

**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE**

**UNIVERSITE HADJ LAKHDAR BATNA
FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT D'AGRONOMIE**

MEMOIRE

**Pour l'obtention du diplôme de magister
Option : Gestion des ressources naturelles et environnement**

Présenté par : Khelif Safia

Thème :

**Etude de l'effet des effluents urbains sur le sol
cultivé en zone semi-aride**

Devant le jury d'examen :

Saadoune T Professeur. Université de Batna
Kribaa M Professeur. Université de Sétif
Bensaid R Professeur. Université de Skikda
Bouzerzour H Professeur. Université de Sétif

Président
Rapporteur
Examineur
Examineur

2009-2010

Remerciements

Avant tout je remercie Dieu puissant qui m'a donné la force, la foi en moi et de m'avoir permis d'arriver à ce stade là.

Je remercie vivement mon encadreur, Monsieur **KRIBAA Mohamed**, professeur à l'université de Sétif pour avoir accepté de m'encadrer et de diriger ce présent travail ainsi que pour ses conseils, ses encouragements, sa patience et pour tout le temps qu'il m'a consacré pour réaliser ce travail. Mes remerciements vont également à :

Monsieur **SAADOUNE Taher**, professeur à l'université de Batna, pour le grand honneur qu'il m'a montré en acceptant de présider le jury. Je tiens à lui exprimer mes sincères remerciements.

Monsieur **BENSAID Rabeh**, professeur à l'université de Skikda pour son acceptation d'examiner mon travail, également je le remercie vivement et je lui exprime ma très sincère reconnaissance pour son aide.

Monsieur **BOUZERZOUR Hamenna**, professeur au département d'agronomie à la faculté des sciences, université de Sétif, pour qu'il a accepté de juger mon travail, il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

Je voudrais également remercier Mme **Baha Mounia**, Enseignante à l'Ecole Normale d'El Kouba, pour l'identification des espèces de vers de terre, Mr **Bensaid S**, chef de la station d'épuration des eaux usées (STEP) de Batna, Mr **Tour K**, chef de laboratoire de la STEP. Sans oublier Mr **Koura N**, technicien au laboratoire de chimie, Mr **Kadri H**, responsable de la bibliothèque et Mr **Aboubou A**, technicien au laboratoire de forêt.

Je remercie sincèrement le propriétaire de la parcelle d'étude Mr **Bouakaz R**, pour sa bienveillance et pour son aide pendant toute la période de la réalisation de mon travail.

Mes remerciements s'adressent aussi à tous ceux ou celles ayant participé de près ou de loin à la réalisation de ce modeste travail.

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE

CHAPITRE I. Relation entre l'irrigation, les organismes du sol, la structure et le fonctionnement hydrique du sol

1.1. La structure du sol	3
1.2. Les propriétés hydro physiques des sols.....	4
1.3. La composante biologique du sol	8
1.4. Le double rôle de la faune du sol dans le système interactif sol	10
1.5. Le fonctionnement hydrique du sol.....	17
1.6. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur les composantes du milieu cultivé	19
1.6.1. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante biologique.....	19
1.6.2. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante chimique.....	20
1.6.3. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante physique	21
1.6.3.1 Structure et propriétés hydriques d'un sol irrigué	21
1.6.3.2 Agents structurants en irrigation à l'eau usée.....	23

CHAPITRE II. Matériel et Méthodes

2.1. Le milieu d'étude.....	27
2.2. Echantillonnage	29
2.3. Méthodologie.....	31

CHAPITRE III. Résultats et Discussions

3.1. Les eaux usées d'irrigation.....	34
3.1.1. Qualité de l'eau usée de l'Oued El Gourz.....	34
3.1.2. Evaluation des ETM dans l'eau usée	49
3.2. Le sol irrigué à l'eau usée	53
3.2.1. Effets des eaux usées sur la composition biochimique du sol.....	53
3.2.2 Communautés lombriciennes	57
3.2.3 Effets des eaux usées sur les paramètres hydro physiques du sol.....	59
3.2.3.1. Porosité totale estimée à partir des mesures de densité	59
3.2.3.2 Rétention en eau du sol irrigué à l'eau usée	61

3.2.3.3. Conductivité hydraulique au voisinage de la saturation64

CONCLUSION GENERALE66

Références bibliographiques

Annexes

Liste des Figures

Figure 1. Site d'étude et position des stations de prélèvement	30
Figure 2. Variation spatio-temporelle de la température des effluents de l'oued El Gourzi	35
Figure 3. Variation spatio-temporelle du pH des effluents de l'oued El Gourzi	36
Figure 4. Variation spatio-temