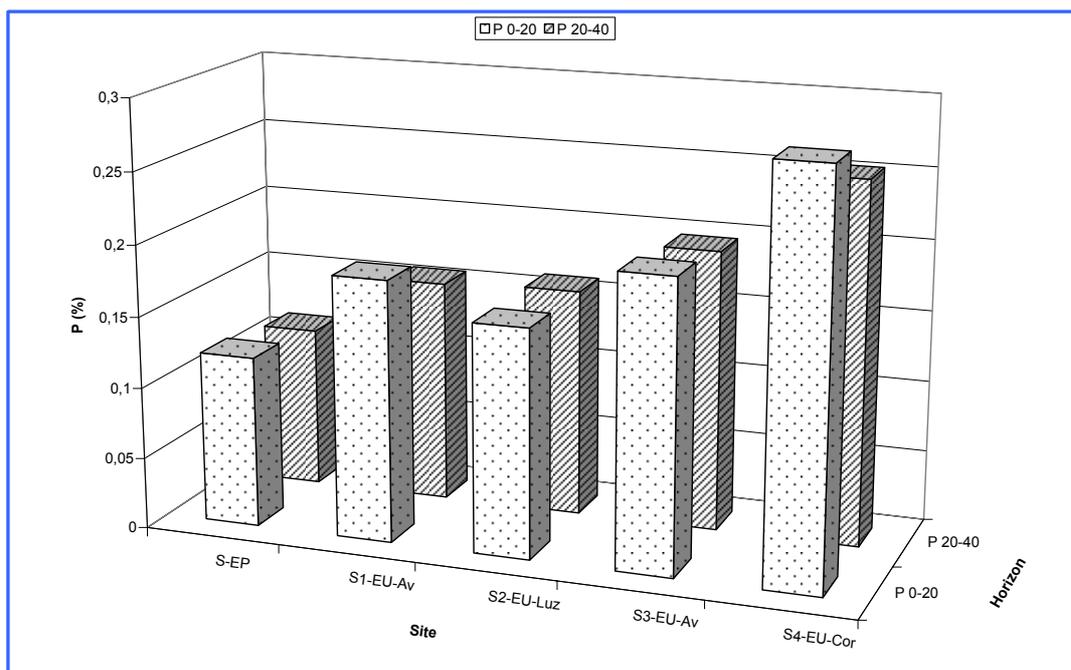


Figure II.25. Variation du phosphore du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi (S-EP = sol irrigué en pluvial (témoin), S1-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S2-EU-Luz = sol cultivé en luzerne et irrigué à l'eau usée, S3-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S4-EU-Cor = sol cultivé en coriandre et irrigué à l'eau usée, N 0-20 = horizon 0-20 cm, N 20-40 = horizon 20-40 cm)

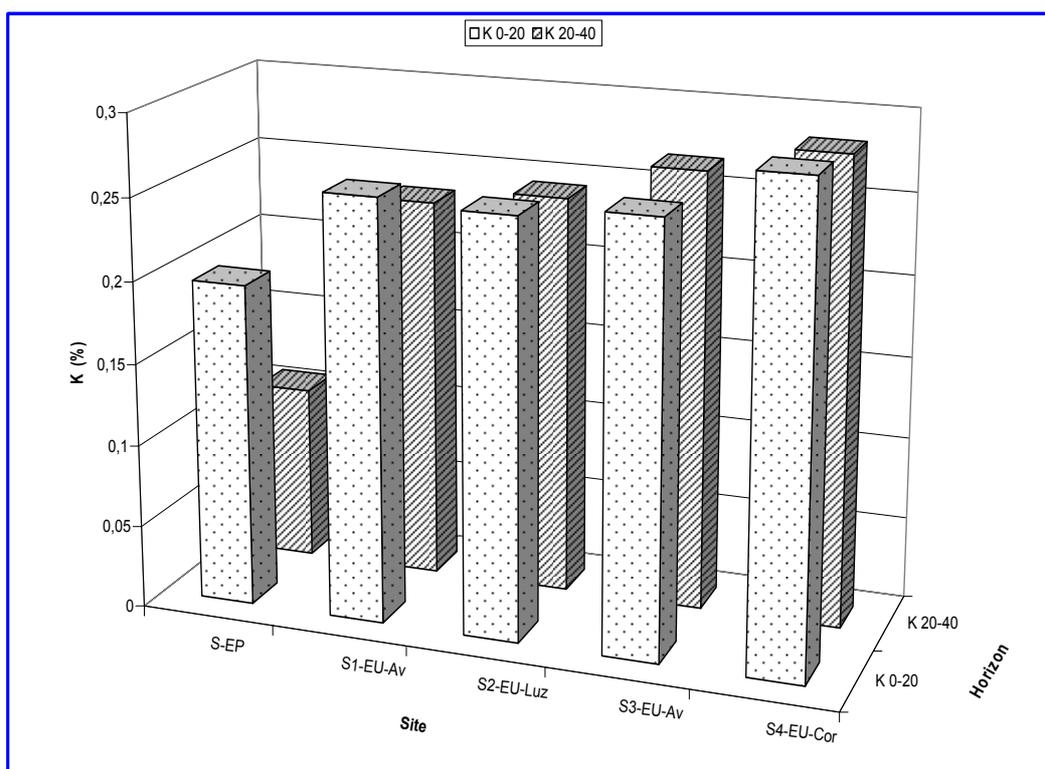


Figure II.26. Variation du potassium du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi (S-EP = sol irrigué en pluvial (témoin), S1-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S2-EU-Luz = sol cultivé en luzerne et irrigué à l'eau usée, S3-EU-Av = sol cultivé en avoine et irrigué à l'eau usée, S4-EU-Cor = sol cultivé en coriandre et irrigué à l'eau usée, N 0-20 = horizon 0-20 cm, N 20-40 = horizon 20-40 cm)

II.2.5. ETM DU SOL

Les ETM sont naturellement présents dans les sols en faibles quantités. Ils sont en partie libérés lors de l'altération de la roche mère et constituent le pool endogène appelé fond pédo géochimique (Di Benedetto ; 1997; Baize, 1997). Un second pool, plus ou moins important selon la situation géographique, est issu d'apports exogènes. Il provient essentiellement de l'activité humaine de façon diffuse, émis par l'activité industrielle, les moyens de transport et amené par voie atmosphérique, ou localement soit de façon ponctuelle par l'apport de déchets contaminés (pollution souvent aiguë), soit de façon répétée et cumulative par l'activité agricole (Godin et *al.*, 1985 ; Di Benedetto, 1997). Les eaux pluviales peuvent être aussi une source de pollution des sols par le cuivre, le zinc, le nickel et le plomb, et à de très fortes concentrations (Adriano, 1986).

Les éléments traces métalliques (Cu, Fe, Mn, Zn) sont considérés comme des éléments de base nécessaires à la croissance de la plante. Les facteurs qui influencent la disponibilité de ces ETM dans les sols sont le pH, la capacité d'échange de cations (CEC), la teneur en matières organiques, et le potentiel d'oxydoréduction (Adriano, 1986). Le cuivre est un activateur d'enzyme, qui joue également un rôle dans le métabolisme des protéines et la synthèse de la chlorophylle. Il est aussi utilisé comme élément de combat des maladies de plantes (Al Zu'bi, 2007). La concentration du cuivre dans le sol doit être dans les limites admissibles de 2-250 mg/l et optimale pour la croissance des plantes de 40 mg/l (Adriano, 1986).

Le fer est présent surtout dans les jeunes feuilles où il intervient dans la formation de la chlorophylle. La carence en fer provoque la chlorose du limbe des jeunes feuilles. Le fer est nécessaire en concentrations élevées dans le sol, qui varie entre 7000-55000 mg/l, mais la concentration optimale est 38000 mg/l (Adriano, 1986).

Le manganèse est nécessaire au développement normal des plantes car il est lié au fer dans son action sur la formation de la chlorophylle. La carence est due le plus souvent à une insolubilisation du manganèse, liée à l'élévation du pH et au drainage qui favorise l'oxydation de Mn. La concentration du Mn dans le sol varie de 2-10000 mg/l et sa concentration optimale est 1000 mg/l (Adriano, 1986).

Le zinc est nécessaire à la formation de certaines auxines. De ce fait, il intervient dans la régulation de la croissance et dans la transformation des sucres de la plante. Sa concentration dans le sol varie de 1-900 mg/l, cependant sa valeur optimale est 60 mg/l (Adriano, 1986).

Au niveau de la zone d'étude, l'évolution des ETM (Mn, Fe, Cu, Zn) dans l'horizon de surface (0-20 cm) du sol présente une variabilité qui est fonction de la qualité d'eau d'irrigation et l'élément considéré. Hormis le Zn, une concentration élevée est observée pour ces ETM, dans les parcelles irriguées avec les eaux usées (Figures II.27 et II.28). L'importance des concentrations observées à travers toutes les stations est dans l'ordre suivant : Fe>Mn>Zn>Cu.

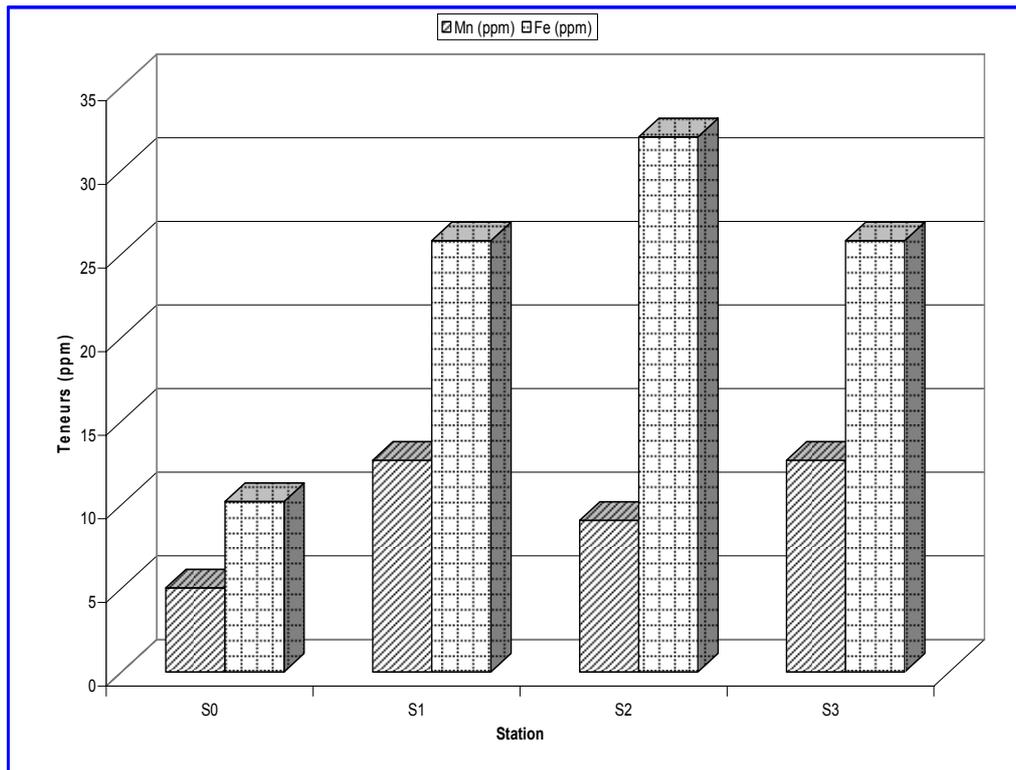


Figure II.27. Variation des éléments Mn et Fe du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi (S₀ - S₃ : stations de prélèvement)

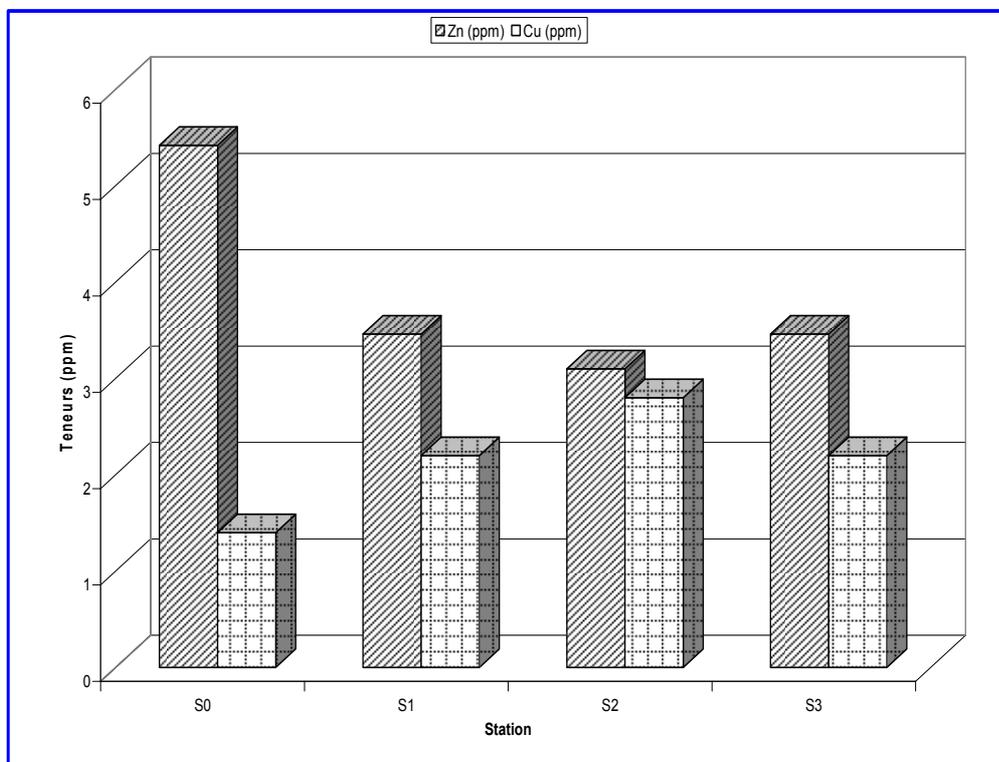


Figure II.28. Variation des éléments Zn et Cu du sol irrigué par les effluents de l'oued El Gourzi (S₀ - S₃ : stations de prélèvement)

Les valeurs moyennes du Manganèse varient entre 5.03 ppm dans le sol témoin irrigué en pluvial et 12.66 ppm dans les parcelles cultivées en maraîchage (Persil et coriandre) et irriguées en eau usée. Les teneurs en fer oscillent entre 10.2 ppm pour le témoin et 32.0 ppm pour le sol cultivé en luzerne et irrigué avec les eaux usées. Les teneurs en zinc, au contraire, montrent des valeurs moyennes moins élevées qui varient de 3.1 ppm pour le sol de la parcelle de luzerne irriguée avec les eaux usées et 5.42 ppm pour le témoin. Le cuivre représente l'élément le moins disponibles dans le sol étudié, ses teneurs moyennes oscillent entre 1.4 ppm pour le témoin et 2.8 ppm pour le sol de la parcelle cultivée en luzerne et irriguée avec les eaux usées.

Cette variation des teneurs en ETM dans le sol est due, d'une part, essentiellement à l'effet cumulatif des métaux dans le sol pendant plusieurs décennies d'épandage d'eaux usées brutes ainsi qu'à la contribution du pH basique du sol qui inhibe la mobilité des métaux (FAO, 1994). D'autre part, l'épandage non homogène des eaux usées pendant les périodes d'irrigation, y contribue aussi (Jiries et *al.*, 2002).

Les teneurs des éléments Mn, Fe, Cu, Zn dans la couche superficielle du sol sont relativement plus élevées comparées à celles des eaux usées. Kouame et *al.*, (2006) indiquent que ces éléments ont toujours tendance à s'accumuler dans les horizons de surface riches en matières organiques et dans les couches argileuses. Les éléments Fe, Mn Zn et Cu migrent peu en profondeur, sauf dans des conditions particulières de drainage, ou en milieu très acide (McLaughlin et *al.*, 2000 ; Adriano, 1986 ; Pichard et *al.*, 2004 ; Brar et *al.*, 2002).

Mohammad et Mazahreh (2003) rapportent une augmentation des teneurs en Fe et Mn dans les sols soumis à l'irrigation avec les eaux usées. D'autre part, Mancino et Pepper (1992) ne trouvent aucun effet des eaux usées sur l'accumulation des ETM du sol. A long terme (80 années), la réutilisation agricole des eaux usées engendre l'élévation des teneurs des éléments Cu, Zn, Mn et le Fe dans le sol comparé à celui irrigué avec l'eau plate (Siebe, 1998).

Perrono (1999) a rapporté qu'en sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des ETM, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO₃. Dans le cas de nos sols calcaires, les teneurs en ETM étudiés demeurent très faibles et sont donc en dessous des valeurs limites de phytotoxicité (Davis, 1978; Marschner, 1995).

II.2.6. PRODUCTIONS ET EXPORTATION DES ETM PAR LES CULTURES IRRIGUEES A L'EAU USEE

Dans le cas de la culture de la coriandre (*Coriandrum sativum* L.), l'utilisation des eaux usées a engendré une augmentation significative du rendement par rapport au rendement du témoin irrigué avec l'eau du puits. En effet, les valeurs moyennes enregistrées, du rendement en sec, sont de 13 et 9.1 t/ha respectivement pour les deux traitements cités dans cet ordre (Figure II.29). L'irrigation avec les eaux usées engendre une augmentation relative du rendement de 44%.

Pour le persil (*Petroselinum crispum* L.), il y a aussi un effet significatif des eaux usées sur le rendement par rapport à l'eau de puits. Les valeurs moyennes de rendement sec sont de 15.3 t/ha pour les eaux usées et 9.95 t/ha pour l'eau du puits, ce qui correspond pour l'eau usée à une augmentation de 35% par rapport à l'eau du puits. La laitue (*Lactuca sativa*) et la menthe (*Mentha spp.*) ont enregistrées des rendements frais de 34.21 et 28.25 T/ha et secs de 26.21 et 15.8 T/ha respectivement, une pomme de laitue pèse en moyenne 547 g/plant. La Luzerne (*Medicago sativa* L.) a enregistré un rendement sec de 18.6 T/ha.

L'utilisation des eaux usées en irrigation a permis d'accroître les rendements de la laitue. Cette amélioration du rendement a été également observée par Sou et *al.*, (2007) qui ont obtenu des rendements frais de 40 t/ha avec des eaux usées traitées contre 55 t/ha avec le mélange d'eaux usées traitées et d'engrais et 10 t/ha pour le témoin. Les résultats relatifs à la culture de luzerne fourragère (*Medicago sativa* L.) irriguée aux eaux usées indique un rendement moyen de 18.6 t/ha, ce qui est supérieur à celui de Drarga, Maroc (14 t/ha) et inférieur à celui de California-Davis (31 t/ha) mentionné par USAID (2002).

Pour les cultures, dont la partie foliaire est importante, l'amélioration du rendement est sans doute dû à la disponibilité en quantité importante d'éléments minéraux, surtout, l'azote qui stimule la croissance végétative, et par conséquent, augmente leur production. L'irrigation des cultures avec les eaux usées traitées ou brutes a suscité l'intérêt de plusieurs recherches. Neilson et *al.* (1989) et Sou et *al.* (2007) ont constaté une amélioration de la production des cultures de laitue, de la carotte, de l'aubergine, de la tomate, du poivron, du concombre et de l'haricot irriguées avec les eaux usées traitées ou avec les eaux douces fertilisées. De même, Rejeb (1986) et El Hamouri (1990) ont rapporté que l'irrigation avec les eaux usées a un effet bénéfique sur le rendement des cultures de piment et de la tomate.

Le rôle de certains éléments traces métalliques (ETM) dits (oligo-éléments) est primordial dans les réactions d'oxydoréduction du système enzymatique des plantes (photosynthèse, fixation de l'azote, réduction des nitrates dans la plante), la plupart des ETM ont une action optimale dans une gamme de concentration étroite et deviennent toxiques à des concentrations relativement faibles (Hopkins et Evrard, 2003).

L'analyse des ETM dans la plante de la présente étude n'a touché que les organes aériens de l'avoine (*Avena sativa* L.), de la luzerne (*Medicago sativa* L.), du persil (*Petroselinum Sativum* L.) et du coriandre (*coriandrum sativum* L.). L'étude de l'accumulation des ETM a révélé la présence du fer, du cuivre, du zinc et du manganèse au niveau de la partie aérienne (Figure II.30).

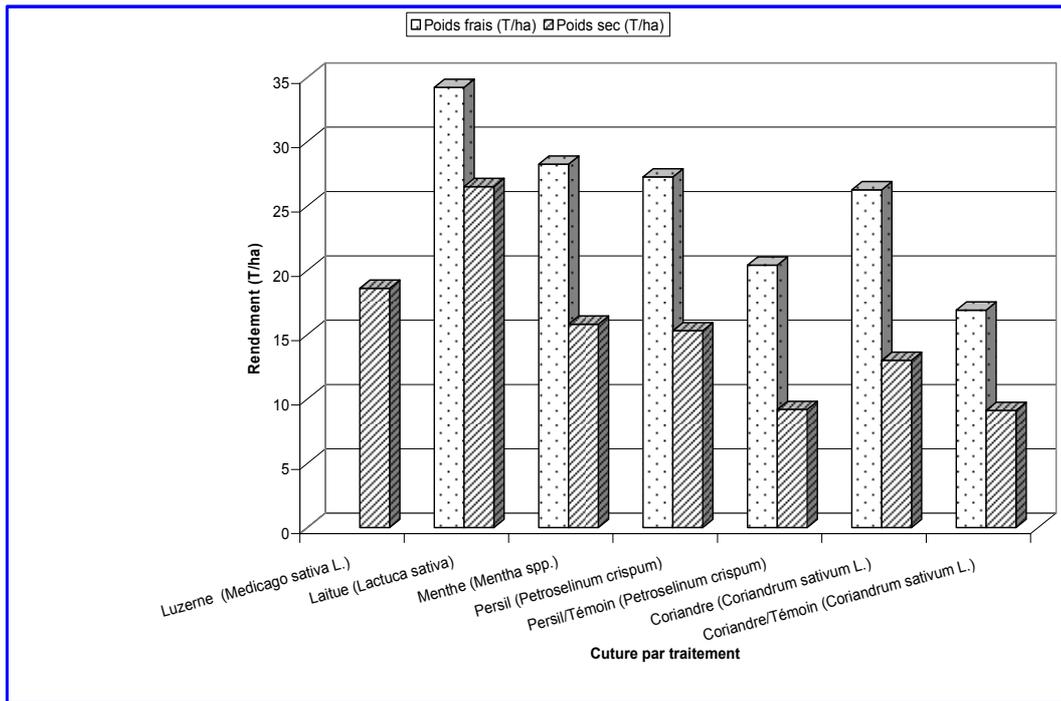


Figure II.29. Variation des rendements des cultures expérimentées sous irrigation d'eau douce et des effluents de l'oued El Gourzi

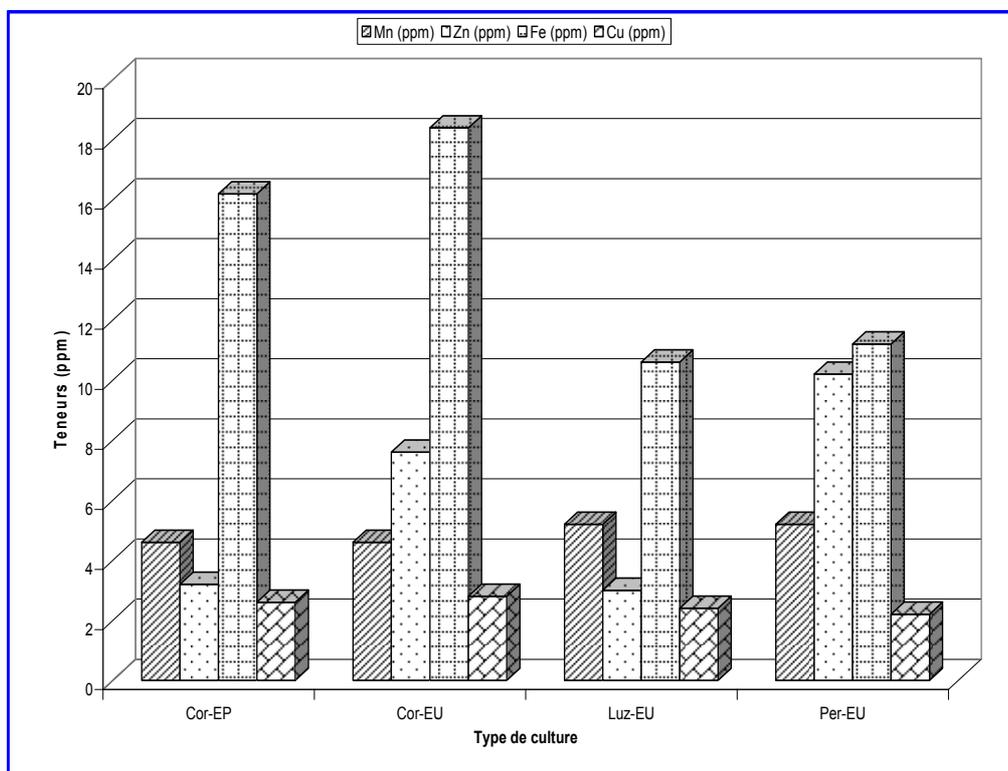


Figure II.30. Variation de la teneur des ETM dans les cultures expérimentées sous irrigation d'eau douce et des effluents de l'oued El Gourzi (Cor-EP = coriandre irriguée en pluvial (témoin), Cor-EU = coriandre irriguée par eau usée, Luz-EU = luzerne irriguée par eau usée, Per-EU = persil irrigué par eau usée.)

En effet, Les valeurs moyennes d'exportation du Mn varient entre 4.6 ppm pour le coriandre irrigué avec l'eau de puit ou avec les eaux usées à 5.2 ppm pour la luzerne et le persil irrigués avec les eaux usées. Les concentrations moyennes du Fe oscillent entre 11.2 ppm dans le persil à 18.4 ppm dans le coriandre, irrigués avec les eaux usées. Le zinc a une concentration de 3 ppm dans la luzerne, 10.2 ppm dans le persil, irrigués avec les eaux usées. Le persil accumule 2.2 ppm de cuivre contre 2.8 ppm pour le coriandre 2.8 ppm, irrigués avec les eaux usées. L'importance des taux d'absorption des ETM observés est dans l'ordre suivant : Fe>Mn>Zn>Cu pour le coriandre témoin et la luzerne irriguée par les eaux usées, et Fe>Zn>Mn>Cu pour le coriandre et le persil irrigués par les eaux usées.

Les différences des teneurs en ETM dans les plantes étudiées dépendent des propriétés physiques et chimiques du sol et de la capacité d'absorption de chaque élément par la plante (Voutsas *et al.*, 1996; Muchuweti *et al.*, 2005; Arora *et al.*, 2008). Les teneurs des ETM dans la plante sont affectées par l'utilisation des fertilisants, de la boue résiduaire et l'irrigation avec les eaux usées. Les concentrations critiques de toxicité, définies comme étant les concentrations qui provoquent une diminution de 10% de la matière sèche d'un tissu, varient fortement selon les micro-éléments et les espèces végétales (Hopkins et Evrard, 2003).

Les résultats des mesures de la teneur en ETM, dans la partie aérienne de la végétation, indiquent des taux d'absorption indépendants de la qualité d'eau d'irrigation et du sol. Ces teneurs restent inférieures aux valeurs seuils préconisées pouvant causer une toxicité (Adriano, 1986; Lopez, 2005). Elles ne montrent pas d'effet stressant sur les espèces végétales étudiées.

Le facteur de transfert, mesuré par le rapport de la concentration des ETM dans la plante à celle du sol, tel que proposé par Kloke *et al.* (1984), présente des valeurs élevées pour le Fe, le Zn et le Cu. Ceci indique que les teneurs de certains métaux sont plus élevées dans le végétal que dans le sol. L'absorption de ces métaux par la plante n'est donc pas conditionnée par le pH.

La localité de Fisdis est traversée par un axe routier très fréquenté et par la ligne de chemin de fer. Plusieurs unités industrielles y sont implantées. Le taux élevé du Zn et du Cu observé dans la plante s'explique plus par la contamination atmosphérique que par l'absorption racinaire du sol comme le font remarquer Liu, (1999), Anonyme (2003b) et Rattan (2005).

Dans une étude sur les métaux traces accumulés dans le sol et dans la végétation de la région de Kaduna (Nigéria), Okunola *et al.*, (2007) ont constaté que la teneur en cadmium (Cd) était plus élevée dans les plantes que dans les sols analysés. Sinha *et al.*, (2006) rapportent que l'accumulation des ETM se faisait plus au niveau des organes puits (fruit, organe de réserve) que dans les organes sources tel que le feuillage qui est riche en chloroplastes. Il est donc déconseillé de cultiver ce genre de plantes sur des sols contaminés par les ETM.

Dans une autre étude sur la contamination des plantes par les ETM, Voutsas *et al.*, (1996) rapportent que l'accumulation des ETM dans le feuillage des légumes est due à l'adsorption des métaux à la

surface des plantes et à leur translocation à partir des racines. D'autre part, Barman et *al.*, (2000) mentionnent que le transfert des ETM du sol vers les organes de la plante ne suit aucun itinéraire particulier et varie en fonction du métal, de l'espèce et des organes de la plante.

Les concentrations des métaux de la région d'étude sont au-dessous de celles obtenues dans des sites industriels et urbains en Angleterre (Hooda et *al.*, 1988), en Russie (Savoskul & Drechsel, 2003), au Nigéria (Adeyeye & Ayejuyo, 2002) et en Egypte (Rasheed & Awadallah, 1998). McLaughlin et *al.* (2000) indiquent, dans quelques situations, que la plante ne montre pas de signes de phyto toxicité, en même temps, l'homme et l'animal qui se nourrissent sur cette plante peuvent être affectés particulièrement si les ETM sont du genre qui s'accumule dans l'organisme.

CONCLUSION

Les résultats d'analyse des eaux usées charriées par l'Oued El Gourzi montrent l'existence d'une pollution organique, particulaire et azotée assez élevée. Celle-ci est principalement originaire des rejets domestiques et industriels de la ville de Batna, elle est plus accentuée pendant les périodes de faible débit lorsque l'eau devient un facteur limitant pour toutes les activités agricoles. Malgré le rôle qu'elle joue la station de traitement des eaux usées dans la réduction de la charge polluante, l'insuffisance de la collecte des eaux usées de la ville de Batna et les déversements en aval de la station d'épuration ont abouti à la régénération de la pollution de l'Oued El Gourzi. Les résultats montrent aussi que les effluents de l'Oued El Gourzi, bien qu'ils contribuent à la fertilité du sol, contiennent des concentrations relativement élevées de matières en suspension, DBO, ammonium, nitrates et germes de contamination fécale, ce qui peut être nuisible à l'eau, au sol et à la vie aquatique du milieu récepteur. A l'eat actuel, la qualité des eaux de l'Oued El Gourzi ne répond, donc, pas aux recommandations de la FAO et de l'OMS des eaux destinées à l'irrigation particulièrement pendant les périodes sèches où la ressource en eau devient un facteur limitant pour toutes les activités agricoles. En conséquence, la prise en charge sérieuse de la collecte et de l'épuration des eaux usées est nécessaire. Les effluents d'Oued El Gourzi doivent donc subir un traitement poussé, désinfection incluse, pour ramener leur qualité aux normes requises préalable à toute irrigation envisagée. La contamination par les ETM, ne représente pas une menace aussi importante que la pollution microbienne et salinité. Les concentrations mesurées sont inférieures aux normes standard. La plupart des propriétés du sol sont significativement affectées par l'irrigation aux eaux usées. Le sol s'est amélioré en fertilité et en productivité. L'irrigation à l'eau usée montre un effet significatif sur la concentration en ETM dans la plante sans dépasser les limites préconisées. Sur le plan physiologique, les différentes cultures suivies ne montrent pas de signes de phyto toxicité ou de stress. Les teneurs en ETM dans le végétal sont faibles et les rendements sont nettement améliorés. Globalement, il ressort de nos travaux que la région (Fisdis-Batna) est confrontée non seulement à la pollution par les rejets liquides mais aussi à une pollution atmosphérique inquiétante, qui nécessite une attention particulière.

Chapitre III

**Réponse de l'orge (*Hordeum Vulgare* L.) variété Jaidor
et l'avoine (*Avena sativa* L.) variété Avon
aux apports d'eau usée et de boue résiduaire**

RESUME

L'eau est une ressource très limitée dans les régions semi-arides où elle est soumise à une forte demande étant nécessaire pour toutes activités économiques. Celle utilisée est le plus souvent dégradée et ses rejets sont très chargés. Une fois traitée, l'eau épurée et les boues résiduelles trouvent une utilisation le plus souvent dans le domaine agricole où elles viennent valoriser l'itinéraire mis en application. La présente contribution se propose d'étudier l'influence de l'apport de boue résiduaire et de l'irrigation avec l'eau usée épurée sur la production de deux graminées fourragères. Deux expérimentations ont été conduites, sous serre, l'une pour étudier l'effet de la boue et l'autre celui de l'eau épurée, à l'Institut des Sciences de la Nature du Centre Universitaire de Oum El Bouaghi (Algérie). Les résultats montrent que l'irrigation avec les eaux usées ainsi que l'ajout de boue résiduelle contribuent à l'amélioration du rendement fourrager des deux variétés avec des augmentations variants de 100 à 250%. Cette augmentation est due à une amélioration de l'indice foliaire, de la capacité de tallage herbacé et aux poids spécifiques des feuilles et des talles. L'irrigation avec l'eau usée épurée et surtout l'ajout de la boue résiduelle améliorent l'efficacité d'utilisation de l'eau par le végétal et réduisent de la part évaporée (cas de la boue) comparativement à ce qui a été noté avec les eaux potables et le témoin non engraisé avec de la boue. L'utilisation des eaux usées et de la boue n'apporte aucune différence significative au niveau du sol en ce qui concerne le pH mais augmente légèrement la salinité.

Mots clés : eau usée, boue résiduaire, irrigation, Jaidor, Avon.

SUMMARY

[Title- Response of barley (*Hordeum vulgare* L.), cultivar Jaidor, and avena (*Avena sativa* L.), cultivar Avon, to wastewater irrigation and sewage sludge applications]

Water is a limited resource in the arid regions where it is subjected to a huge demand for domestic, industrial and agricultural uses. When it is used, water quality is degraded and polluted. Once it is treated, wastewater and sewage sludge are largely used in agriculture. The present contribution aims to study the effect of sewage sludge applications and wastewater irrigation on growth of barley (*Hordeum vulgare* L.) cultivar Jaidor and avena (*Avena sativa* L.) cultivar Avon. Two experimentations were conducted under semi controlled environment to investigate the effect of sewage sludge and wastewater respectively at the Institute of Natural Sciences (Oum El Bouaghi, Algeria). Results showed that irrigation with wastewater and addition of sewage sludge contribute to the increase in yield of the two varieties (Jaidor and Avon) ranging from 100% to 250%. This increase is mainly due to the improvement in leaf area index, tillering capacity and specific weight of leaves and tillers. The wastewater irrigation and particularly the contribution of sewage sludge increases, effectively, the crop water use efficiency and reduces the water evaporation compared to the controls irrigated with plate water and amended with sewage sludge. The use of wastewater and sewage sludge, in the present experiment, did not show any significant difference in soil pH but a slight increase in salinity.

Keywords: Wastewater, sewage sludge, irrigation, Jaidor, Avon.

INTRODUCTION

Les zones semi-arides sont confrontées à un manque sérieux d'eau potable. La valorisation des disponibilités existantes et l'élargissement de la ressource demeurent des préoccupations constantes. L'utilisation des eaux usées traitées est souvent envisagée dans le domaine agricole pour augmenter la production (Puil, 1998). Car dans ce domaine, comme dans bien d'autres, le manque d'eau est un facteur qui limite les niveaux de production. Des alternatives sont appliquées pour réduire des effets du déficit hydrique comme l'adoption d'espèces et variétés tolérantes (Blum, 1985), le positionnement du cycle de la culture pour éviter la contrainte hydrique au pic de son avènement (Bouzerzour et Benmohammed, 1994), et la gestion de l'inter-culture et de la culture pour améliorer l'alimentation hydrique de la plante cultivée (Aboudrare et *al.*, 1998).

Le recours à l'irrigation avec des eaux usées épurées est la solution la plus efficace, en l'absence d'eau de bonne qualité (Ripert et *al.*, 1990). L'utilisation des eaux usées résiduelles domestiques constitue à priori une démarche séduisante. Cette utilisation contribue à la sauvegarde d'une ressource naturelle non renouvelable (Ripert et *al.*, 1990). Elle permet de valoriser l'eau et les matières fertilisantes qu'elle contient.

Les boues résiduelles sont une source potentielle de matière organique utilisable. Elles contiennent aussi des macro et des micro-éléments essentiels pour la croissance des plantes (Ademe, 2000 ; Jarde, 2002 ; Chatha et *al.*, 2002)

En effet, l'utilisation agricole des boues résiduelles répond, d'une part, au besoin en matière organique qui dans les conditions climatiques des pays sud méditerranéen sont rapidement minéralisées, au besoin d'entretien organo-minéral des sols dont le déficit est accéléré par les techniques modernes de production et d'autre part, aux potentialités du sol en tant que système épurateur et de recyclage (Pommel, 1976 ; Benmouffok et *al.*, 2005).

En effet, les sols traités avec des boues résiduelles gardent plus longtemps l'humidité et la végétation installe sur de tels sols un système racinaire plus développé comparativement aux sols non traités (Tester et *al.*, 1982). Les boues résiduelles libèrent progressivement les éléments nutritifs et notamment l'azote pour le mettre à la disposition de la plante tout le long du cycle de la culture. La libération de l'azote est fonction des conditions climatiques prévalentes, des quantités de boues apportées et du rapport C/N (Barbartik et *al.*, 1985 ; Pescod, 1992 ; Jamil et *al.*, 2006).

La présente contribution se propose d'étudier la réponse de deux graminées fourragères l'orge (*Hordeum vulgare* L.) et l'avoine (*Avena sativa* L.) aux apports de boue résiduelle et à l'irrigation avec l'eau usée épurée.

III.1. MATERIEL ET METHODES

Deux variétés de céréales fourragères, Avon (*Avena sativa* L.) et Jaïdor (*Hordeum vulgare* L.) ont été utilisées comme matériel végétal. 24 pots de 20 cm de diamètre et de profondeur ont été remplis avec 1500 g de terre dont les caractéristiques sont données au tableau (III.1). Les douze pots par variété ont été subdivisés en trois lots recevant la boue résiduaire, issue de la station de traitement des eaux usées de Sétif, à raison de 0, 100 et 200 g/pot soit l'équivalent de 0, 30 et 60 tonnes/ha. La boue, séchée, émiettée et tamisée, a été mélangée intimement avec la terre des 10 cm de surface de chaque pot de végétation. Le traitement boue est répété quatre fois. Dix graines pré-germées ont été repiquées par pot de végétation, le 30/01/2002. L'ensemble des pots sont arrosés et mis dans une serre en plastique au département de biologie de l'Institut des Sciences de la Nature.

La deuxième expérimentation est conduite selon le même protocole. Elle diffère de la première par le traitement boue qui est remplacé par de l'eau usée épurée qui est étudiée selon trois modalités, irrigation faite avec 100% d'eau plate, irrigation faite avec un mélange d'eau plate et d'eau usée (50%/50%) et irrigation faite avec de l'eau usée. Les 12 pots par expérimentation ont été repartis selon un dispositif factoriel en blocs. Les pots de végétation sont irrigués régulièrement pour ramener le sol à une teneur en eau de 80% de la capacité au champ dont la valeur a été préalablement déterminée au début de l'expérience. La méthode gravimétrique a été utilisée en saturant un pot rempli de terre avec de l'eau plate puis on détermine le poids humide (PF) et sec (PS) 24 heures après ressuyage. L'humidité correspondant à la capacité au champ est déduite par la formule :

$$H_{cc} (\%) = [(PF-PS)/(PS-PV)] \times 100 \quad (1)$$

H_{cc}= humidité à la capacité au champ,

PV= poids vide de la tare,

Les apports d'eau sont effectués sur une base hebdomadaire, en suivant la variation de l'humidité des pots de végétation par des prises d'échantillons de sol de 20 g. Dans l'expérience étudiant l'effet de la boue résiduaire, les plantes sont irriguées avec de l'eau plate. Le pH et la conductivité du sol ont été réalisés au début et à la fin de l'expérience, sur des échantillons de 20 g de terre fine qui passe les mailles de 2 mm. Les 20 grammes de terre sont mélangés à 50ml d'eau distillée, le tout soumis à agitation durant 30 minutes, puis la lecture du pH est faite avec un pH mètre.

La conductivité est faite sur des échantillons de 10 g de terre fine mélangée à 50 ml d'eau distillée, le mélange est agité pendant 5 minutes, et après décantation, il est filtré par deux fois à travers du papier Wattman. On ajoute à la solution filtrée deux gouttes de (NaPO₃)₂ à 0.1% puis la lecture de la conductivité est faite avec un conductimètre, menu d'un système de correction de la lecture due la variation de la température.

Soixante dix jours après semis, l'expérience a été arrêtée. La végétation des pots a été récoltée, mise dans des sachets en papier kraft et ramenée au laboratoire pour des mesures biométriques. La moitié du contenu de terre de chaque pot de végétation a été retirée, mise dans des bassines en plastique et puis lavée avec de l'eau salée (20 % poids/volume) pour faciliter l'extraction du système racinaire dont le poids sec et le volume ont été déterminés. Le reste du sol des pots a servi à la quantification de l'humidité résiduelle et aux analyses chimiques. La végétation récoltée a été subdivisée en feuilles et tiges. Les tiges ont été comptées (ntal) et leur longueur mesurée (HT), puis mises à sécher dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures, pour avoir la matière sèche accumulée par les talles (MST).

Sur un échantillon de 10 feuilles on a déterminé la longueur totale des feuilles (L10), leur largeur moyenne (l10) et le poids frais (PF10). Le poids turgescence (PT10) a été mesuré, après avoir mis à l'ombre pendant 2 heures, les 10 feuilles dans des tubes à essai contenant de l'eau plate. Le poids sec (PS10) est mesuré après séchage des feuilles dans l'étuve pendant 12 heures à 70 °C, en parallèle avec le reste du feuillage récolté (MSF). Ces mesures ont permis de déterminer la surface foliaire des 10 feuilles (SF10) :

$$SF10 \text{ (cm}^2\text{)} = 0.5(L10 \times l10) \quad (2)$$

la surface foliaire totale (SF) :

$$SF \text{ (cm}^2\text{)} = (MST \times SF10)/PS10 \quad (3)$$

l'indice foliaire (IF) :

$$IF = SF/\text{Surface semée du pot} \quad (4)$$

le poids spécifique foliaire (PSF) :

$$PSF \text{ (mg/cm}^2\text{)} = PS10/SF10 \quad (5)$$

la turgescence foliaire (TRE) :

$$TRE \text{ (\%)} = [(PF10-PS10)/(PT10-PS10)] \times 100 \quad (6)$$

et la biomasse aérienne totale produite :

$$BIO \text{ (g/pot)} = (MST+MSF) \quad (7)$$

Toutes les données prises sur les quatre répétitions ont été soumises à une analyse de la variance à deux facteurs étudiés (variété et eau usée) dans le squelette est donné au tableau (III.2). Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel STATITCF (Beaux et *al.*, 1999).

Tableau III. 1. Caractéristiques physico-chimiques du sol utilisé en expérimentation

Paramètres	Argile	LF	LG	SF	SG	C _{Tot}	C _{org}	N	MO	C/N
Unités	%	%	%	%	%	%	%	%	%	-
Val. Moy.	40.8	24.6	24.1	8.5	1.8	20.9	1.01	0.24	1.73	4.12

Val moy.: valeurs moyennes, LF: limon fin (%), LG: Limon gros (%), SF: sable fin (%), SG: sable gros (%), C_{Tot}: calcaire total (%), C_{org}: carbone organique (%), N: azote total (%), MO: matière organique (%).

Tableau III. 2. Squelette de l'analyse de la variance des variables mesurées par expérimentation

Sources de variation	ddl	Carrés moyens des écarts	F de table
Totale	23	-	-
Blocs	3	-	-
Variété (V)	1	M1	M1/M4*
Boue (B)	2	M2	M2/M4*
V x B	2	M3	M3/M4*
Résiduelle	15	M4	-

* = si M3 est significative, elle est utilisée pour tester les effets M2 et M1 en accord avec Mc Intosh (1983).

III.2. RESULTATS ET DISCUSSION

III.2.1. Réponse de la végétation aux apports de boue résiduaire

L'analyse de la variance indique des différences significatives entre les deux variétés étudiées pour la dimension des feuilles (longueur et largeur), le poids spécifique foliaire, la matière sèche totale et du feuillage, la hauteur des plantes et la capacité de tallage herbacé. L'effet moyen de la boue est significatif pour toutes les variables mesurées. L'interaction variété x boue n'est pas significative uniquement pour les dimensions du feuillage, le poids spécifique et la turgescence foliaires (Tableau III.3). Une interaction significative indique un comportement variable des variétés selon les modalités de boue étudiées.

L'avoine Avon se distingue, surtout, par des feuilles plus longues comparativement à la variété d'orge Jaidor, mais elles présentent toutes deux des surfaces et des indices foliaires assez proches (Figure III.1). Jaidor compense pour la surface foliaire grâce à la production d'un nombre de feuilles plus important due à sa forte capacité de tallage herbacé (Figure III.1).

Les deux variétés produisent des quantités équivalentes de matière sèche accumulée par les talles. Avon compense son tallage réduit par une hauteur et densité plus élevées vu que ses tiges sont pleines à la base. La matière sèche accumulée par le feuillage est à l'avantage de l'avoine, malgré des surfaces foliaires équivalentes chez les deux variétés. Avon présente par contre un poids spécifique

foliaire plus élevé. Globalement Avon produit plus de matière sèche totale (BIO) que l'orge qui a une meilleure turgescence (Figure III.1).

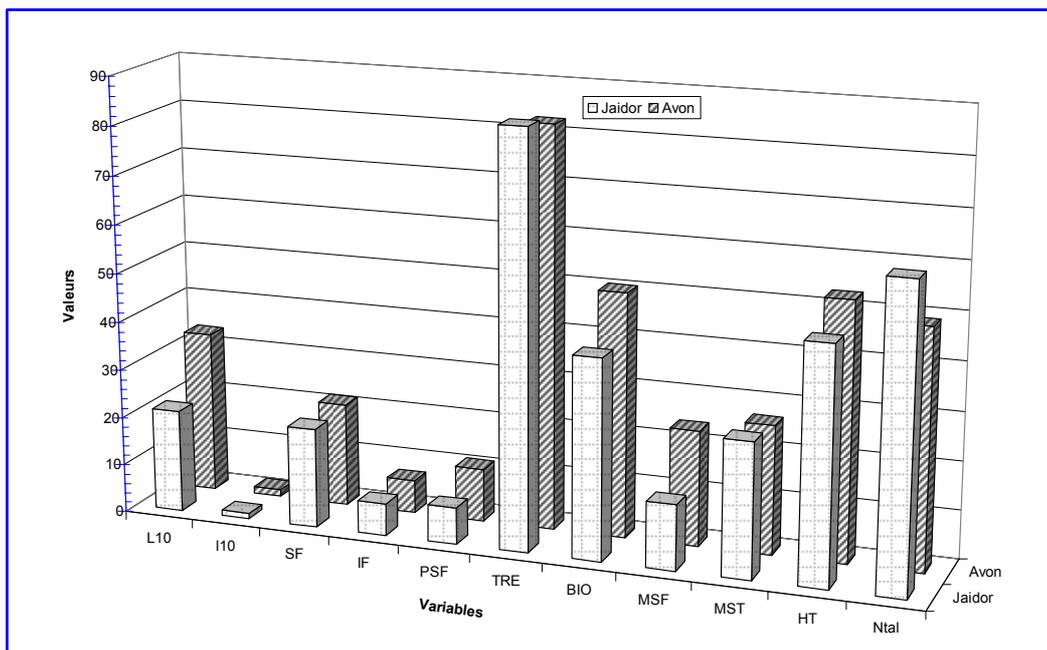
L'apport de la boue améliore les dimensions des feuilles, l'indice foliaire, la matière sèche produite, la capacité de tallage herbacé et la hauteur des plantes. Il affecte négativement le poids spécifique et la turgescence foliaires (Figure III.2). La réponse des variables mesurées aux apports de boue résiduaire est linéaire pour la largeur de la feuille, la surface foliaire, l'indice foliaire, la turgescence foliaire, la matière sèche accumulée par le feuillage et la capacité de tallage herbacé (Figure III.2). Ce type de réponse indique que la dose de 200 g/pot ne semble pas induire d'effets nocifs sur l'expression des paramètres mentionnés.

Tableau III.3. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées sur la réponse de la végétation aux apports de boue résiduaire

	Sources de variation			
	Variété (V)	Boue (B)	V x B	Résiduelle
Variables	(1)	(2)	(2)	(15)
L10	89682.6*	23506.3*	415.9ns	196.3
l10	0.43*	0.28*	0.2ns	0.01
SF	41312.0ns	14787013.0*	607958.0*	40269
IF	0.42ns	150.5*	6.2*	0.41
PSF	71.5*	4.9*	0.63ns	0.90
TRE	30.7ns	424.55*	16.4ns	36.9
BIO	494.2*	4779.5*	88.3*	16.8
MSF	628.8*	970.6*	48.1*	1.39
MST	7.9ns	1603.1*	221.7*	18.5
HT	130.6*	833.8*	120.8*	13.7
Ntal	988.1*	8907.8*	251.1*	21.9

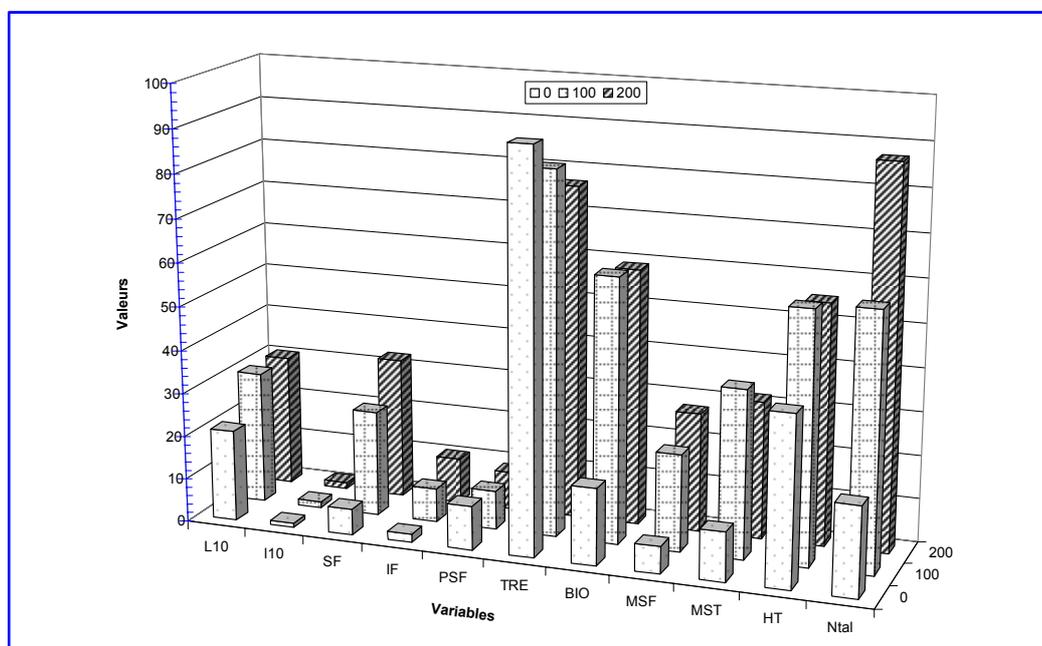
L10 : longueur de 10 feuilles (cm), l10 : largeur de 10 feuilles (cm), SF : surface foliaire totale (cm²), IF : indice foliaire, PSF : poids spécifique des feuilles (g/cm²), TRE : turgescence foliaire (%), BIO : biomasse aérienne totale (g/pot), MST : poids sec des talles (g/pot), HT : hauteur de plante (cm), Ntal : nombre de talles. ns, * = effet non significatif et significatif au seuil de 5% respectivement.

La réponse est par contre de type quadratique pour la longueur des feuilles, le poids spécifique foliaire, la biomasse aérienne, la matière sèche accumulée dans les talles et la hauteur des plantes (Figure III.2). Ce type de réponse indique que la dose intermédiaire de 100 g/pot semble être assez suffisante pour l'expression maximale des paramètres mentionnés, car au delà de cette dose, les valeurs moyennes des variables mesurées ne s'améliorent pas de manière significative. L'amélioration de la production de matière sèche vient de l'amélioration simultanée de la capacité de tallage herbacé, de la hauteur des plantes, de la surface et l'indice foliaires, malgré une réduction du poids spécifique foliaire (Figure III.2).



(L10 : longueur de 10 feuilles (cm), l10 : largeur de 10 feuilles (cm), SF : surface foliaire totale (cm²), IF : indice foliaire, PSF : poids spécifique des feuilles (g/cm²), TRE : turgescence foliaire (%), BIO : biomasse aérienne totale (g/pot), MST : poids sec des talles (g/pot), HT : hauteur de plante (cm), Ntal : nombre de talles)

Figure III.1. Comparaison des variables mesurées des variétés Jaidor et Avon



(L10 : longueur de 10 feuilles (cm), l10 : largeur de 10 feuilles (cm), SF : surface foliaire totale (cm²), IF : indice foliaire, PSF : poids spécifique des feuilles (g/cm²), TRE : turgescence foliaire (%), BIO : biomasse aérienne totale (g/pot), MST : poids sec des talles (g/pot), HT : hauteur de plante (cm), Ntal : nombre de talles)

Figure III.2. Effet des apports de boue résiduaire sur les variables mesurées

La réduction de la teneur relative en eau et du poids spécifique foliaire semble difficile à expliquer. On a remarqué, cependant, au cours de l'expérience que la végétation des pots témoins était plus tardive et moins verte marquée d'une carence en azote. Comparativement les plantes ayant reçues l'amendement de boue résiduaire étaient déjà à la fin de l'expérience.

Cette différence de stade explique celle notée dans la teneur relative en eau, vu que la végétation plus jeune est plus apte à garder plus d'eau dans son feuillage qu'une végétation plus âgée. La diminution du poids spécifique foliaire s'explique probablement par le fait que la végétation amendée par la boue résiduaire développait une surface foliaire plus importante par rapport à la matière sèche qu'elle accumule comparativement à la végétation du témoin.

L'étude des interactions significatives montre que les deux variétés répondent fortement à l'apport de la boue et que cette réponse devient variable entre les doses de 100 et 200 g/pot. Ainsi pour la surface foliaire, Jaidor répond de manière significative pour les deux doses alors chez Avon on note un fléchissement au delà de la deuxième dose, fléchissement qui montre que cette dernière variété réduit de sa capacité de valoriser les apports de boue au delà des 100 g/pot (Tableau III.4).

Tableau III.4. Interaction variété x boue résiduaire

Variétés	Jaidor			Avon		
	0	100	200	0	100	200
L10	145.5	237.3	251.0	273.8	370.8	357.0
l10	0.8	1.24	1.23	1.20	1.41	1.49
SF	437.5	2192.9	3528.1	759.0	2667.8	2980.6
IF	1.4	7.0	11.3	2.4	8.5	9.5
PSF	8.7	7.0	6.7	11.5	10.8	10.5
TRE	93.3	85.3	76.2	89.4	81.3	77.3
BIO	11.4	60.1	52.3	23.8	61.5	65.8
MSF	3.9	15.2	21.6	8.7	29.4	33.3
MST	7.5	44.9	30.7	15.1	32.1	32.5
HT	32.5	59.0	53.3	45.3	56.3	57.3
Ntal	23.5	62.3	100	17.8	55.3	74.3

L10 : longueur de 10 feuilles (cm), l10 : largeur de 10 feuilles (cm), SF : surface foliaire totale (cm²), IF : indice foliaire, PSF : poids spécifique des feuilles (g/cm²), TRE : turgescence foliaire (%), BIO : biomasse aérienne totale (g/pot), MST : poids sec des talles (g/pot), HT : hauteur de plante (cm), Ntal : nombre de talles.

Le fléchissement de la réponse au delà de la dose de boue résiduaire de 100 g/pot est plus marqué chez les deux variétés pour la matière sèche allouée aux talles, il l'est moins pour Avon que pour Jaidor pour ce qui est de la biomasse aérienne totale produite par pot et l'inverse est vrai pour ce qui est du nombre de talles herbacées produites (Tableau III.4). Comme la biomasse aérienne est la

résultante de toutes les variables mesurées, c'est la réponse de ce caractère qui est indicatrice du niveau maximal de l'apport de boue résiduaire. Les résultats de la présente étude montrent que ce niveau semble se situer entre les 100 et 200 g/pot.

III.2.2. Réponse de la végétation aux apports d'eau usée

L'analyse de la variance montre que les différences entre les deux variétés sont significatives pour l'ensemble des variables mesurées sauf la biomasse aérienne produite. L'effet moyen de l'eau est significatif sur l'élongation, la surface et le poids spécifique foliaires et sur la biomasse aérienne totale et celle accumulée par les talles. L'interaction entre les variétés étudiées et les apports doses d'eau usée n'est significative que pour la surface et l'indice foliaires et la matière sèche accumulée dans le feuillage (Tableau III.5). Une interaction significative indique des comportements différents en fonction de la qualité d'eau d'irrigation.

L'étude des moyennes des variables mesurées montre que la variété Avon présente un feuillage plus large, une surface foliaire plus importante, induisant un indice foliaire plus élevé, une meilleure teneur relative en eau et accumule relativement plus de matière sèche dans les tiges que la variété Jaidor. Elle se distingue par contre par des feuilles moins longues, un poids spécifique, une hauteur de chaume, une capacité de tallage et un poids du feuillage plus faibles (Figure III.3).

Tableau III.5. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées sur la réponse de la végétation aux apports d'eau usée

	Sources de variation			
	Variétés (V)	Eau (E)	V x E	Résiduelle
Variables	(1)	(2)	(2)	(15)
L10	22204.5*	3593.6*	1083.8ns	1074.2
l10	0.63*	0.10ns	0.01ns	0.04
SF	57455158*	44575332.0*	2523980.0*	309135.5
IF	584.7*	45.4*	25.7*	3.2
PSF	854.5*	20.8*	14.3ns	5.3
TRE	3253.6*	13.6ns	18.5ns	10.7
BIO	48.9ns	91.2*	12.1ns	16.0
MSF	1182.9*	3.8ns	19.7*	3.6
MST	750.6*	88.4*	42.2ns	7.4
HT	611.5*	89.5ns	29.5ns	32.3
Ntal	210.0*	2.0ns	67.0ns	39.6

L10 : longueur de 10 feuilles (cm), l10 : largeur de 10 feuilles (cm), SF : surface foliaire totale (cm²), IF : indice foliaire, PSF : poids spécifique des feuilles (g/cm²), TRE : turgescence foliaire (%), BIO : biomasse aérienne totale (g/pot), MST : poids sec des talles (g/pot), HT : hauteur de plante (cm), Ntal : nombre de talles. ns, * = effet non significatif et significatif au seuil de 5% respectivement.

La qualité de l'eau affecte significativement l'élongation des feuilles qui répondent de manière linéaire. En effet, la longueur aussi bien que la largeur du feuillage s'améliorent en fonction de la nature de l'eau utilisée. Il en est de même de la surface foliaire totale et de l'indice foliaire dont les valeurs s'améliorent en passant de l'irrigation avec de l'eau plate, au mélange 50/50 à l'eau usée épurée (Figure III.4). Le poids spécifique foliaire par contre diminue.

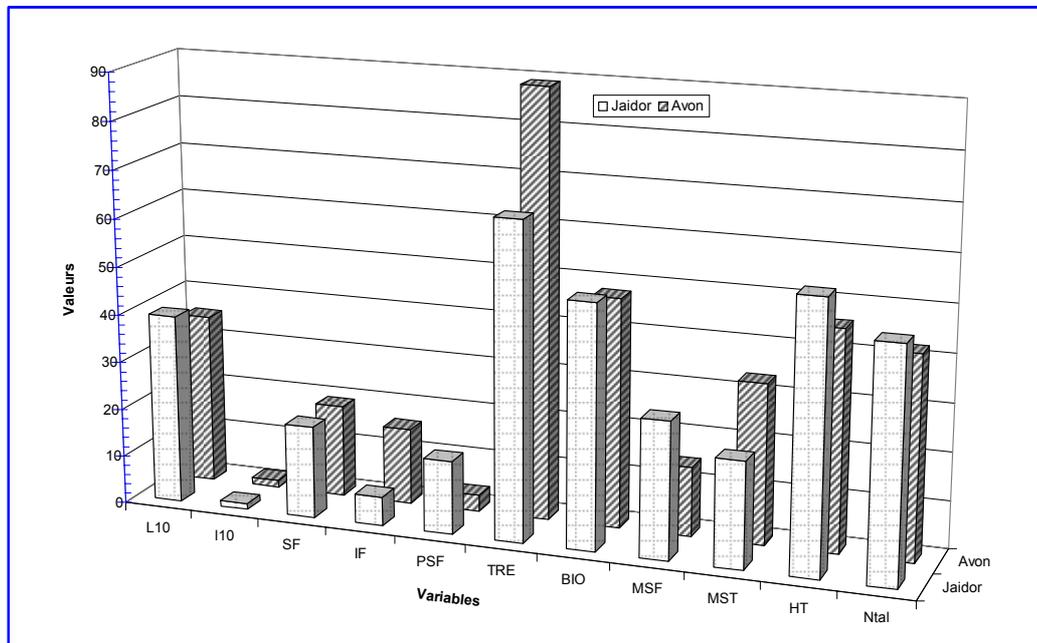


Figure III.3. Comparaison des variables mesurées des variétés Jaidor et Avon

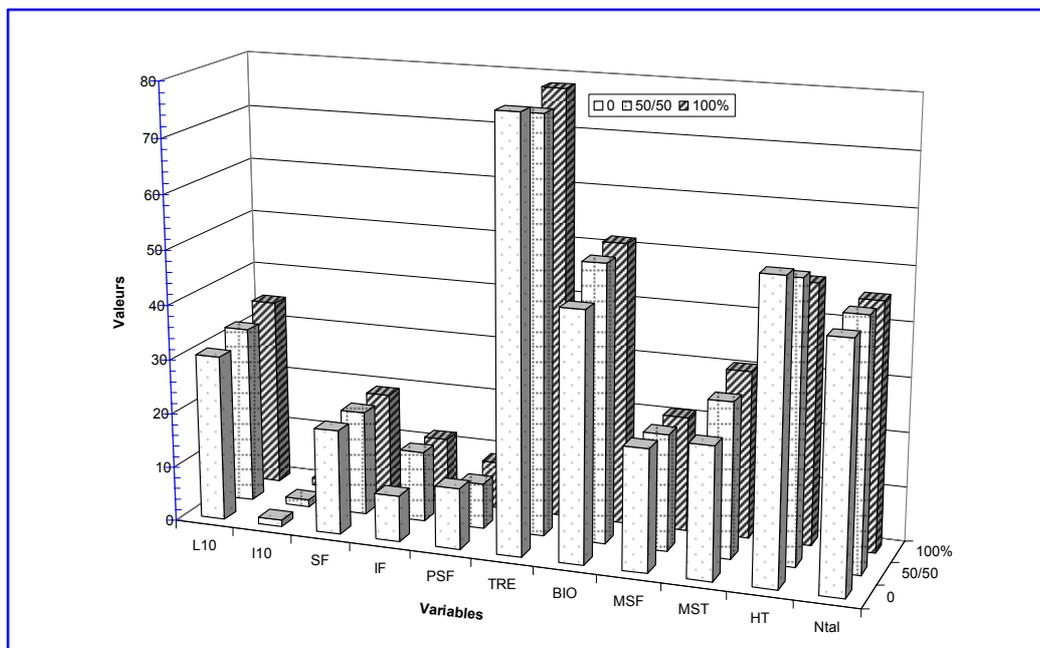


Figure III.4. Effet des apports d'eau usée sur les variables mesurées

(L10 : longueur de 10 feuilles (cm), l10 : largeur de 10 feuilles (cm), SF : surface foliaire totale (cm²), IF : indice foliaire, PSF : poids spécifique des feuilles (g/cm²), TRE : turgescence foliaire (%), BIO : biomasse aérienne totale (g/pot), MST : poids sec des talles (g/pot), HT : hauteur de plante (cm), Ntal : nombre de talles)

L'étude des interactions significatives montre que les deux variétés répondent de manière variable à l'apport de l'eau usée. Ainsi pour la surface foliaire, on note pour Jaidor et Avon un fléchissement au delà de la deuxième dose, fléchissement qui montre que ces variétés réduisent de leur capacité de valoriser les apports d'eau usée au delà des doses 50/50% d'eau usée-eau plate (Tableau III.5). Le fléchissement de la réponse au delà de la dose 50/50% d'eau usée-eau plate est plus marqué chez Avon pour la matière sèche allouée aux feuilles, il l'est inverse pour Jaidor (Tableau III.5).

Tableau III.5. Interaction variété x eau usée

Variétés	Jaidor			Avon		
	0	50/50	100%	0	50/50	100%
L10	275.5	305.0	304.0	333.3	344.3	389.5
l10	1.08	1.25	1.30	1.42	1.52	1.65
SF	1715.5	2086.4	1954.3	3526.5	5985.5	5527.5
IF	5.5	6.7	6.2	11.3	19.1	17.6
PSF	18.4	12.8	14.9	4.1	3.7	2.4
TRE	65.1	65.9	66.3	91	85.9	90.3
BIO	52.7	47.6	51.6	48.7	43.1	51.6
MSF	30.6	26.5	28.5	13.9	16.0	13.5
MST	22.1	21.1	23.2	34.7	27.1	38.1
HT	60.3	57.3	44.8	48.2	50.4	44.7
Ntal	48.5	45.5	50.8	41.0	46.0	40.0

L10 : longueur de 10 feuilles (cm), l10 : largeur de 10 feuilles (cm), SF : surface foliaire totale (cm²), IF : indice foliaire, PSF : poids spécifique des feuilles (g/cm²), TRE : turgescence foliaire (%), BIO : biomasse aérienne totale (g/pot), MST : poids sec des talles (g/pot), HT : hauteur de plante (cm), Ntal : nombre de talles.

Oweis *et al.* (1998) mentionnent que la production est positivement corrélée aux quantités d'eau apportées tout le long du cycle de la culture, ces quantités peuvent être réduites de 36 à 56 % par souci d'économie d'eau dans les environnements semi-arides, tout en obtenant un rendement 12% plus faible que le maximum permis lorsque l'irrigation est conduite pour satisfaire les besoins de la plante. L'utilisation des eaux usées résiduelles domestiques pour améliorer la production agricole constitue à cet effet une démarche séduisante.

Tester *et al.*, (1982) conduisent une expérimentation pour étudier la réponse de la fétuque élevée aux apports de boue et d'eaux usées. Ils notent que l'amendement du sol avec les boues des eaux résiduelles améliore la nutrition azotée de la fétuque, comme elle stimule la croissance racinaire en comparaison avec la végétation d'un sol non amendé. Le rendement fourrager était plus élevé aussi chez les plantes irriguées avec les eaux résiduelles (Tester *et al.*, 1982). Chez le ray grass, Guirard *et al.*, (1977) observent une augmentation de la concentration de l'azote dans les tissus des plantes

conduites sur sol amendé avec des boues résiduaires. Cherak (1999) note une amélioration de la capacité de tallage herbacée chez l'avoine conduite sur sol amendée avec des boues résiduaires.

Les résultats des travaux conduits sous climat tempéré montrent que l'irrigation avec les eaux usées contribue à l'amélioration des rendements au même titre que celle avec les eaux potables, elle améliore l'utilisation de l'azote et limite son infiltration sous forme de nitrate. L'utilisation des eaux usées en production agricole semble liée à l'infestation des plantes par les maladies cryptogamiques dont le développement est favorisé par l'humidité élevée au niveau du collet (Tasdilas, 1997).

La boue est considérée comme un substrat susceptible de contribuer au maintien du stock humique des sols et par conséquent d'améliorer leur stabilité structurale, leur capacité d'échange cationique et leur capacité de rétention d'eau (Gomez et al., 1984). Kirkham (1974) note que les apports de boue au cours de 4 années successives ont élevé la teneur en matière organique du sol des 15 premiers centimètres de surface de 1,2 à 2,4%. Selon Sachon (1995) la boue résiduaire incubée développe des réactions chimiques aérobiques et anaérobiques qui, au bout de 6 à 7 semaines réduisent la matière organique sous forme de compost qui est lui même assez proche de l'humus.

La minéralisation de l'azote organique est dépendante dans ce cas du rapport C/N, plus ce dernier est élevé, plus la minéralisation est lente. Une tonne de matière sèche boue libère en moyenne 14 Kg d'azote, 15 kg de P et 8 kg de K (Sachon, 1995). Ces résultats montrent que la valeur agronomique des boues et des eaux usées épurées est liée aux éléments minéraux qu'elles libèrent et à la matière organique qu'elle apporte au sol pour améliorer sa stabilité.

Les études économiques montrent que les eaux usées valorisent très bien les cultures maraîchères, car ces cultures à cycle court supportent mal le stress hydrique. Elles engendrent une meilleure efficacité de l'eau consommée comparativement à ce qui est noté avec les eaux potables ou de nappe. Des essais d'irrigation des cultures maraîchères par les différents effluents secondaires décontaminés en bassin ont montré que quel que soit le type de produit récolté (racine, fruit se développant en contact du sol ou fruit se développant en hauteur du sol) sa qualité sanitaire est équivalente à celle des produits obtenus sous irrigation avec les eaux de nappe (Xanthoulis et al., 1998).

L'étude comparative de l'irrigation avec de l'eau de puits et l'eau usée traitée, associée à la fertilisation azotée, des cultures d'aubergine et de sorgho aboutit à des résultats intéressants. L'aubergine irriguée avec l'eau usée sans fertilisation azotée donne des rendements 10% plus élevés que ceux obtenus sous irrigation à l'eau de puits et un apport de 150 unités d'azote (Xanthoulis et al., 1998). De même sur sorgho, l'eau usée sans azote donne des rendements équivalents à ceux obtenus avec l'irrigation à l'eau de puits plus un apport de 150 unités d'azote. L'apport de l'azote sous irrigation avec les eaux usées n'est, par contre, pas valorisé par des excédents de rendement, vu que les différences ne sont pas significatives (Xanthoulis et al., 1998).

CONCLUSION

La présente étude a mis en évidence l'intérêt des eaux usées traitées et boues résiduares sur l'amélioration des rendements de cultures. En effet, les eaux usées traitées peuvent constituer un approvisionnement d'appoint en matière d'eau d'irrigation et de fertilisants. L'utilisation des boues résiduares en agriculture peut, sans doute, augmenter la production agricole en améliorant les caractéristiques physicochimiques et biologiques des sols. En effet, l'apport de boue résiduaire, dans le cas de la présente étude, a amélioré l'efficacité d'utilisation de l'eau chez l'orge et l'avoine. Cependant, l'effet d'apport de boue et d'eau usée sur les caractéristiques physico-chimiques du sol nécessite plus de temps pour son évaluation. Néanmoins, la réutilisation des effluents traités et boues résiduares doit tenir compte des aspects relatifs à l'eau, à la boue, au sol, à la plante, à l'environnement et en particulier à la santé publique.

Chapitre IV
**Réponse du blé dur (*Triticum durum* Desf.) variété
Acsad 1107 aux apports de boue résiduaire
sous climat semi-aride**

RESUME

L'utilisation des boues résiduaires sur de grandes étendues à des doses relativement faibles permet d'apporter une solution à terme pour la gestion des déchets urbains. Cette solution est d'autant plus intéressante que les boues utilisées dans le domaine agricole se révèlent bénéfiques en terme d'augmentation de la production. Les résultats de la présente contribution dont l'objectif était d'étudier la réponse d'une culture de céréale conduite en pluviale aux amendements organiques à base de boues résiduaires indiquent une augmentation du rendement en grains et des composantes du rendement notamment la fertilité de l'épi ainsi que la production de paille. Les apports de boue, pour une moyenne de 30 t de MS ha⁻¹, s'avèrent aussi efficace que 66 kg ha⁻¹ d'azote minéral.

Mots clés: Boue résiduaire, blé dur, rendement, matière organique, fertilisation minérale.

SUMMARY

[Title: Response of durum wheat (*Triticum durum* Desf.) Cultivar Acsad 1107 to sewage sludge amendment under semi-arid climate]

The use of sewage sludge on a large scale and at relatively low rates can contribute to the management of urban wastes. This is interesting since this utilization in agriculture appeared to increase crop production. The results of the present investigation, whose objective was to study the response of a rainfed cereal crop to organic amendment with sewage sludge, showed an increase in grain yield and yield components, mainly spike fertility and straw production. 30 t ha⁻¹ of sewage sludge dry matter were as efficient as 66 kg ha⁻¹ of mineral nitrogen.

Key words: sewage sludge, durum wheat, grain yield, organic mater, mineral fertilization.

INTRODUCTION

Les activités humaines génèrent des déchets en quantités de plus en plus élevées, leur gestion pose de gros problèmes environnementaux. De ce fait, il faut trouver les moyens comment les recycler. Les boues résiduaires, au même titre que les eaux usées dont elles dérivent, peuvent être mis à profit dans les régions où la variation climatique associée au coût de production ne permettent pas toujours d'utiliser les fertilisants chimiques pour palier à la faiblesse de fertilité des sols cultivés. L'utilisation des boues résiduaires traitées dans ce domaine apparaît comme une alternative attrayante pour augmenter la production (Benmouffok et *al.*, 2005; Chatha et *al.*, 2002; CNB, 2000; Pescod, 1992; Ripert et *al.*, 1990).

En effet, les sols traités avec des boues gardent plus longtemps l'humidité et la végétation installée sur de tels sols un système racinaire plus développé comparativement aux sols non traités (Tester et *al.*, 1982). Les boues résiduaires libèrent progressivement les éléments nutritifs et notamment l'azote pour le mettre à la disposition de la plante tout le long de son cycle. La libération de l'azote est fonction des conditions climatiques prévalentes, des quantités de boues apportées et du rapport C/N (Jamil et *al.*, 2006 ; Pescod, 1992 ; Barbartik et *al.*, 1985).

Les sols traités avec des boues résiduaires tendent à avoir un pH neutre et s'enrichissent en phosphore et en matière organique (Benmouffok et *al.*, 2005; Mohammad et *al.*, 2004 ; Gomez et *al.*, 1984). Cependant, les boues apportées sont souvent une source de pollution des eaux souterraines lorsqu'elles sont chargées de nitrates qui migrent vers les nappes phréatiques (Xanthoulis et *al.*, 1998). Elles sont la cause de la salinité du sol (Tasdilas, 1997), de la pollution liée aux métaux lourds (Mohammad et *al.*, 2004 ; Bozkurt, 2003 ; Aboudrare et *al.*, 1998) et d'odeurs désagréables (Sachon, 1995). La présente contribution étudie la réponse du blé dur, (*Triticum durum* Desf.) variété Acsad 1107, à l'épandage de boues résiduaires sous climat semi-aride.

IV.1. MATERIELS ET METHODES

L'expérimentation a été conduite sur le site expérimental de la station ITGC de Sétif (Nord-Est de l'Algérie, 5° 24' 51'' E et 36° 11' 21'' N, altitude 1000 m) au cours de la campagne agricole 2002/03. Le climat de la région est semi aride, avec une température moyenne de 24.1°C en été et 7.0°C en hiver et une pluviométrie annuelle moyenne de 379.0 mm (ITGC, 2003). Les valeurs mensuelles moyennes des températures et précipitations du site pendant la période d'étude sont illustrées dans la figure IV.1.

Le sol est de texture limono argileuse, dépourvu de matière organique avec un taux élevé en calcaire et ses caractéristiques physicochimiques sont présentées au tableau IV.1. La boue résiduaire utilisée dans l'expérimentation, issue à travers un processus de traitement à boue activée à la station d'Ain Sfiha (Sétif, Algérie), est séchée à l'air libre pendant six mois et ses caractéristiques sont rapportées au tableau IV.2.

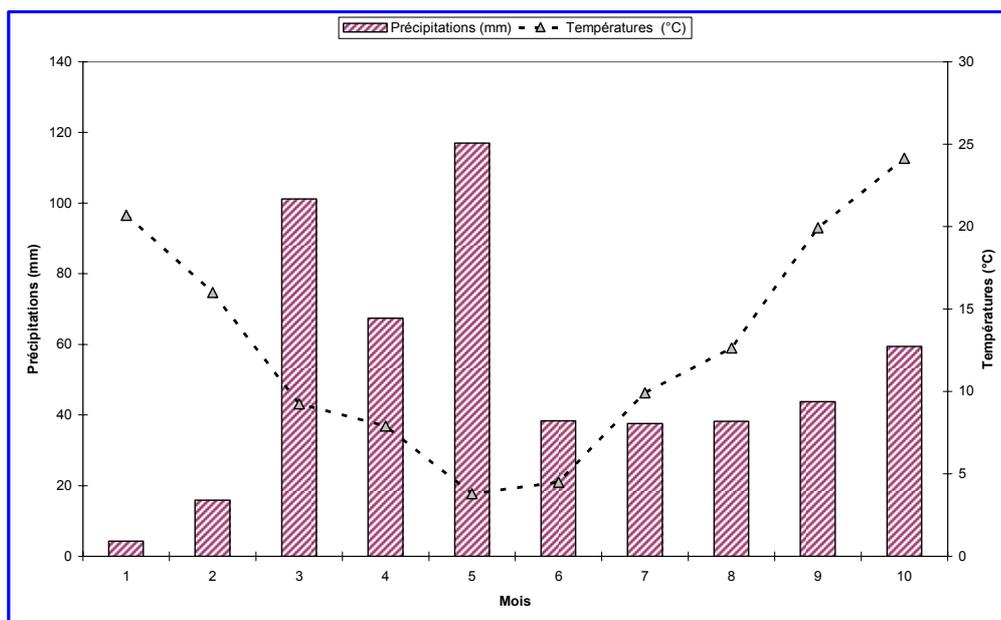


Figure IV.1. Variations des valeurs moyennes des précipitations et températures au site expérimental de l'ITGC pendant la période d'étude 2002/03 (1 - 10 : Septembre 2002 - Juin 2003)

L'essai a été mis en place selon un dispositif expérimental en bloc avec trois répétitions. Il comporte cinq traitements: un traitement sans boue et sans fertilisation azotée, un traitement sans boue mais fertilisé avec 33 unités d'azote minéral par hectare, apportés au stade tallage (le 31/03/03) sous forme d'urée, et trois traitements comportant l'épandage de 20, 30 et 40 tonnes matière sèche ha⁻¹.

Les différentes analyses physicochimiques du sol et boue ont été réalisées au début de l'expérience sur des échantillons secs et fins (< 2 mm). Le pH et la conductivité du sol ont fait l'objet d'un suivi au début et à la fin de l'expérimentation. La mesure du pH et la conductivité a été effectuée, sur 1:2.5 et 1:5 sol/eau distillée respectivement, par un multiparamètre du type Consort C535 et le reste des paramètres par les méthodes standards (INRA, 1996 ; Cottonie, 1980).

Le semis de la variété de blé dur (*Triticum durum* Desf.) Acsad 1107 a été fait le 20/12/02 avec une densité de 300 grains m⁻² sur des parcelles élémentaires de 6 rangs x 5 m de long avec un écartement inter-rangs de 20 cm. La levée a été notée le 28/12/02. La boue a été desséchée dans une étuve pendant 36 heures à 80 °C, broyée, puis passée à travers un tamis de mailles de 10x10 mm. L'épandage a été fait sur les inter-rangs au stade tallage de la céréale selon les quantités mentionnées dans le protocole. La date d'épiaison a été notée le 5/05/03 et la récolte a été faite le 16/06/03.

Le suivi de la culture a porté sur la hauteur du chaume, le nombre d'épis m⁻² et la biomasse aérienne ont été déterminés sur la base des mesures faites sur un bottillon de végétation récolté d'un

rang long de 1 m linéaire par répétition. Le rendement en grains a été mesuré après la récolte mécanique de l'essai. Le poids de 1000 grains est estimé sur la base du poids de 250 graines comptées du produit récolté par répétition.

Tableau IV.1. Caractéristiques physicochimiques moyennes du sol
(Station Expérimentale de l'ITGC, Sétif, Algérie)

Paramètres	pH _(H2O)	EC	OM	CT	D _a	H _s	H _{cc}	H _f	Texture
Unités	-	mS cm ⁻¹ cm ⁻¹	%	%	g cm ⁻³	%	%	%	-
Val. moy.	8.1	0.23	1.7	19.45	1.33	51.5	36.5	16.5	LA

Val. moy : valeurs moyennes , CE : conductivité électrique (mS cm⁻¹), MO : matière organique (%), CT : carbone total (%), D_a : densité apparente (g cm⁻³), H_s : humidité à saturation (%), H_{cc} : humidité à capacité au champ (%), H_f : humidité au point de flétrissement (%), LA : limono argileuse.

Tableau IV.2. Caractéristiques des boues résiduares
(Station d'épuration des eaux usées d'Ain Sfiha, Sétif)

Paramètres	Humidité	pH _(H2O)	EC	NT	MO	PT	K	C/N
Unités	%	-	mS cm ⁻¹	%	%	%	%	-
Val. Moy.	80	7.3	2.61	3.30	57.62	5.7	0.5	10.15

Val. moy : valeurs moyennes , CE : conductivité électrique (mS cm⁻¹), MO : matière organique (%), CT : carbone total (%), NT : azote total (%), PT : phosphore total (%), K : potassium (%).

Les variables nombre de grain m⁻² (NGM²), nombre de grains par épi (NGE), la biomasse aérienne produite au stade épiaison (BIOE), le taux de croissance végétative (TCV), le taux de remplissage des grains.m⁻² (GFR), l'indice de récolte (HI) et la paille produite (PII) ont été calculés à partir des moyennes des variables mesurées selon les formules suivantes:

$$\text{NGM}^2 = 1000(\text{RDT}/\text{PMG}) \quad (1)$$

Où RDT = rendement en grains (g m⁻²)

PMG = poids de 1000 grains

$$\text{NGE} = \text{NGM}^2/\text{NE} \quad (2)$$

Où NGE = Nombre de grains par épi

NE = nombre d'épis m⁻²

$$\text{BIOE} = \text{BIOM}-\text{RDT} \quad (3)$$

Où BIOM = Biomasse aérienne produite à maturité (g m⁻²)

$$\text{VGR} = \text{BIOE}/\text{JAE} \quad (4)$$

Où VGR = taux de croissance végétative (g m⁻² j⁻¹)

BIOE = Biomasse aérienne produite au stade épiaison (g m⁻²),

JAE = nombre de jours de la levée au stade épiaison (jours).

$$\text{GFR} = \text{RDT}/\text{PRG} \quad (5)$$

Où GFR = taux de remplissage des grains.m⁻² (g m⁻² j⁻¹),

PRG = nombre de jours de l'épiaison a la récolte (jours).

$$\text{HI} = 100 (\text{RDT}/\text{BIOM}) \quad (6)$$

Où BIOM = Biomasse aérienne produite à maturité estimée de la récolte du bottillon (g m^{-2})

RDT = rendement en grains estimé du même bottillon (g m^{-2})

$$\text{PII} = \text{BIOM} - \text{RDT} \quad (7)$$

Où PII = paille produite à maturité (g m^{-2})

$$\text{Densité} = \text{BIOM} / \text{HT} \quad (8)$$

Où BIOM = Biomasse aérienne produite à maturité (g m^{-2})

HT = hauteur du chaume (cm)

Les données collectées de l'expérimentation ont été soumises à une analyse de la variance à un facteur étudié à l'aide du logiciel STATITCF (Beaux et *al.*, 1999). Le test des contrastes est employé pour déterminer la signification statistique des comparaisons (1) Témoin vs (N+ Boue), (2) N vs boue, (3) boue linéaire et (4) boue quadratique (Steel & Torrie, 1980). Les comparaisons relatives entre traitements ou groupes de traitements sont faites selon les formules suivantes:

$$\text{Effet amendement (N+B) (\%)} = 100 [(X_{\text{N+B}} - X_{\text{T}}) / X_{\text{T}}] \quad (9)$$

Où $X_{\text{(N+B)}}$ = moyenne des traitements (N+Boue)

X_{T} = moyenne du témoin non amendé.

$$\text{Effet boue résiduaire (\%)} = 100 [(X_{\text{B}} - X_{\text{T}}) / (X_{\text{N}} - X_{\text{T}})] \quad (10)$$

Où X_{B} = moyenne du traitement boue

X_{N} = moyenne du traitement azote minéral

X_{T} = moyenne du témoin non amendé.

IV.2. RESULTATS ET DISCUSSION

L'analyse de la variance indique un effet traitement significatif pour l'ensemble des variables analysées mis à part le nombre d'épis m^{-2} (Tableau IV.3). L'effet traitement non significatif des épis s'explique par le fait que la boue a été apportée très en retard une fois cette composante a été déterminée, en même temps que la fertilisation minérale (N).

Les doses de boue apportées restent, vraisemblablement, loin de la satisfaction des besoins de la plante et d'engendrer une stagnation (plateau) ou un fléchissement des performances, vu que l'effet quadratique n'est pas significatif pour l'ensemble des variables mesurées. L'effet linéaire des doses de boue n'est pas significatif pour le poids de 1000 grains, le nombre de grains par épi, l'indice de récolte et la densité du chaume. Les différences entre les moyennes prises par ces variables suite à l'effet doses de boue ne sont donc pas significatives (Tableau IV.3). La comparaison des moyennes du témoin et celles des amendements (N+B) montre que la fertilisation minérale ou organique est favorable à l'expression de l'ensemble des variables mesurées hormis le nombre d'épis produit par unité de surface (Tableau IV.4).

Tableau IV.3. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées

Source dll	Traitement 4	B+N vs T 1	B vs N 1	B lin 1	B qua 1	erreur 8
RDT	20939.4**	62489.5**	17398.1**	3310.7**	559.5ns	301.2
NE	1067.2ns	411.2ns	458.8ns	3398.6*	0.00ns	389.1
NGM2	3201164**	1848504**	9054255**	792289**	11198ns	156915.8
PMG	20.35*	72.6**	4.84ns	3.23ns	0.72ns	2.92
NGE	76.55**	225.2**	78.8**	1.25ns	1.01ns	1.96
BIOE	66006.7**	177055**	39190.7**	43146.3**	4634.8ns	1967.6
VGR	4.22**	11.33**	2.51**	2.76**	0.30ns	0.13
GFR	21.7**	64.79**	18.04**	3.43*	0.58ns	0.31
BIOM	45893.0**	449916**	108812**	70360**	1973.9ns	833.9
HI	85.46**	293.7**	8.06ns	0.43ns	39.6ns	8.01
PLL	61169**	196459**	27749**	19728**	738.3ns	763.6
HT	406.9**	1316.1**	164.7**	140.2**	6.72ns	4.9
Densité	9.42**	12.5**	13.6**	0.5ns	0.3ns	0.21

T= témoin, N= azote, B= boue, RDT = rendement en grains (g m^{-2}), NE= nombre d'épis m^{-2} , NGM²= nombre de grains m^{-2} , PMG= poids de 1000 grains (g), NGE= nombre de grains par épi, BIOE= biomasse aérienne au stade épiaison (g m^{-2}), VGR= taux de croissance végétative ($\text{g m}^{-2} \text{j}^{-1}$), GFR= taux de remplissage des grains m^{-2} ($\text{g .m}^{-2} \text{j}^{-1}$), BIOM = biomasse à maturité (g m^{-2}), HI= indice de récolte (%), PLL= paille (g m^{-2}), HT= hauteur de paille (cm), Densité= matière sèche par unité de hauteur (g cm^{-1}), ns, *, ** = effet non significatif, significatif au seuil de 5 et 1% respectivement.

Tableau IV.4. Moyennes des différents traitements étudiés

	T	N+B	N	B	20	30	40
NE	318.9	305.8	316.5	302.3	278.5	302.3	326.1
RDT	147.5	308.9	242.9	330.9	301.8	342.0	348.7
NGM2	3159.2	5933.7	4769.1	6321.9	5879.6	6479.6	6606.4
PMG	46.53	52.03	50.93	52.40	51.5	52.8	52.9
NGE	9.9	19.6	15.1	21.0	21.3	21.5	20.4
BIOE	223.3	494.9	395.9	527.9	459.1	495.8	628.7
VGR	1.79	3.96	3.17	4.22	3.67	3.97	5.03
GFR	4.75	9.95	7.82	10.65	9.72	11.01	11.23
BIOM	370.8	803.7	638.8	858.7	760.9	837.8	977.5
HI	54.2	43.2	41.7	43.6	44.9	40.6	45.4
PLL	169.5	455.6	372.3	483.4	419.6	496.2	534.3
HT	58.7	82.1	75.6	84.2	80.0	83.0	89.7
Densité	6.32	9.74	8.44	10.2	9.52	10.1	10.9

T= témoin, N= azote, B= boue, RDT = rendement en grains (g m^{-2}), NE= nombre d'épis m^{-2} , NGM²= nombre de grains m^{-2} , PMG= poids de 1000 grains (g), NGE= nombre de grains par épi, BIOE= biomasse aérienne au stade épiaison (g m^{-2}), VGR= taux de croissance végétative ($\text{g m}^{-2} \text{j}^{-1}$), GFR= taux de remplissage des grains m^{-2} ($\text{g .m}^{-2} \text{j}^{-1}$), BIOM = biomasse à maturité (g m^{-2}), HI= indice de récolte (%), PLL= paille (g m^{-2}), HT= hauteur de paille (cm), Densité= matière sèche par unité de hauteur (g cm^{-1}).

Dans les conditions culturales et climatiques de la présente campagne, la contribution relative de l'amendement (moyenne des effets azote et boue) à l'augmentation des moyennes des variables par rapport à la moyenne du témoin varie de 12% pour le poids de 1000 grains à 168% pour la paille produite, par contre, l'indice de récolte a été réduit de 20%. La réduction de l'indice de récolte s'explique probablement par le fait que l'apport de l'azote minéral ou de boue résiduaire a eu un effet plus important sur le développement de la biomasse aérienne que sur la production de grains (Tableau IV. 4, Figure IV.2).

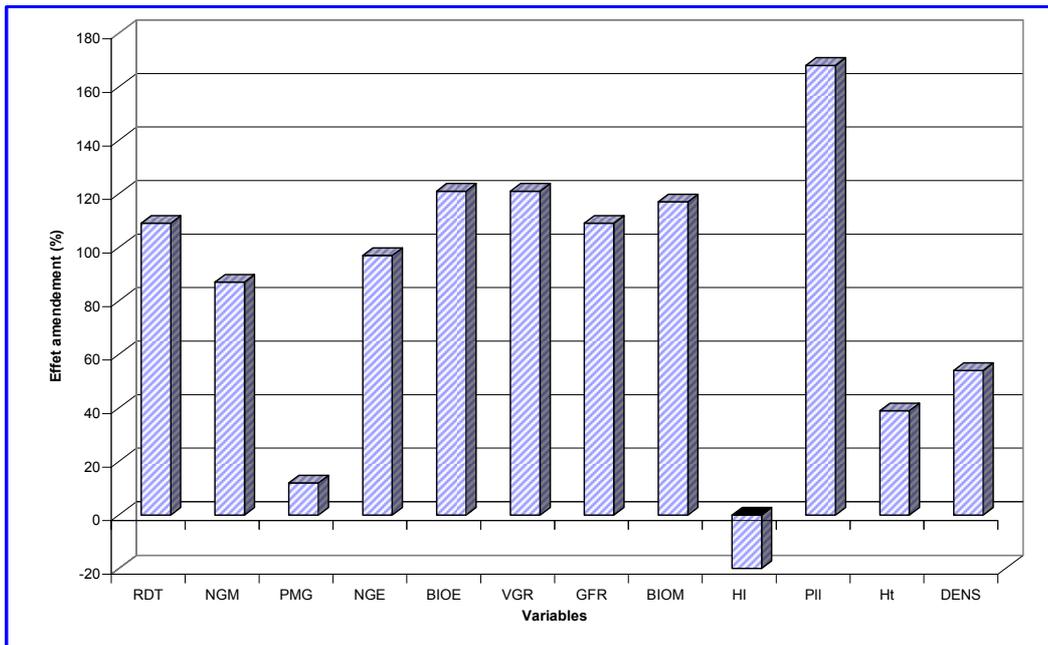


Figure IV.2. Contribution de l'amendement (N+ Boue) à l'augmentation relative des moyennes des variables mesurées comparativement à celles du témoin

(RDT= rendement en grains($g\ m^{-2}$), NE= nombre d'épis m^{-2} , NGM= nombre de grains m^{-2} , PMG= poids de 1000 grains (g), NGE= nombre de grains par épi, BIOE= biomasse aérienne au stade épiaison ($g\ m^{-2}$), VGR= taux de croissance végétative ($g\ m^{-2}\ j^{-1}$), GFR= taux de remplissage des grains m^{-2} ($g\ m^{-2}\ j^{-1}$), BIOM= biomasse à maturité ($g\ m^{-2}$), HI= indice de récolte (%), PII= paille ($g.m^2$), HT= hauteur de paille (cm), DENS= matière sèche par unité de hauteur ($g\ cm^{-1}$).

L'augmentation des moyennes des composantes de rendement en grains est relativement plus réduite comparativement à celle enregistrée par le rendement en grains. C'est la contribution multiplicative des composantes et non l'effet additif qui s'est exprimée au niveau du rendement en grains. Le poids de 1000 grains est la composante qui est relativement la moins sensible à l'amendement organique ou minéral.

Ceci s'explique par le fait que cette composante se forme en fin de cycle, une fois les conditions climatiques deviennent très contraignantes. La forte augmentation de la paille sous amendement organique ou minéral indique que l'apport de la boue comme la fertilisation azotée ont, dans les conditions de la présente expérimentation, engendré une plus grande expression de la biomasse aérienne comparativement au rendement en grains. Ceci confirme l'explication avancée plus haut concernant la réduction de l'indice de récolte sous amendement organique ou minéral.

La comparaison entre l'effet de l'amendement organique représenté par les apports de boue résiduaire et celle de la fertilisation minérale azotée indique que les moyennes de ces deux traitements ne diffèrent pas significativement pour le nombre d'épis, le poids 1000 grains et l'indice de récolte (Tableaux IV.3 et IV.4). Pour ces caractères la contribution des apports de boues résiduaires est similaire à celle de la fertilisation minérale azotée. L'amendement organique sous forme de boues résiduaires induit des augmentations relatives allant de 128.1% pour la hauteur du chaume et à 213.5%

pour le nombre de grains par épi, comparativement à l'effet de la fertilisation minérale azotée. Le rendement en grains accuse une augmentation relative de 192.7% (Tableau IV.4, Figure IV.3).

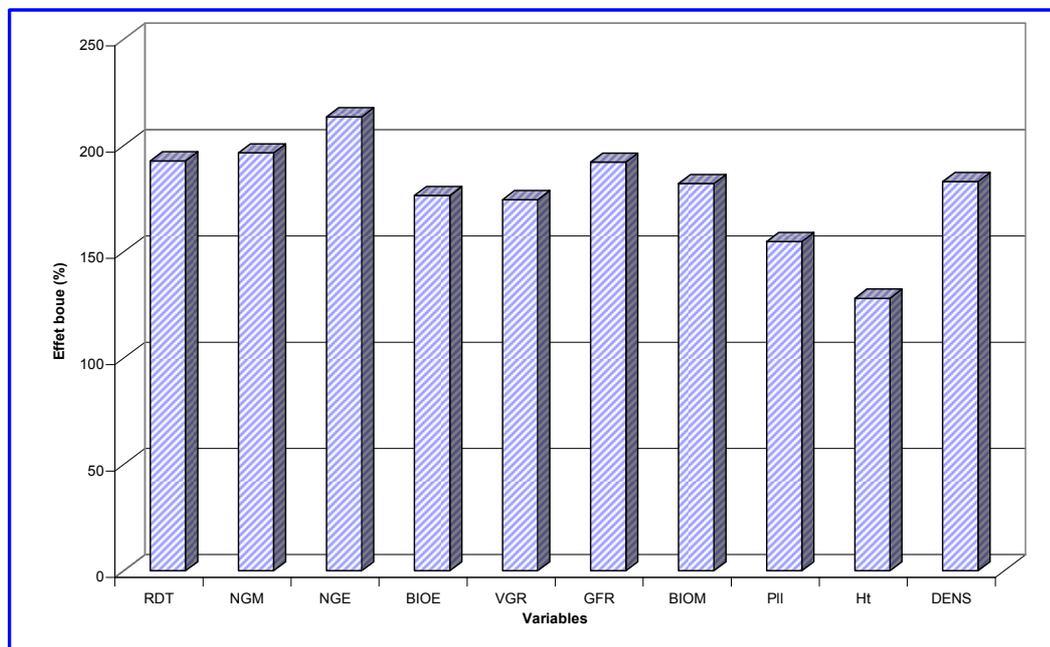


Figure IV.3. Augmentation relative des moyennes des variables mesurées sous l'effet des boues résiduelles comparativement à l'effet de la fertilisation N

(RDT= rendement en grains (g m^{-2}), NE= nombre d'épis m^{-2} , NGM^2 = nombre de grains m^{-2} , PMG= poids de 1000 grains (g), NGE= nombre de grains par épi, BIOE= biomasse aérienne au stade épiaison (g m^{-2}), VGR= taux de croissance végétative ($\text{g m}^{-2} \text{j}^{-1}$), GFR= taux de remplissage des grains m^{-2} ($\text{g m}^{-2} \text{j}^{-1}$), BIOM= biomasse à maturité (g m^{-2}), HI= indice de récolte (%), PII= paille (g m^{-2}), HT= hauteur de paille (cm), DENS= matière sèche par unité de hauteur (g cm^{-1}).

Les apports de boues se révèlent, en moyenne, relativement plus bénéfiques pour la culture que la fertilisation minérale azotée. Cet avantage de l'amendement du sol avec des boues résiduelles affecte surtout la fertilité des épis, la biomasse produite au stade épiaison et au stade maturité, les taux de croissance végétative et de remplissage des grains et la densité des tiges qui portent relativement plus d'assimilés par unité de hauteur de chaume que les tiges produites sous fertilisation minérale azotée.

Ces résultats indiquent que l'utilisation des boues résiduelles domestiques constitue à priori une démarche séduisante, en plus de l'augmentation des rendements qu'elle engendre, elle contribue aussi à une meilleure gestion de ces déchets (Ripert et al., 1990). Les augmentations du rendement en grains et des variables qui lui sont associées ont pour origine les matières fertilisantes que contiennent les boues. En effet, les boues résiduelles sont une source potentielle de matière organique. Elles contiennent aussi des macro et des micro-éléments essentiels pour la croissance des cultures (Jamil et al., 2006).

Bouzerzour et al. (2002) ont montré que l'apport de boues résiduares augmente la surface foliaire, l'indice foliaire, la matière sèche produite, la capacité de tallage herbacé et la hauteur des plantes d'orge (*Hordeum vulgare* L.) et de l'avoine (*Avena sativa* L.) conduite en pots de végétation. Ils ont noté, aussi, que la réponse des variables mesurées est linéairement liée aux apports de boues résiduares pour les variables mesurées ce qui corrobore nos résultats. Ce type de réponse indique que la dose maximale de 40 t ha⁻¹ de matière sèche utilisée ne semble pas induire d'effets nocifs sur l'expression des paramètres étudiés.

Ces auteurs ont mentionné également que l'amélioration de la production de matière sèche à pour origine l'amélioration simultanée de la capacité de tallage herbacé, de la hauteur des plantes, de la surface et l'indice foliaires, avec une réduction du poids spécifique foliaire. Dans la présente étude l'augmentation du rendement en grains est associé à l'augmentation du nombre de grains m⁻² ($r_{RDT/NGM2} = 0.98$) et du nombre de grains par épi ($r_{RDT/NGE} = 0.92$) mais pas du tallage épis ($r_{RDT/NE} = 0.21ns$).

On a remarqué, cependant, au cours de l'expérience que la végétation du témoin était relativement moins tardive (feuillage se desséchant plus vite) ce qui laisse supposé que l'amendement avec des boues résiduares permet de garder plus longtemps l'eau du sol grâce à la matière organique qu'elles contiennent et qui agit comme un capteur tampon de l'humidité. La boue est considérée comme un substrat susceptible de contribuer au maintien du stock humique des sols et par conséquent d'améliorer leur stabilité structurale, leur capacité d'échange cationique et leur capacité de rétention d'eau (Gomez et al., 1984). Barbartik et al., (1985) note que les apports de boue au cours de 4 années successives ont élevé la teneur en matière organique du sol des 15 premiers cm de surface de 1.2 à 2.4%.

Tester et al. (1982) conduisent une expérimentation pour étudier la réponse de la fétuque élevée aux apports de boues résiduares. Ils notent que l'amendement du sol avec les boues résiduares améliore la nutrition azotée de la fétuque, comme elle stimule la croissance racinaire en comparaison avec la végétation d'un sol non amendé. Le rendement fourrager était plus élevé aussi chez les plantes amendées. Sur ray-grass, Guirard et al. (1977) observent une augmentation de la concentration de l'azote dans les tissus des plantes conduites sur sol amendé avec des boues résiduares. Cherak (1999) note une amélioration de la capacité de tallage herbacée chez l'avoine conduite sur sol amendée avec des boues résiduares.

Selon Sachon (1995) la boue résiduaire incubée développe des réactions chimiques aérobiques et anaérobiques qui, au bout de 6 à 7 semaines, réduisent la matière organique sous forme de compost qui est lui même assez proche de l'humus. La minéralisation de l'azote organique est dépendante dans ce cas du rapport C/N, plus ce dernier est élevé, plus la minéralisation est lente. Une tonne de matière sèche boue libère en moyenne 14 Kg d'azote, 15 kg de P et 8 kg de K (Barbartik et al., 1985; Sachon, 1995).

CONCLUSION

Les boues et les eaux usées ne doivent pas être versées en l'état dans la nature car elles risquent à long terme de créer des problèmes de pollutions insurmontables. Une fois traitées, elles deviennent une ressource qui peut être valorisée dans le domaine agricole. Les résultats de la présente étude indiquent que même sur céréale conduite sous conditions pluviales, l'apport des boues résiduares s'est révélé très avantageux en terme de rendement en grains et en terme de production de paille qui est une source d'énergie estimable pour l'alimentation du cheptel. Cette augmentation de la production est liée aux grandes quantités d'éléments fertilisants notamment azotés que porte la boue, en plus de l'effet sur la conservation de l'humidité du sol.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

De part sa situation géographique, l'Algérie est un pays sec, aux faibles ressources hydriques. La double croissance démographique et économique a entraîné l'augmentation des besoins en eau et une pression insoutenable sur cette ressource. La recherche de ressources non conventionnelles comme les eaux usées traitées et d'alternatives pour une utilisation plus efficace, est d'actualité. A cet égard, les pouvoirs publics se penchent de plus en plus sur la question de l'assainissement, et le traitement des eaux usées. Alors que le secteur agricole, sous l'effet de la pression de l'accroissement de la demande sur les produits agricoles, fait ample utilisation des eaux usées en irrigation, là où la ressource est disponible (Lehtihet, 2005). La gamme des cultures irriguées couvre les grandes cultures, l'arboriculture et le maraîchage. En plus des éléments nutritifs favorables aux plantes, les eaux usées sont chargées d'éléments nocifs qui affectent la qualité des produits et la santé des utilisateurs directs et indirects (Xanthoulis et al. 1998). Ces éléments s'accumulent dans les sols, et les eaux de surface et souterraines affectant la qualité. Cependant une fois traitée, l'eau usée devient une ressource à valoriser. Les boues résiduelles issues du traitement ont une valeur importante comme amendements des sols (Tester et al. 1982 ; Ovie et al., 1990 ; Hartani, 2003).

La présente étude s'inscrit dans le contexte de la valorisation des eaux usées. Elle se fixe comme objectifs la caractérisation et l'évaluation de l'impact des eaux usées dans le domaine agricole de la région de Batna où la réutilisation des eaux usées des effluents de l'Oued El Gourzi est une pratique ancienne. El Gourzi est un oued à ciel ouvert qui collecte, en plus des rejets urbains, tous les rejets industriels de Batna. Il réceptionne, tout le long de son cours, les eaux de nombreux bassins versants charriées par les oueds de Belkhez, de Tezzbennt, d'Ouzegrinz et de Bou Illef ; et s'écoule vers la plaine d'El Madher. Les résultats de l'enquête préliminaire indiquent que l'irrigation avec les eaux provenant de l'Oued El gourzi est pratiquée sur l'orge fourragère, la luzerne, l'avoine, le sorgho, le maïs, le blé dur, le blé tendre, l'orge grain, l'avoine grain, la pomme de terre, de saison et d'arrière saison, l'oignon, l'ail, la laitue, les navets, les carottes, les courgettes, la tomate, le concombre, la coriandre, le persil et la menthe. Le choix des cultures est dicté, par la durée du cycle, les espérances de rendements obtenus (valorisation de l'eau) et les plus values réalisées.

Les irrigants sont convaincus de l'impact positif des effluents de l'Oued El Gourzi dans l'augmentation des productions agricoles. Pour preuve la région est devenue un centre de production de lait suite l'amélioration de l'alimentation en vert des élevages. L'impact négatif est suggéré par la présence de maladies bovines (brucellose et tuberculose) et la crainte d'autoconsommer le lait et les légumes frais produits localement. L'augmentation des superficies irrigables est dépendante de l'amélioration du dispositif de distribution de l'eau et de sa gestion.

Les résultats d'analyse des eaux usées charriées par Oued El Gourzi montrent l'existence d'une pollution organique, particulaire et azotée assez réduite. Néanmoins, l'insuffisance de la collecte des eaux usées de la ville de Batna et les déversements en aval de la station d'épuration ont abouti à la régénération de la charge polluante. Ces effluents, bien qu'ils contribuent à la fertilité du sol, portent des concentrations élevées de matières en suspension, DBO, ammonium, nitrates et germes de contamination fécale, nuisibles à la qualité de l'eau, du sol et à la vie aquatique du milieu récepteur.

Ces résultats suggèrent la prise en charge sérieuse de la collecte et de l'épuration des eaux usées déversées dans l'Oued El Gourzi. La contamination par les ETM, ne représente pas une menace aussi importante que la pollution microbienne et salinité. Les propriétés du sol sont significativement affectées par l'irrigation aux eaux usées. L'irrigation avec l'eau usée montre un effet significatif sur la concentration en ETM dans la plante sans atteindre les limites seuils. Les rendements sont par contre nettement améliorés.

Les résultats d'expérimentations conduites sous serre montrent que l'irrigation avec les eaux usées ainsi que l'ajout de boue résiduelle contribuent à l'amélioration du rendement des céréales fourragères avec des augmentations variants de 100 à 250%. Cette augmentation est due à une amélioration de l'indice foliaire, de la capacité de tallage herbacé et aux poids spécifiques des feuilles et des talles. L'ajout de la boue résiduelle améliore l'efficacité d'utilisation de l'eau par le végétal et réduit de la part évaporée (cas de la boue) comparativement à ce qui a été noté avec les eaux potables et le témoin non engraisé avec de la boue. L'utilisation des eaux usées et de la boue n'apporte aucune différence significative au niveau du sol en ce qui concerne le pH mais augmente légèrement la salinité. L'utilisation des boues résiduaires sur de grandes étendues à des doses relativement faibles permet d'apporter une solution à terme pour la gestion des déchets urbains. Cette solution est d'autant plus intéressante que les boues utilisées dans le domaine agricole se révèlent bénéfiques en termes d'augmentation de la production. Les résultats de l'étude portant sur la réponse de la culture de céréale aux amendements organiques à base de boues résiduaires confirment l'augmentation des rendements grains et de paille pour un équivalent de 66 kg ha^{-1} d'azote minéral.

Ce travail a été entrepris dans l'objectif de contribuer à une meilleure valorisation des eaux usées en irrigation, et des boues résiduelles en amendement et alimentation minérale des cultures pratiquées dans les zones semi arides de l'est algérien, confrontées à la rareté de l'eau et l'appauvrissement en matière organique. La principale problématique dans cette pratique, réside dans les risques environnementaux et de santé publique qui en découle. Il a pour cadre naturel un glaciais de la haute plaine de l'est avoisinant les monts des Aurès (Fisdis); un territoire réputé par le couplage fourrage - élevage bovin laitier. Le système de culture pratiqué s'articule sur l'utilisation de la ressource hydrique usée pour assurer un affouragement adéquat en vert et en grain. En plus de cela, s'ajoute une autre spéculation jugée très rentable par les agriculteurs ; il s'agit du maraîchage de plein champ. Dans cette zone la couverture pédologique est dominée par les calcisols. Le climat se caractérise par une grande variabilité inter et intra annuelle en pluviométrie et en température.

Dans ce milieu, les travaux de recherche réalisés ont beaucoup plus touché les aspects microbiologiques du sol, et ceux de la qualité des eaux souterraines pouvant être contaminées. La réalisation de la station d'épuration (STEP Batna) est une tentative d'amélioration de la qualité des eaux afin d'éviter les problèmes de pollution en aval. La caractérisation des eaux usées rejetées par la ville de Batna n'a pas été effectuée, même après construction de cette STEP. Le recours à ce genre de thématique est indispensable pour mieux valoriser cette ressource et préserver le milieu naturel. Les contraintes de développement de ces régions semi arides, sont nombreuses et révèlent de nombreux facteurs : naturels, techniques, humains, financiers ; la principale contrainte demeure néanmoins l'insuffisance de l'eau. Le sol comme interface est largement affecté par les effluents épandus.

Dans ce travail, nous avons cherché à mettre en évidence l'impact de l'utilisation des eaux usées et leurs boues résiduelles sur le sol et la plante. L'approche a nécessité des mesures dans le temps et dans l'espace, appréciées sur les horizons du sol à plusieurs positions, et sur des cultures fourragères et maraîchères. Pour les réaliser, nous avons entrepris, en premier, une expérimentation en milieu contrôlé. Une contribution qui se propose d'étudier l'influence de l'apport de boue résiduelle et de l'irrigation avec l'eau usée épurée sur la production de deux graminées fourragères. Deux expérimentations ont été conduites, sous serre, l'une pour étudier l'effet de la boue et l'autre celui de l'eau épurée, à l'Institut des Sciences de la Nature du Centre Universitaire de Oum El Bouaghi. En second lieu, ces modalités ont été reproduites expérimentalement sur terrain.

Ce travail a conduit aux principales conclusions suivantes :

Les résultats d'analyse des eaux usées charriées par l'oued El Gourzi montrent l'existence d'une importante mais insuffisante réduction de la pollution organique, particulaire et azotée. Cette réduction est due au traitement à boue activée de la station de la ville de Batna, d'une part, et au pouvoir épurateur de la nature, d'autre part. Néanmoins, l'insuffisance de la collecte des eaux usées de la ville de Batna et les déversements en aval de la station d'épuration ont abouti à la régénération de la charge polluante dans l'émissaire d'oued El Gourzi. Les résultats montrent aussi que les effluents d'Oued El Gourzi, bien qu'ils contribuent à la fertilité du sol, ils contiennent des concentrations

relativement élevées de matières en suspension, DBO, ammonium, nitrates et germes de contamination fécale, ce qui peut être nuisible à l'eau, au sol et à la vie aquatique du milieu récepteur. De ce fait, la qualité d'eau usée d'oued El Gourzi ne répond pas aux recommandations de la FAO et de l'OMS des eaux destinées à l'irrigation.

En conséquence, la prise en charge sérieuse de la collecte et de l'épuration des eaux usées est nécessaire et les effluents d'oued El Gourzi doivent subir un traitement poussé, désinfection incluse, préalable à toute irrigation envisagée pour améliorer leur qualité selon les normes requises. A l'heure actuelle, la contamination par les ETM, ne représente pas une menace aussi importante que la pollution microbienne et salinité. Les concentrations mesurées sont toujours inférieures à la norme standard. La plupart des propriétés du sol sont significativement affectées par l'irrigation aux eaux usées. Le sol s'est amélioré en fertilité et en productivité. L'irrigation à l'eau usée montre un effet significatif sur la concentration en ETM dans la plante sans atteinte des limites préconisées. Sur le plan physiologique, les différentes cultures suivies ne montrent pas de signes de phyto toxicité ou de stress. Les teneurs en ETM dans le végétal sont faibles et les rendements sont considérables.

Globalement, il ressort de nos travaux que la région (Fisdis-Batna) est confrontée non seulement à la pollution par les rejets liquides mais aussi à une pollution atmosphérique inquiétante, qui nécessite une attention particulière. L'avantage est vu encore dans le fait que les eaux usées ne doivent pas être versées en l'état dans la nature car elles risquent à long terme de créer des problèmes de pollutions insurmontables. Une fois traitées et bien traitées elles deviennent une ressource qui mérite d'être valorisée dans un domaine où elle est très demandée, l'agriculture, d'autant plus qu'elle contient souvent des éléments fertilisants. Cependant cette réutilisation des eaux usées traitées n'est pas sans risques et que beaucoup d'études méritent d'être conduites, dans les différentes conditions agro climatiques, avant de se prononcer sur ce problème. En effet les risques sont tout d'abord des risques liés à la santé des utilisateurs de ces eaux, c'est à dire les agriculteurs eux mêmes et viennent ensuite les consommateurs des produits agricoles issues des de l'irrigation avec ces eaux, voire même le cheptel consommant les fourrages produits avec ces eaux. Les effets de ces eaux sur la qualité des sols n'est pas des moindres en effet les problèmes de la salinisation sont très connues pour les ignorer dans ce contexte.

De même que ces eaux dont les origines sont souvent diverses et mal connues peuvent véhiculer des métaux lourds à l'état de trace, mais qui après une utilisation très longue, risquent de s'accumuler et atteindre des niveaux toxiques irréversibles, rendant ainsi le sol stérile et inutilisable à des fins agricoles. Les boues et les eaux usées ne doivent pas être versées en l'état dans la nature car elles risquent à long terme de créer des problèmes de pollutions insurmontables. Une fois traitées, elles deviennent une ressource qui peut être valorisée dans le domaine agricole. Les résultats de la présente étude indiquent que même sur céréale conduite sous conditions pluviales, l'apport des boues résiduelles s'est révélé très avantageux en termes de rendement en grains et en termes de production de paille qui est une source d'énergie estimable pour l'alimentation du cheptel. Cette augmentation

de la production est liée aux grandes quantités d'éléments fertilisants notamment azotés que porte la boue, en plus de l'effet sur la conservation de l'humidité du sol.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdel-Reheem MA., Faltas RL., El-Awady RM. & Ahmed WE. (1986) Changes in Trace Elements in Sandy Soil Irrigated with Sewage Water. *Bull. Faculty Agri., Cairo Univ.* 37:969-980.
- Abderrahman WA. (2003) La gestion de la demande en eau en Arabie saoudite. In : *La gestion de l'eau selon l'Islam*. Éditions Karthala, Paris. 144 p.
- Aboudrare N., Jellal T., Benchekroun D. & Jemali A. (1998) Réutilisation des eaux usées à des fins agricoles à Ouarzazate. *Terre et Vie* 26:7-12.
- Abowei, J.F.N. (2010) Salinity, dissolved oxygen, pH and surface water temperature conditions in Nkoro River, Niger Delta, Nigeria. *Adv. J. of Food Sc. And Tech.* 2(1):36-40.
- AbuAwwad, A.M. (1996) Irrigation water management for onion trickle irrigated with saline drainage water. *Dirasat*, 23(1):46-55.
- Abulude, F.O. (2005) Trace heavy metals contamination of soils and vegetation in the vicinity of livestock in Nigeria. *Electron J. of Environ. Agric. Food Chem. (EJEFChe)*, 4(2):863-870.
- Ademe (2000) Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. *Dossier Doc.* 59 p.
- Adeyeye, E.I. and Ayejuyo, O.O. (2002) Assessment of the physicochemical status of a textile industry effluent and its environment. *Pak. J. Sci. Ind. Res.* 45(1):10-116.
- Adler E. (2000) Notions sur les eaux usées : Aperçu historique sur l'épuration des effluents domestiques aux XIX et XX siècles.
- Adler, E. (2005) Eléments sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement. *Centre d'Affaires des Monts d'or, St Genis les Ollières*, 87 p.
- Adriano, D.C. (1986) Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York. 365 p.
- Al-A'ama MS. & Nakhla GF. (1995) Wastewater reuse in Jubail, Saudi Arabia. *Water Research* 29(6):1579-1584.
- Alhands, M.N., Allick, S.A., Overman, A.R., Leseman, W.G. and Vidak, W. (1995) Municipal water use at Tallahassee, Florida. *Trans. ASAE* 38(2):411-418.
- Alouini, Z. (1994). Flux de la charge parasitologique dans les stations d'épuration. *Revue de l'eau. Canada*.
- Al-Zu'bi, Y. (2007) Effect of irrigation water on agricultural soil in Jordan valley : An example from arid area conditions. *J. of Arid Environments*, 70 :63-79.
- Amil M. (1996) Gestion des eaux usées au Maroc. *Terre et Vie*, N° 26. 9 p.
- Angelakis AN., Marecos Do Monte MHF., Bontoux L. & Asano T. (1999) The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean Basin : need for guidelines. *Wat. Res.* 33(10):2201-2217.
- Anonyme (1986) Utilisation rationnelle de l'eau pour l'irrigation en zone arides et semi arides. Services des expérimentations agricoles, Ministère de l'agriculture. *Rapport sur les technologies appropriées pour l'eau et l'assainissement en zones arides*. Rabat (Maroc), 24-28 Novembre. pp. 45-60.
- Anonyme (2001) Production and processing of algae for industrial applications. *Final Synthesis Report*.
- Anonyme (2002) Expérience en la réutilisation des eaux usées au Maroc. *Forum sur la réutilisation des eaux usées*. USAID, 20 p.

- Anonyme (2003a) Fiche technique de l'APC de Fisdis (W. de Batna). APC de Fisdis, 18 p.
- Anonyme (2003b) OECD Emission Scenario: Additives in the Rubber Industry. Federal Environmental Agency, Berlin, Germany.
- Anonyme (2006) Journal de suivi du fonctionnement de la STEP de la ville de Batna. Laboratoire d'analyses physicochimiques des eaux usées de la STEP de la ville de Batna.
- Antolin, M.A., Pascual, I., Garcia, C., Polo, A. and Sanchez-Diaz, M. (2005) Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crops Research* 94:224-237.
- Arnold JD. & Stevan J. (1977) Manuel de microbiologie de l'environnement. OMS., Genève. pp. 1996-1997.
- Arora, M., Kiran, B., Rani, S., Rani, A., Kaur, B. and Mittal, N. (2008) Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. *Food Chemistry*, 111 :811-815.
- Arrignon, J. (1976). Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Editions Gauthier-Villars, Paris.
- Asano, T. (1998) Irrigation with reclaimed municipal wastewater : California experiences. CIHEAM-Options Méditerranéennes, Bari (Italy). pp. 119-132
- Asano, T. and Lavine, A. D. (1996) Wastewater reclamation, recycling, and reuse: past, present, and future. *Water Science & Technology* 33(11):1-14.
- Atiri, R., Rezgui, F. et Belhassen, A. (2002) Réutilisation des eaux usées : cas de la Tunisie. Forum de la gestion de la demande en eau, Rabat, Maroc, Mars 2002. 22 p.
- Aurousseau, P. (2001) Les apports de ETM sur les sols de Bretagne. Conseil Scientifique Régional de l'Environnement de Bretagne, Séance du 28 Mars.
- Ayers, R.S. et Westcot, D.W. (1994). Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and drainage paper. N° 29 Rev. 1 FAO, Rome. 174 p.
- Baghdali L. (2007). La réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation en Algérie. Exposé à Rabat, 9-12 Juillet 2007. 13 p.
- Bahri A. & Houmane B. (1988) Effet de l'application des eaux usées traitées et boues sur les caractéristiques d'un sol sableux de Tunisie. *Sci. de Sol.* 25:267-278.
- Bahri, A. (1987) L'utilisation des eaux usées et des boues résiduelles en agriculture : l'expérience tunisienne. Compte rendu du séminaire sur les eaux usées et milieux récepteurs. Casablanca (Maroc), 9-11 Avril. pp. 1-19.
- Bahri, A. (1987) Utilization of treated wastewater and sewage sludge in agriculture in Tunisia. *Desalin.* 67:233-244.
- Bahri, A. and Brissaud, F. (1996) Wastewater reuse in Tunisia: Assessing a national policy. *Wat. Sci. Tech.* 33(10):87-94
- Bahri A. (2000) Strategies for wastewater reuse opportunities in small mediterranean region countries. Technical expert consultation on appropriate and innovative wastewater management for small communities in EMR countries. Amman (Jordan) 6-9 Nov. 2000. 10 p.

- Bahri, A. (2000) The experience and challenges of reuse of wastewater and sludge in Tunisia. National Institute for Research on Agricultural Engineering, Water, and Forestry, Ariana (Tunisia). 15 p.
- Barbartik A., Lawarabnce JR., Sikpra J. & Colacicco D. (1985) Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soil. *Am. J. Soil Sci.* 49: 1403-1406.
- Barman, S.C., Sahu, R.K., Bhargava, S.K. and Chaterjee, C. (2000) Distribution of heavy metals in wheat, mustard and weed grown in field irrigated with industrialwastewater. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64 :489-496.
- Baroin, G. (1984) Le traitement des sédiments en limnologie opérationnelle. *Revue des Sciences de l'Eau.* 3:295-308.
- Bataineh, F., Nejjar, M. and Malkawi, S. (2002) Wastewater reuse: the case of Jordan. 1st WDM Forum on wastewater reuse, IDRC. Rabat (Morroco), 26-27 March.
- Baumont, S., Camard, J.P., Lefranc, A. et Franconi, A. (2004) Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Observatoire Régional de Santé d'Île-de-France, 176 p.
- Bazza M. (2002) Wastewater reuse in the Near East region : Experiences and issues. Regional symposium on recycling in the Mediterranean region, Iraklio, Crete, Greece. 26-29 Sept. 21 p.
- Beaux MF., Gouet H. & Gouet JP. (1999) Manuel d'utilisation du logiciel STATITCF. Institut technique des céréales et fourrages (ITCF), Paris, France.
- Beaux, M.F., Gouet, H. et Gouet, J.P. (1999) Manuel d'utilisation du logiciel STATITCF. Institut technique des céréales et fourrages (ITCF), Paris, France.
- Bechac, J.P., Boutin, P., Mercier, B. et Nuer, P. (1987) Traitement des eaux usées. Ed. Eurolles, Paris (France). 280 p.
- Benmouffok A., Allili N., Djebala L., Akila. & Medjani A. (2005) Caractérisation et valeur agronomique des boues issues d'épuration des eaux usées (cas de la station d'épuration de Tizi Ouzou Est, Algérie), *Watmed2 (Marrakech)*, 4 p.
- Benmouffok, A., Allili, N., Djebala, L., Akil, A. et Medjani, M. (2005) Caractérisation et valeur agronomique des boues issues d'épuration des eaux usées (cas de la station d'épuration de Tizi Ouzou, Est de l'Algérie), *Watmed2 (Marrakech)*, 4 p.
- Berdai H., Jellal N., Benchekroun T., Jemali A., Soudi B. & Jemali B. (1996). Réutilisation des eaux usées à des fins agricoles à Ouarzazate. *Terre et Vie*, N° 26. 5 p.
- Berdai, H., El Hamouri, B., Handoufe, A., Jellal, N., Khana, A., Mekrane, M., El maroufi, M. et Merzouki, M. (1991) L'utilisation des eaux usées en agriculture: Effets sur la production agricole et sur l'environnement. Actes des journées techniques d'assainissement urbain au Maroc. Marrakech (Maroc), 23-25 Octobre. pp. 400-413.
- Blum, A. (1985) Physiological attributes associated with drought resistance of wheat cultivars in a mediterranean environment. *Aust. J. Agric. Res.* 37:299-310.
- Blumenthal, U.J., Mara, D.D. Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. And Stott, R. (2000a) Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization*, 78(9):1104-1116.
- Blumenthal, U.J., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. and Mara, D.D. (2000) Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence. *WELL*

- Study, Task No. 68 Part 1, London School of Hygiene & Tropical Medicine, UK WEDC, Loughborough University (UK). 67 p.
- Bohn, H.I., Mc Neal, B.L. and O'Connor, G.A.K. (2001) Soil chemistry. John Wiley and Sons, New York
- Bontoux, J., Gal, Y., El halouani, H., Moutin, T. et Picot, B. (1990) Thermodynamic study of phosphorus decrease in a high rate plant. Congrès de la thermodynamique chimique. Côme, Italie.
- Bontoux, J. (1993) Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux de boisson. Cebedoc éd., Liège Belgique. 169 p.
- Boswell, F.C., Parker, M.B. and Gaines, T.P. (1989) Soil zinc and pH effects on zinc concentrations of corn plants. Communications in soil science and plant analysis, 20(15-16) :1575-1600.
- Bournaud, M. et Amoros, C. (1984) Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : Quelques exemples dans système fluvial. Bull. Ecol. 15(1) : 57-66.
- Bouzerzour, H. et Benmahammed, A. (1994) Environmental factors limiting barley grain yield in the high plateaux of eastern Algeria. Rachis, 12:11-14.
- Bouzerzour H., Tamrabet L. & Kribaa M. (2002) Réponse de deux graminées fourragères, l'orge et l'avoine, aux apports d'eau usée et de boue résiduaire. In: Proceedings Séminaire International : Biologie et Environnement, Université Mentouri, Constantine (Algérie). pp. 71.
- Bouziani, M. (2000). L'eau: de la pénurie aux maladies. Editions Ibn-Khaldoun, Oran, Algérie. 247 p.
- Brar, M.S., Khurana, M.P.S. and Kansal, B.D. (2002) Effect of irrigation by untreated sewage effluents on the micro and potentially toxic elements in soils and plants. Department of soils, Punjab Agr. Univ. India.
- Bremond, R. et Vuichard, R. (1973) Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. SPEPE, Paris. 179 p.
- Brennan, R.F. et Bolland, M.D.A. 2004. Comparing Manganese Sources for Spring Wheat Grown on Alkaline Soils. J. Plant Nutrition, 27: 95-109.
- Burak, S. (2002) Politiques de l'eau des pays Méditerranéens, synthèse régionale des dossiers pays (pays du sud et de l'est). Plan d'action pour la Méditerranée.
- Burns, J.C., Westerman, P., King, L.D., Cummings, G.A., Overcash, M.R. and Goode, L. (1985) Swine lagoon effluent applied to coastal bermudagrass : 1. Forage yield, quality and element removal. J. Environ. Qual. 14(1):9-14.
- Cadillon, M. (1989) Réutilisation des eaux usées : Contraintes et enjeux. Actes des journées techniques d'assainissement au Maroc. Agadir (Maroc), 6-8 Septembre. pp. 2-26.
- Carr, R.M., Blumenthal, U.J. and Mara, D.D. (2004) Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture: Developing Realistic Guidelines. In: Scott, C., N. Faruqi, and L. Raschid-Sally (ed.), Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities, CAB International, London.
- Cauchi, Hyvrard, Nakache, Schwartzbrod, Zagury, Baron, Carre, Courtois, Denis, Dernas, Seguret (1996) La réutilisation des eaux usées après épuration. Techniques, Sciences et méthodes, 2:81-118.
- Chang AC., Pan G., Page AL. & Asano T. (2002) Developing Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture. World Health Organization. 105 p.

- Chatha TH., Haya R. & Latif I. (2002) Influence of sewage sludge and organic manures application on wheat yield and heavy metal availability. *Asian J. of Plant Sciences* 1(2):79-81.
- Cherak L. (1999) Incidences des eaux usées résiduaires sur la microflore et le comportement de l'avoine. Thèse magister Université de Batna (Algérie). 110 p.
- Chocat, B. (1997) Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Ed. Tec & Doc., 1124 p.
- Christopher, S., Faruqi, N.I. and Raschild-Sally, L. (2004) *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, CAB International/IWMI/CRDI.
- Comité National des boues (CNB) (2000) Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier Doc. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) 59 p.
- Commission Du Codex Alimentarius (FAO/OMS) (1999) Rapport De La Trente Et Unième Session Du Comité Du Codex sur Les additifs alimentaires et les contaminants. La Haye (Pays-Bas), 22 - 26 Mars, 83 p.
- Conseil Canadien des Ministères de l'Environnement (CCME) (1999) Recommandations canadiennes pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 8 p.
- Conseil National Economique et Social (CNES) (2000) Rapport sur l'environnement en Algérie.
- Cooper, R.C. and Danielson, R.E. (1997) Detection of bacterial pathogens in wastewater and sludge. *In: Manual of environmental microbiology*, edited by Hurst, C.J. and G.R. Knudsen, M.J. McInerney, L.D. Stetzenbach and M.V. Walter, ASM Press, Washington D.C., pp. 222-230.
- Cornaz, S. (2004) Evaluation du statut trophique d'un canal de drainage sous l'impact des pollutions d'origines diffuses et ponctuelles : cas du Grand Canal de la basse plaine du Rhône. Mémoire de licence. Université de Lausanne, Suisse, 180 p.
- Cottonie A. (1980) Soil and Plant Testing as a basis of fertilizer recommendation. Publication FAO, Sol N° 38/2, 96 p.
- CTA / ETC-RUAF / CREPA. (2002) Visite d'étude et Atelier International sur la Réutilisation des Eaux Usées en Agriculture Urbaine: un défi pour les municipalités en Afrique de l'Ouest et du Centre. Rapport Final, 3-8 Juin, Ouagadougou, Burkina Faso, 186 p.
- Daudu, C. (2008) *Organic Matter Sources, Soil Fertility, and Productivity*. Ed. VDM Verlag. 208 p.
- David, H.F.L., Bela, G.L. and Paul, A.B. (1996) *Environmental Engineers Handbook*. 2nd Ed. Lewis Publishers, New York, 1404 p.
- Davis R.S. (1978) Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. *Plant and soil*, (79) 395-408.
- Desbordes A. (2000) *Pollutions des eaux souterraines en Picardie*. Mémoire Maîtrise BG, Fac. Sciences, Amiens, 50 p.
- Devaux I. (1999) Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse en Sci. De la vie et de la santé. Univ. J. Fourier, Grenoble (France). 257 p.
- DEW (2006) Etat de l'environnement. Rapport périodique. Direction de l'Environnement de la wilaya de Batna.

- Di Benedetto, M. (1997) Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation : Les ETM. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne. 49 p.
- Direction des études et des aménagements hydrauliques (2001) Les ressources en eau d'Algérie. MRE. Alger, Algérie. 72 p.
- Doemel, W.N. et Brooks, A.E. (1975) Detergent phosphorus and algal growth. *Water Res.* 9:713-717.
- Doran, M.D. (1979) Phosphorus removal by activated algae. *Water Res.* 13 :805-812.
- Dussart, B. (1992) Limnologie, l'étude des eaux continentales. Paris, Boubée, 681 p.
- Ecosse, D. (2001) Techniques alternatives en vue de subvenir à la pénurie d'eau dans le monde. Mém. DESS en Qualité et gestion de l'eau. Fac. Sci., Amiens (France). 62 p.
- Ecrin (2000) Que faire des boues? Club Environnement et société. www.ecrin.asso.fr.
- El Guamri, Y. et Belghyti, D. (2006) Etude de la qualité physicochimique des eaux usées brutes de la commune urbaine de Saknia, rejetées dans le lac Fouarat (Kénitra, Maroc). *J. Afr. Des Sc. De l'environnement.* (1):53-60.
- El Halouani H.(1990) Lagunage à haut rendement : caractérisation physicochimique de l'écosystème. Etude de son aptitude à l'élimination de l'azote et du phosphore dans l'épuration des eaux usées. Doctorat de l'université de Montpellier (France). 154 p.
- El Halouani, H., Picot, B., Casellas, C., Pena, G. et Bontoux, J. (1993) Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des Sciences de l'Eau*, 6:47-61.
- El Hamouri, B., Bouchabchoub, A. Rhallabi, N. Maraghich, M., Khallayoune, K. et Ettalibi, M. (1987) Traitement des eaux usées domestiques dans le chenal algal à haut rendement. *Actes Inst. Agron. Vét. (Maroc)*, 7(3-4):5-15.
- El Hayek, N. (1989) Méthodes d'analyse de l'eau. Editions OPU. Alger, Algérie. 179 p.
- El-Ghamam, Abdel Rahman Ibn Hamad, (1997) The Future of Agriculture and Food Production in Saudi Arabia: A Briefing (Country Report).
- Faby, J.A. (2003) L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Doc. Tech. FNDAE, Hors-série n° 11*, 30 p.
- Faby, J.A. et Brissaud, F. (1979) L'utilisation des eaux usées épurées en irrigatin. *Office International de l'Eau*, 76 p.
- FAO. (1985) Water quality for agriculture. *FAO irrigation and drainage paper 29, Rev. 1*, FAO, Rome (Italie).
- FAO. (2000) Water quality management and pollution control in the Near East : An overview. *Regional workshop on water quality management and pollution control in the Near East. Cairo (Egypt)*.
- FAO (2003). L'irrigation avec les eaux usées traitées. *Manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le Proche Orient et l'Afrique du Nord. Caire Egypte.* 68 p.
- Faruqui, N. (2003) La gestion de l'eau selon l'Islam. *Éditions Karthala, Paris.* 144 p.

- Fernandez-Cornudet, C. (2006) Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude : Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux. Thèse de Doctorat. Institut National d'Agronomie Paris-Grignon. 232 p.
- Florentz, M., Gilles, P. et Hartemann, P. (1983) Elimination biologique du phosphore. TSM-Eau. pp. 25-32.
- Froese, K.L. (1998) Health effects associated with wastewater treatment, disposal and land reuse. Water Environ. Research, 70(4):962-968.
- Gaid, A. (1993) Traitement des eaux usées urbaines. Techniques de l'Ingénieur, C5 - 220 -2, 30 p.
- Garban, B., Ollivon, D., Teil, M.J., Blanchard, M., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Chesterikoff, C., Hanselin, L., Rolet, J., Le Genti, J. Et Chevreuil, M. (2003) Activités humaines et transferts de polluants organiques persistants (POP). Laboratoire Hydrologie et Environnement, Université Pierre et Marie Curie, Paris. 36 p.
- Garcia, C. and Hernandez, I. (1969) Influence of salinity on the biological and biochemical activity of a calcareous soil. Plant Soil, 178(2):255-663.
- Gaye M. & Niang S. (2002) Epuration extensive des eaux usées pour la réutilisation dans l'agriculture urbaine : des technologies appropriées en zones sahéniennes pour la lutte contre la pauvreté. Etudes et recherches. pp. 225-227
- Geldreich, E.E. (1976) Fecal coliform and fecal streptococcus density relationships in waste discharges and receiving wastes. Crit. Rev. Environ. Control, 6:349-369.
- Gijzen, H. (2000) Traitement des eaux usées et potentiels de réutilisation à moindre coût : Une approche de production plus propre à la gestion des eaux usées. IHE, Delft.
- Goléa D., Tamrabet L., Bouzerzour H., Kribaa M. (2005). Traitement des eaux usées et leur valorisation dans l'irrigation des plants du Casuarina (*Casuarina equisetifolia* L.) et du Faux Poivrier (*Schinus molle*). In: Actes du Congrès du Bassin Méditerranéen sur l'eau : Watmed2. Université Cadi Ayyadh, Marrakech, Maroc.
- Goléa D., Tamrabet L., Kribaa M., Bendhia L., Annab W. (2007). Effets des boues résiduares et des déchets de betterave sur les propriétés du sol et la productivité de l'orge (*Hordium vulgare* L.) variété Jaidor. In: Actes du congrès international 'Eau et Déchets'. Université Mohamed I, Oujda, Maroc.
- Gomez A., Lineres, M., Tanzin, J. & Solda P. (1984) Etude de l'incidence des apports de boues résiduares à des sols sableux, sur l'évolution quantitative et qualitative de la matière organique. CR. Acad. Sc. Fr 516-524.
- Gros, H. (1984) Elimination des phosphates par filtration des eaux usées. Tri. Cebedeau, pp. 359-363.
- Guiraud G., Fardeau JC. & Hetier JM. (1977) Evolution de l'azote du sol en présence de boues résiduares. In: Proceedings Premier symposium de la recherche sur les sols et les déchets solides. pp. 27-33.
- Guivarch, A (2001) Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines. Thèse de Doctorat, Inst. Nat. Polytech. Lorraine, 309 p.
- Gupta, N., Khan, D.K. and Snatra, S.C. (2007) An assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 80 :115-118.

- Hartani, T. (2004) La reutilisation des eaux usées en irrigation: cas de la Mitidja en Algérie. *In: Actes du séminaire Modernisation de l'agriculture irriguée*. Rabat (Maroc), 19-23 Avril, 11 p.
- Hassoune, M., Bouzidi, A., Koulali, Y., Hadarbach, D. (2006). Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Science de la vie*. 28:61-71.
- Hayes, A.R., Mancino, C.F. and Pepper, I.L. (1990) Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent. I. Soil and leachate water quality. *Agron. J.*, 82:939-943.
- Heaton, R. D. (1981) Worldwide Aspect of Wastewater Reclamation and Reuse. *In: F. M. D'Itri, J. Aguirre-Martinez, and M. Athle-Lambarri (eds.) Municipal Wastewater in Agriculture*. Academic Press, New York. pp. 43-74.
- Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard, B., Abeidi Koupai, J. and Malekian, R. (2007) The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface irrigation methods. *Agr. Water Management* 90:87-94.
- Hillel, D. (1998) *Environmental soil physics: fundamentals, applications and environmental considerations*. Academic Press, 801 p.
- Holmgren, S. (1985) Phytoplankton in a polluted subarctic lake before and after nutrient reduction. *Water Res.* 19(1):63-71.
- Honinx, F. (2003) Etude de *Sclerotinia sclerotiorum* dans les cultures de carottes. Thèse de Doctorat, FUSAGx, Gembloux, 61 p.
- Hooda, P.S., McNlty, D., Allaway, B.J. and Aitken, M.N. (1997) Plant availability of heavy metals in soil, previously amended with heavy application of sewage sludge. *J. Sci. Food Agri.* 73:446-454.
- Hoogmoed, W.B. and Klaij, M.C. (1994) *Le Travail du Sol pour une Agriculture Durable*. Cours de formation, FAO, 4-13 juillet, Niamey, Niger.
- Hopkins, W.G. et Evrard, C.M. (2003) *Physiologie végétale*. De Boeck, 1^{ère} Edition, Bruxelles.
- Hussain C. & Saati AJ. (1999) Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia. *Desalination*. 123:241-251.
- Hutchinson, G.E. (1957) *A treatise in limnology*. Wiley, NY. Tome 1. 1025 p.
- INRA (2003) *Manuel des méthodes d'analyses de sol et de plantes*. Aridoculture, CRRA de Settat (Maroc). 69 p.
- Institut National des sols, de l'irrigation et du drainage (INSID), (2006). *L'irrigation de complément des céréales sur une superficie de près de 300.000 ha dans les régions Centre et Est du pays*. Projet de plan d'actions. 16 p.
- Ishaq, A.M. et Khan, A.A., 1997, « Recharge of Aquifers with Reclaimed Wastewater: A Case for Saudi Arabia », *Arabian Journal for Science and Engineering*, 22:133-141
- James Crook, J., Mosher, J.J. and Casteline, J.M. (2005) *Status and Role of Water Reuse*. Global Water Research Coalition (GWRC), London (UK). 137 p.
- Jamil M., Qacim M. & Umar M., (2006) Utilization of sewage sludge as organic fertilizer in sustainable agriculture. *J. Of Applied Sc.* 6(3):531-535.

- Jarde, E. (2002) Composition organique des boues résiduelles des stations d'épuration Lorraines : Caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation. Thèse Doc., Univ. Nancy I, 271 p.
- Jewell WJ. & Seabrook BL. (1979) A History of Land Application As A Treatment Alternative: Technical Report. EPA 430/9-79-012 U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water Program Operation, Washington D.C.
- Jiries, N.G., Al Nasir, F.M. and Beese, F. (2002) Pesticide and heavy metals residue in wastewater, soil and plants in wastewater disposal site near Al-Lajoun Valley, Karak, Jordan. *Water, Air and Pollution*, 133:97-107.
- Journal Officiel (JO) (1993) Normes des déversements industriels : Décret exécutif n° 93-160 du 10 Juillet 1993. JO. N° 46 du 14 Juillet 1993, 5 p.
- Kalavrouziotis, I.K., Robolas, I., Koukoulakis, P.H. and Papadopoulos, A.H. (2008) Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of *Brassica oleracea* var. *Italica*, and *B. oleracea* var. *Gemmifera*. *agri cul t u r a l water management* 9 5:419-426
- Kamizoulis G., Bahri A., Brissaud F. & Angelakis AN. (200?) Wastewater recycling and reuse practices in Mediterranean Region: Recommended guidelines. 25 p.
- Kanater A. and Michail M. (1996) Groundwater recharge with municipal effluent: Dan Region reclamation project, Israel. *Wat. Sci. Tech.*, 34(11):227-233.
- Kannel, P.R., Lee, S., Kanel, S.R., Khan, S.P. and Lee, Y.S. (2007) Spatial temporal variation and comparative assessment of water qualities of urban river system: a case study of the river Bagmati (Nepal). *Environ. Monit. Assess.* (129):433-459.
- Kansel BD. & Singh J. (1983) Influence of the Municipal Waste Water and Soil Properties on the Accumulation of Heavy Metals in Plants. *In Proceedings of International Conferences of Heavy Metals in the Environment, Heidelberg, Germany.* CEP Consultants, Edinburgh, UK. pp. 413-416.
- Kettab, A. (2001). Les ressources en eau en Algérie: Stratégies, enjeux et vision. *Desalination*. 136:25-33.
- Khoury, N., Kalbermatten, J.M. and Bartone, C.R. (1994) Reuse of wastewater in agriculture: A guide for planners. UNDP-World Bank Water and Sanitation Report N° 6. World Bank, Washington D.C.
- Kirkham, M. B. (1974) Disposal of Sludge on Land: Effects on Soils, Plants, and Ground Water. *Compost Science* 15(2):6-10.
- Klawijk, S.P. (1981) Le déphosphatage : l'importance des études régionales hydrobiologiques. *Tri. Cebedeau*, pp. 513-518.
- Kloke, A., Sauerbeck, D.R. & Vetter, H. (1984) The contamination of plants and soils with heavy metals and transport of metals in terrestrial food chain. *In Changing metal cycles and human health. Report of the Darlem workshop on changing metals cycles and human health.* Berlin, Germany. Ed. J.O. Nriagu Springer-Verlag. pp. 113-141.
- Kouame I.K., Gone, D.L., Savane, I., Kouassi E.A., Koffi K., Goula B.T., Diallo M. (2006) Mobilité relative des ETM issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan-Côte d'Ivoire). *Revue Afrique Science* 02(1):39-56.
- Krati, M. (2000) Etat de l'environnement de la ville d'El Jadida : Etude de traitabilité des rejets liquides de textiles. Thèse d'Etat, Fac. Des Sc. El Jadida, Maroc.
- Kribaa M., Tamrabet L., Bouzerzour H., Golea D. (2005). Effets des apports de boue résiduelle sur la

- fertilité du sol et la production fourragère de l'orge. *In*: Actes du Congrès du Bassin Méditerranéen sur l'eau : Watmed2. 14 au 17 Novembre 2005, Université Cadi Ayyadh, Marrakech, Maroc.
- Landreau, A. (1987) La réutilisation des eaux usées épurées par le sol et le sous sol : Adéquation entre la qualité de l'eau, l'usage et la protection du milieu naturel. Séminaire sur les eaux usées et milieu récepteur, Casablanca (Maroc), 9-11 Avril. Chap. 5, pp. 1-13.
- Lazarova, V., Gaid, A., Rodriguez-Gonzales, J. and Alday-Ansola J. (2003) L'intérêt de la reutilisation des eaux usées: Analyses d'exemples mondiaux. *Tech. Sci. et Méthodes*, 9:64-85.
- Lazarova, V. et Brissaud, F. (2005) Intérêt, bénéfices et contraintes de la reutilisation des eaux usées en France. *L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances*, 299:43-53.
- Lehtihet, L. (2005) La réutilisation des eaux usées en Algérie : Situation actuelle et perspectives de développement. Communication personnelle. 30 p.
- Liu, D. (1999) *Ecology Environment Engineer's Handbook*. CRC Press LLC. 1419 p.
- Liu, W.H., Zhao, G.Z., Ouyang, Z.Y., Derlund, L.S. and Liu, G.H. (2005) Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environ. International* 31:805- 812.
- Lopez A., Pollice A., Lonigro A., Masi S., Palese AM. Cirelli GL., Toscano A. & Passino R. (2006) Agricultural wastewater reuse in southern Italy. *Desalination* 187:323-334.
- Lopez, A., Pollice, A., Laera, G., Lonigro, A., Rubino, P. and Passino, R. (2005) Reuse of membrane filtered municipal wastewater for irrigating vegetable crops. *CNR, Bari, Italy*, 9 p.
- Lundqvist, J. and Gleick, P. (1997) *Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World : Sustaining Our Waters into the 21st Century*, Stockholm Environment Institute, Stockholm.
- Maait, J. (1997). La réutilisation des eaux usées en irrigation. Synthèse bibliographique. ENGREF de Montpellier.
- Mancino, C.F. and Pepper, I.L. (1992) Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent : Soil quality. *Agron. J.* 84(4):650-654.
- Mara, D.D. (1980). *Sewage treatment in hot climate*. Editions John Wiley & Sons, New York.
- Mara D. & Cairncross S. (1989) *Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture*, Organisation mondiale de la santé, Genève.
- Marsalek, J., Schaefer, K., Exall, K., Brannen, L. and Aidun, B. (2002) Réutilisation et recyclage de l'eau. CCME, Winnipeg, Manitoba (Canada). 46 p.
- Marschner, H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd edition. Academic press, NY.
- Masséna P.A. (2001) Valorisation des eaux usées en irrigation localisée. Office International de l'Eau, 14 p.
- McLaughlin, M.J., Hamon, R.E., McLaren, R.G., Speir, T.W. & Rogers, S.L. (2000) Review: a bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. *Australian Journal of Soil Research* (38):1037-1086.
- Medkour M. (2002) Réutilisation des eaux usées épurées. Forum de la gestion de la demande en eau : réutilisation des eaux usées. Rabat, 26 et 27 mars 2002. 11 p.

- Mennani, M.R. (1991) Etude hydrogéologique de la plaine d'El Madher et modélisation des écoulements souterrains de l'aquifère moi-pho-quaternaire. Thèse Doct. Univ. Nancy (France).
- Mennani, M.R. (2001) Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est algérien, selon la méthode Drastic. *Sécheresse*, 12(2):95-101.
- Metcalf et Eddy, Inc. (1991) Wastewater engineering : Treatment, disposal and reuse. 3rd Ed. Library of Congress Cataloging in Publication Data, TD. 645 p.
- Midrar, U.H., Khattak, R.A., Puno, H.Kh. and Saleem-Saif, M. (2004) NPK status in effluent irrigated soils of some selected sites of NWFP. *Int. J. Agric. Biol.* 6(2): 264-267.
- Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (2003) Etat de l'environnement et politiques suivies. MATE, Alger, Algérie. pp. 175-236.
- Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (2005) Etat de l'environnement et politiques suivies. MATE, Alger, Algérie. pp. 171-181.
- Ministère de l'Equipement et de l'Aménagement du Territoire (MEAT) (1997) Code des Eaux. Edition MEAT/DRPUE, 40 p.
- Ministère des Ressources en Eau, (2001). Les ressources en eau d'Algérie. Rapport de synthèse. MRE, Alger, Algérie. 73 p.
- Miquel, G. (2003) La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Tome I, 198 p.
- Mlika, (1991) L'Office National de l'Assainissement en Tunisie. Actes des journées techniques d'assainissement urbain au Maroc, Marrakech (Maroc), 23-25 Octobre. pp. 36-55.
- Mohammad, M.J. and Mazahreh, N. (2003) Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Soil Sci. Plant Anal.* 34(9&10):1281-1294.
- Mohammad M.J. & Athamneh B.M. (2004) Changes in Soil Fertility and Plant Uptake of Nutrients and Heavy Metals in Response to Sewage Sludge Application to Calcareous Soils. *J. of Agronomy* 3(3):229-236.
- Morel, R. (1996) Les sols cultivés. Lavoisier Technique et Documentation, Paris, 389 p.
- Muchuweti, M., Birkett, J.W., Chinyanga, E., Zvauya, R., Scrimshaw, M.D. and Lester, J.N. (2005) Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe : Implications for human health. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112 :41-48.
- Munir J. Mohammad Rusan, M.J.M., Hinnawi, M. and Rousan, L. (2007) Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination* (215):143-152.
- Naeve, S. L. 2006. Iron deficiency chlorosis in Soybean: Seeding rate and companion crop effects. *Agron J.*, 98:1575-1581
- Nakayama, F.S. and Bucks, D.A. (1986) Truckle irrigation for crop production : Design, operation and management. Elsevier, New York, NY.
- Nasasiah, S., Shoiry, J. et Moresse, C. (1988) Effets des variations des températures saisonnières sur les modifications des phosphates dans des eaux usées. *Revue des sciences de l'eau*. 1(4) :305-320.

- National Research Council (NRC) (1996) Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop. National Academies Press (NAP), Washington, D.C. (USA), 193 p.
- National Research Council (NRC) (1998) Issues in Potable Reuse: The Viability of Augmenting Drinking Water Supplies with Reclaimed Water. National Academy Press, Washington D.C. (USA).
- National Research Council (NRC) (2004) Indicators for Waterborne Pathogens. National Academy Press, Washington, DC (USA).
- Ndiaye, M.L., Guène-Girardet, A. et Pfeifer, H.R. (2006) Impacts des eaux usées sur l'évolution microbiologique des sols : étude de cas à Pikine Dakar, Sénégal. *Agrosolutions*. 17(1) :33-38
- Neison, G., Stevensen, D.S., Fitzpatrick, J.J. and Brownlec, C.H. (1989) Nutrition and yield of young apple tree irrigated with municipal wastewater. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.*, 114(3):377-383.
- Nisbet, M. & Verneaux, J. (1970). Composants chimiques des eaux courantes : Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annls. Limnol.* 6(2). pp. 161-190.
- Office National de l'Assainissement (ONA) (2006) Situation actuelle des stations de traitement d'eaux usées en Algérie. MRE. Alger, Algérie. 7 p.
- Okunola, O.J., Uzairu, A. and Ndukwe, G. (2007) Levels of trace metals in soil and vegetation along major and minor roads in metropolitan city of Kaduna, Nigeria. *Afr. J. of Biotechnology*. 6(14):1703-1709.
- OMS. (1989) L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé. Série de rapports techniques n° 778. OMS. Genève.
- OMS. (1997) Aspects sanitaires et nutritionnels des oligo-éléments et des éléments en traces. Editions de l'OMS, 366 p.
- Otokunfor, T.V. and Obiukwu, C. (2005) Impact of refinery effluent on the physicochemical properties of a water body in the Niger Delta. *Applied Ecology and Environmental Research*, 3(1):61-723.
- Ouazzani, N. (1987) Lagunage expérimental sous climat aride. Variations des paramètres physico chimiques. Thèse de 3^{ème} cycle. Faculté des Sciences de Marrakech (Maroc). 181 p.
- Oubelkas, M. & Zellou, M.E. (1991) Etude du plan directeur d'aménagement intégré des eaux du bassin Loukkos, Tangérois et côtiers méditerranéens. Etude préliminaire des schémas de réutilisation des eaux usées des trois principales villes de la zone. 7^{ème} congrès mondial des ressources en eau, Rabat (Maroc), 13-18 Mai, B3 :53-55.
- Ounaies, F., Koundi, A., Oueslati, M.A. et Daghari, H. (1992) Réutilisation des eaux usées épurées dans le secteur agricole en Tunisie: Situation actuelle et perspectives. *Medit*, N° 1/92, pp. 55-58.
- Ovie, S.I., Adeniji, H.A. and Olowe, D.I. (1990) Micro-algal culture for fish food production. New Bussa, Nigeria. National Institute for Freshwater Fisheries Research, National Institute for Freshwater Fisheries Research Technical Report Series, 24. 36 p.
- Oweis, P.J.M., Keatinge, J.D.H. and Hughes, G. (1998) Crop evaporation: A technique for calculation of its components by field measurement. *Plant and soil*, 17:99-112.
- Pansu, M. and Gautheyrou, J. (2006) Handbook of Soil Analysis : Mineralogical, Organic and Inorganic Methods. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 996 p.

- Papadopoulos, I. (1995) Waste water management for agriculture protection in the Near East Region. Technical Bulletin, FAO, Regional Office for the Near East, Cairo, Egypt.
- Papadopoulos, I. (1995) Wastewater management for agricultural production and environmental protection in the Near East region. FAO Regional Office for the Near East, Cairo (Egypt).
- Papadopoulos, I. (1997) Non conventional water resources: present situation and perspective use for irrigation. *Options Méditerranéennes, Sér. A /n° 31*, pp. 337-356.
- Pascual, I., Antolín, M.C., García, C., Polo, A. and Sánchez-Díaz, M. (2004) Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. *Biol Fertil Soils*, 40: 291-299.
- Peasey A., Blumenthal U., Mara D. & Ruiz-Palacios G. (2000). A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture : A latin american perspective. *Well. n° 68 part II. 74 p.*
- Peirce, J.J., Vesilind, P.A. and Weiner, R.F. (1997) *Environmental Pollution and Control*, 4th ed. Elsevier Science & Technology Books, 379 p.
- Pereira LS. (2005) Water and agriculture : Facing water scarcity and environmental challenges. *CIGR Jour. Of Sc. Research and Development. Vol. VII. 26 p.*
- Perrono, P. (1999) Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. *Mémoire DUESS., DEP., Université Picardie, Amiens.*
- Pescod M.B. (1992) Wastewater treatment and use in agriculture. Publication FAO, irrigation & drainage N° 47. 117 p.
- Pescod, M.B. (1992) Wastewater treatment and use in agriculture. FAO irrigation and drainage paper n° 47, FAO, 156 p.
- Pettygrove, G.S. & Asano T. (1985) *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater: A Guidance Manual*. Lewis Publishers, Michigan, USA.
- Philippe, J. (2007) Valoriser l'eau verte en zone aride : Stratégies et pratiques de valorisation de l'eau par les cultures pluviales en zones arides au Maghreb et au Sahel. 10 p. www.museum.agropolis.fr/pages/savoirs.
- Picot, B., El Halouani, H., Caselles, C., Moersidik, S et Bontoux, J. (1991) Nutrient removal by high rate pond system in a mediterranean climate (France). *Wat. Sci. Tech.* 23: 1535-1541.
- Pommel, E. et Tetard, J.M. (1976) Incidence de la nature des effluents des types de filières de traitement des eaux usées et boues sur la valeur agronomique des boues, *TSM l'eau*, 7:327-330.
- Puil, C. (1998) La réutilisation des eaux usées urbaines après épuration. *Mémoire D.U.E.S.S. Eau et Environnement, univ. Picardie, Amiens, 62 p.*
- R.K. Rattan, R.K., Datta S.P., Chhonkar P.K, Suribabu K. and Singh A.K. (2005) Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agr. Ecosyst. & Environ.* 109(3-4) :310-322.
- Radcliffe, J.C. (2004) *Water Recycling in Australia*. Australian Academy of Technological Sciences and Engineering, Parkville, Victoria (Australia).
- RAMAMOORTHY, S. and SULOCHANA, N. (1989) Enhancement of biogas production using algae. *Current science*, 58(11):646-647.

- Ramdani, M. (1986) Ecologie des crustacés : copépodes, cladocères et ostracodes des dayas marocaines. Thèse de Doctorat Es Sciences, Aix-Marseille. 217 p.
- Rao, N.S. (2006) Nitrate pollution and its distribution in the groundwater of Srikakulam district, Andhra Pradesh, India. *Environ Geol.* 51:631-645
- Rasheed, M.N. and Awadallah, R.M. (1998) Trace elements in Faba bean (*Vicia faba* L.) plant and soil as determined by atomic absorption spectrophotometer and iron selective electrode. *J. Sci. Food Agri.* 77:18-24.
- Rashid-Sally L., Abayawardena A. & Zeeuw H. (2003) Agricultural use of untreated urban wastewater in low income countries. E-mail conference synthesis 24 June-5 July. 14 p.
- Ratel C., Nejjar, A. et Bentaleb, M. (1986) La réutilisation des eaux usées pour l'irrigation au Maroc : Cas de la ville de Marrakech. Séminaire sur les technologies appropriées pour l'eau et l'assainissement en zones arides, Rabat (Maroc), 24-28 Novembre. pp. 31-44.
- Reddy, K.R., Overcash, M.R., Khaleel, R. and Westerman, P.W. (1980) Phosphorus adsorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of animal wastes. *J. Environ. Qual.* 9(1):86-92.
- Rejeb, S. (1986) Conséquences de l'irrigation avec les eaux usées traitées et de l'application des boues résiduaires sur la composition minérale du piment, du sorgho fourragère et des agrumes. Séminaire maghrébin sur la réutilisation des eaux usées après traitement en agriculture (Tunisie), 23-24 Avril.
- Rhoades, J.D. (1992) The use of saline waters for crop production. FAO irrigation and drainage paper n° 48, FAO, Rome.
- Richards, L. A. (1954) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Handbook, n° 60. 160 p.
- Ripert C., Tiercelin JR., Navarot C., Klimo E., Gajarszki G., Cadillon M., Tremea L. & Vermes L. (1990) Utilisation agricole et forestière des eaux usées domestiques. Bulletin Technique du Cemagref. 79. 18 p.
- Rodier, J. (1996). Analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. Edition Dunod, Paris. 1384 p.
- Roy, P. (2005) L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Colloque International sur les Ressources en Eaux Souterraines du Sahara (CIRESS), Ouargla (Algérie). 57 p.
- Ryan J., G. Estefan, A. Rashid (2006). Soil and plant analysis laboratory manual. ICARDA, Aleppo (Syria). 2^{ième} Edition. 172 p.
- Sachon, S. (1995) Les boues des stations d'épuration urbaines : Utilisation en agriculture. *BTI*, 21:14-29.
- Saghir, J., Schiffer, M. and Woldu, M. (2000) Urban water and sanitation in the Middle East and North Africa: the way forward. The world Bank, MENA Infrastructure Development Group, 24 p.
- Said, A., Stevens, D.K. and Sehlke, G. (2003) The relationship of land-use to total nitrogen/phosphorus in streams. Utah State University, Logan, UT, 16 p.
- Saidam, Y. (2005) A regional overview of wastewater management and reuse in the Eastern Mediterranean Region. WHO-EM/CEH/139/E, WHO/CEHA, 67 p.

- Sammori, T., Zulkifli, Y., Baharuddin, K., Noguchi, S. and Tani, N. (2004) Suspended solids discharge from small forested basin in humid tropics. *Hydrological Process*. 18:721-738.
- Sanai M. & Shayegan J. (1980). Field Experiments on Application of Treated Municipal Waste Waters to Vegetated Lands. *Water Pollut. Control*. 79:126-135.
- Savoskul, O.S. and Drechsel, P. (2003) Heavy metal concentrations in urban and peri-urban gardens of Dzerzhinsk and Nizhny Novgorod. <http://www.cityfarmer.org/russianmetal.html> (Date de consultation 2/2007).
- Sbeih MY. (1996) Recycling of treated wastewater in Palestine : Urgency, obstacles and experience to date. *Desalination* 106:165-178.
- Schipper, L.A., Williamson, J.C., Kettles, H.A. and Speir, T.W. (1996) Impact of land-applied tertiary treated effluent on soil biochemical properties. *J. Environ. Quality*, 25(5):1073-1077.
- Scokart, P.O., Meeus-Verdinne, K. et De Borger, R. (1983) Mobility of heavy metals in polluted soils near Zinc Melters. *Water, Air and Soil pollution*. 20:436-451.
- Shaan, N.S. (2001) Egypt country paper on wastewater reuse. Joint FAO/WHO consultation for launching the regional network on wastewater reuse. Amman, Jordan.
- Sheikh, B., Cooper, R.C. and 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.
- Shuval, H.I., Avner, A., Fattal, B., El Yahu, R. et Yakupiel, P. (1986) Enteric pathogens in wastewater and their survival in soil crops and in the air in wastewater irrigation in developing countries: Health effect and technological solution. *World Bank studies in water supply and sanitation*. The World Bank Washington DC. USA. Chap. 2, pp. 27-57.
- Shuval H., Lampert, Y. and Fattal, B. (1997) Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology*, 35(11-12):15-20.
- Sial, R.A, Chaudhary, M.F., Abbas, S.T., Latif, M.I. and Khan, A.G. (2006) Quality of effluents from Hattar Industrial Estate. *J. Zhejiang Univ. Sci. B*. 7(12):974-980.
- Siebe, C. (1998) Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil-Use-Management*, CAB International, Oxford. pp. 119-122.
- Siobhan, J., Rodda, N. and Salukazana, L. (2006) Microbiological assessment of food crops irrigated with domestic greywater. *Water SA*. 32(5):700-704.
- Sou, M., Yacouba, H. et Mermoud, A. (2007) Valorisation du pouvoir fertilisant des eaux usées en agriculture maraîchère. *EIER*, Ouagadougou, Burkina Fasso, 13 p.
- Sparks, L.D. (2003) *Environmental soil chemistry*. Academic Press, 2nd Edition, 367 p.
- ITGC. (2003) Rapport des données climatiques de la Station Expérimentale de ITGC, Sétif (Algérie).
- ONM Ain Skhouna (2006). Rapport des données climatiques de la région de Batna.
- Steel GDS. & Torrie JH. (1980) *Principles and procedures of Statistics: a biometrical approach*. Editions Mc Graw Hill Book Company, NY. 633 p.
- Strauss, M., Ursula, J. and Blumenthal, U. (1990) Human waste use in agriculture and Aquaculture: utilisation and health perspectives. International Reference Center for waste disposal (IRCWD).

Report N° 09/90, Switzerland.

- Tamrabet, L., D., Goléa, H., Bouzerzour (2002). La réutilisation des eaux usées en agriculture: insuffisances et solutions des méthodes de traitement des effluents en Algérie. Watmed2002, Monastir, Tunisie. Pp. 295-302
- Tamrabet, L., Golea, D. and H. Bouzerzour (2002a) The analysis of the water resources in Algeria; *In*: Actes du deuxième conférence inter-régionale sur l'environnement et l'eau (Envirowater2002), Ouagadougou, Burkina Fasso.
- Tamrabet, L., Bouzerzour, H., Kribaa, M. et Golea, D. (2003a) Le devenir des eaux usées traitées: Réponse de deux graminées fourragères, l'orge et l'avoine, aux apports d'eau usée traitée. *In*: Actes du Colloque international Oasis, Eau et Population. Université Khider, Biskra, Algérie.
- Tamrabet, L., Bouzerzour, H., Kribaa, M et Golea, D. (2003b) Le devenir des boues résiduaire : Réponse de deux graminées fourragères, l'orge et l'avoine, aux apports de boue résiduaire. *In*: Actes du Colloque international HYDROTOP, Marseille, France.
- Tamrabet, L., Golea, D. and Bouzerzour, H. (2003c) The freshwater resources crisis and the wastewater valorization in Algeria; *In*: Actes du Regional symposium on water recycling in Mediterranean Region, National agricultural research foundation, Institute of Iraklio, Crete, Greece. 26-29 Sept. 7 p.
- Tamrabet, L., Bouzerzour, H., Kribaa, M et Golea, D. (2005) Caractérisation de la pollution des eaux des Oueds El Kleb et Boumerzoug (Nord Est Algérien). *In* : Actes du Congrès du Bassin Méditerranéen sur l'eau : Watmed2. Université Cadi Ayyadh, Marrakech, Maroc.
- Tamrabet, L., Kribaa, M., Hamidi, B., Alalata, S., Berkani, W. et Hamdoudi, A. (2007) Evaluation de l'aptitude des effluents d'Oued El Gourzi (Batna, Nord Est d'Algérie) à l'irrigation et leur impact sur le sol et la qualité des cultures maraîchères et fourragères. *In* : Actes du congrès international 'Eau et Déchets'. Université Mohamed I, Oujda, Maroc.
- Tamrabet, L. (2007) Traitement et réutilisation des eaux usées dans les pays du MENA: Cas de l'Algérie. Rapport réalisé pour le compte de la FAO (Office Régional du FAO au Proche Orient, Caire, Egypte).
- Tasdilas CD. (1997) Impact of waste water reuse on some soil properties. *In*: Inter. Conference on water management, salinity, and pollution control towards sustainable irrigation in the Mediterranean region: Options méditerranéennes série B- CIHEAM. 213-226.
- Tester CF., Sikora LJ., Taylor JM. & Parr JF. (1982) N Utilization by tall fescue from sewage sludge, compost amended soils. *Agro. J.* 74:1013-1018.
- Thomas, O. (1995) Métrologie des eaux résiduaire. Ed. Cebedoc. Tec. et Doc. Lavoisier, 192 p.
- Tijani, M.N. (2008) Contamination of shallow groundwater system and soil-plant transfer of trace metals under amended irrigated fields. AGWAT-2678, 8 p.
- Tiwari, T.N. and Manzoor, A. (1998) Pollution of Subarnarekha river near Jamshedpur and the suitability of its water for irrigation. *Indian J. Of Environment Protection*, 8(7):494-497.
- Trad-Rais, M. (1989). Surveillance bactériologique et parasitologique des eaux usées brutes et traitées de la ville de Tunis. *Archs. Inst. Pasteur, Tunis.* 65(3-4):293-305.
- Turin, A. (1991) La pollution des eaux souterraines en Lorraine : cas des nitrates. Thèse Univ. Nancy II, France. 226 p.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (2004) Guidelines for water use. U.S. Environmental

Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio (USA).

Udeigwe, T.K. (2005) Relating suspended solids and phosphorus in surface water runoff from agricultural soils to soil salinity measurements. Master of Science, Department of Agronomy and Environmental Management, Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, 90 p.

Ul-Haque, I., Saleem M. & Naheed S. (1986). Uptake of Some Metal Contaminants by *Coriandrum sativum* Irrigated with Raw Sewage Effluents. *Biologia* 32:1-9.

USEPA (2008) Drinking Water Contaminants: National Secondary Drinking Water Regulations. <http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html>

Valiron F. (1983) La réutilisation des eaux usées. Editions du BRGM et Lavoisier, Paris. 207 p.

Van der Hoek, W., Ul Hassan, M., Ensink, J.H.J., Feenstra S., Rashid-Sally L., Munir S., Aslam, R. Ali N., Hussain, R. & Matsuno, Y. (2002) Urban wastewater: a valuable resource for agriculture. IWMI. Research report n° 63. 22 p.

Vazquez Montiel, O., Horan, N.J. and Mara, D.D. (1996) Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. *Water Sci. Technol.*, 33(10-11):355-365.

Vhevha, I., Ndamba, J. et Mtetwa, S. (2000). Changes in river water quality with increasing distance from site of wastewater use. 1st warfesa/waternet symposium: sustainable use of water resources, Maputo, 1-2 November 2000. p.1-9.

Vilain, M. (1989) La production végétale. Vol. 2: La maîtrise technique de la production. Ed. Lavoisier, Paris (France).

Voutsas, D., Grimanis, A. and Samara, C. (1996) Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. *Environ. Pollut.* 94:325-335.

Westcot, D.W. (1997) Quality control of wastewater for irrigated crop production. Water reports N° 10, FAO, Rome Italy.

Westcot, D.W. (1997) Quality control of wastewater for irrigated crop production. FAO Water reports n° 10, FAO. 86 p.

WHO. (1987) Factors affecting treatment in ponds in wastewater stabilization pond: principles of planning and practice. WHO Technical Publication, n° 10, Chap. I, pp. 21.

WHO. (2003) Iron in drinking water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/08, 9 p.

Wilcox L.V (1948) The quality of water for agricultural use. US Dept Agriculture Tech. Bull. 962, Washington DC. P. 1-40.

World Bank (1996) From scarcity to security: averting a water crisis in the Middle East and North Africa. The World Bank, Washington, DC.

Xanthoulis, D., Kayamanidou M., Choukr-Allah R., El-Hamouri B., Benthayer B., Nejib Rejeb M., Papadopoulous I. & Quelhas Dos Santos J. (1998) Utilisation des eaux usées en irrigation, approche globale du traitement des effluents, comparaison des différents systèmes d'irrigation sur diverses cultures et leurs aspects Institutionnel et Organisationnel. Synthèse des projets de recherche

multilatérale portant sur les eaux usées, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. 10 p.

Xanthoulis, D., Kayamanidou, M. Choukr-Allah, R., El-Hamouri, B., Benthayer, B., Nejib Rejeb, M., Papadopoulous, I. et Quelhas Dos Santos, J. (1998) Utilisation des eaux usées en irrigation, approche globale du traitement des effluents, comparaison des différents systèmes d'irrigation sur diverses cultures et leurs aspects Institutionnel et Organisationnel. Synthèse des projets de recherche multilatérale portant sur les eaux usées, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, 10 p.

Yang, Y., Zhang, F.S., Li, H.F. and Jiang, R.F. (2008) Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils. *J. Environ. Management* 90 :1117-1122.

Zhang, L. & Liu Z. (1989) A Methodological Research on Environmental Impact Assessment of Sewage Irrigation Region. *China Environ. Sci.* 9:298-303.

Zouita N. (2002). Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérien). Mémoire de Magister en Hydraulique. Université de Batna. 97 p.

Zulita, A. and Abboud, G. (2001) The use of non conventional water resources (treated wastewater and industrial water) in agriculture. Syria paper for the Joint FAO/WHO consultation for launching the regional network on wastewater reuse. Amman (Jordan).

Annexes

Tableau A1 . Matrice des corrélations totales entre les différents éléments mesurés de l'eau

	Pos	Tps	Blc	T	pH	CE	Sln	O ₂	%O ₂	MES	Trb	NO ₃	NH ₄	PO ₄	Cl	Alc.	Dur.
Pos	1.000																
Tps	0.000	1.000															
Blc	0.000	0.000	1.000														
T	0.329	0.615	0.060	1.000													
pH	0.106	0.066	- 0.169	- 0.042	1.000												
CE	0.289	- 0.123	0.003	0.303	- 0.010	1.000											
Sln	0.358	- 0.202	- 0.037	- 0.037	0.055	0.586	1.000										
O ₂	- 0.511	0.196	0.006	0.006	- 0.387	- 0.338	- 0.331	1.000									
%O ₂	- 0.485	0.211	0.001	0.001	- 0.411	- 0.272	- 0.302	0.961	1.000								
MES	0.142	- 0.110	0.018	0.018	0.268	0.406	0.208	- 0.496	- 0.508	1.000							
Trb	0.259	0.110	0.012	0.012	0.328	0.082	- 0.021	- 0.642	- 0.645	0.507	1.000						
NO ₃	- 0.253	- 0.088	- 0.003	- 0.003	- 0.098	0.114	0.025	0.176	0.185	- 0.029	- 0.356	1.000					
NH ₄	0.618	- 0.006	0.010	0.010	0.222	0.186	0.251	- 0.717	- 0.754	0.262	0.461	- 0.174	1.000				
PO ₄	- 0.168	- 0.039	- 0.005	- 0.005	0.121	0.323	0.379	- 0.217	- 0.227	0.211	0.023	0.580	0.137	1.000			
Cl	0.223	- 0.296	0.001	0.001	0.212	0.498	0.501	- 0.539	- 0.517	0.486	0.100	0.071	0.250	0.173	1.000		
Alc.	0.343	- 0.112	0.045	0.045	0.179	0.411	0.386	- 0.585	- 0.603	0.462	0.492	0.007	0.538	0.272	0.409	1.000	
Dur.	- 0.082	- 0.224	- 0.110	- 0.110	0.084	0.077	0.098	- 0.103	- 0.131	0.089	0.203	- 0.050	- 0.043	0.020	0.147	- 0.007	1.000

Pos : Position ; Tps : Temps ; Blc : Bloc ; T : température ; CE : conductivité électrique (mS/cm) ; Sln : salinité (g/l) ; O₂ : oxygène dissous (mg/l) ; %O₂ : pourcentage d'oxygène de saturation (%) ; MES : matières en suspension (mg/l) ; Trb : turbidité (FTU) ; NO₃ : nitrates (mg/l) ; NH₄ : ammonium (mg/l) ; PO₄ : ortho^hosphates (mg/l) ; Cl : chlorures (mg/l) ; Alc : alcalinité (mg/l) ; Dur : dureté (mg/l).

Tableau A2. Classification des eaux d'irrigation en fonction de leur salinité (d'après Richards, 1969)

CE de l'eau ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Classe de qualité de l'eau	Risque encourus par les plantes
0-250	I : excellente	Très faible
250-750	II : faible salinité	Moyen
750-2250	III : forte salinité	Elevé
2250-5000	IV : très forte salinité	Très élevé

Tableau A3. Classification des eaux usées d'irrigation en fonction de leur RSC (Richards, 1969)

La qualité de l'eau d'irrigation est liée à la valeur de RSC :	
▪ RSC > 2.5	L'eau d'irrigation n'est pas utilisable,
▪ 1.25 < RSC < 2.5	L'eau d'irrigation est marginale,
▪ RSC < 1.25	L'eau d'irrigation est probablement utilisable.

Tableau A4. Matrice des corrélations totales entre les différents paramètres mesurés du sol

	Position	Horizon	Bloc	pH	CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	C (%)	MO (%)	N (%)	P (%)	K (%)
Position	1.000									
Horizon	0.000	1.000								
Bloc	0.000	0.000	1.000							
pH	0.108	-0.071	-0.447	1.000						
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	-0.071	0.207	-0.193	0.609	1.000					
C (%)	0.734	-0.305	-0.001	0.115	0.027	1.000				
MO (%)	0.731	-0.335	-0.034	0.147	0.013	0.993	1.000			
N (%)	0.509	0.055	0.061	0.090	0.145	0.617	0.580	1.000		
P (%)	0.804	-0.149	0.040	-0.070	-0.218	0.699	0.691	0.443	1.000	
K (%)	0.770	-0.203	-0.045	0.288	0.136	0.723	0.723	0.562	0.685	1.000

CE: conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$); C: carbone (%); MO: matière organique (%); N: azote (%); P: phosphore (%); K: potassium (%).

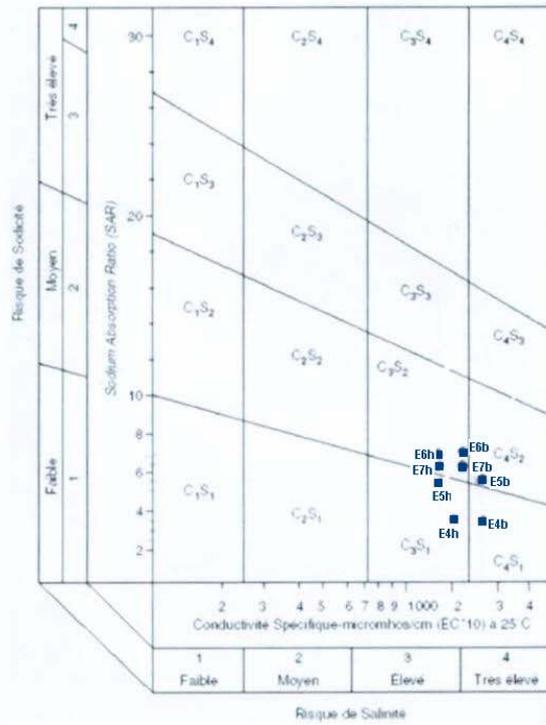


Figure 1A. Diagramme de Richards (1954)

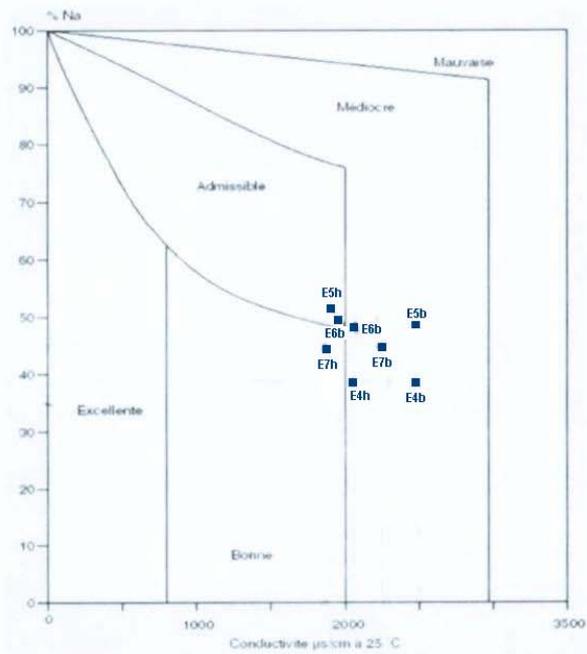


Figure 2A. Diagramme de Wilcox (1948)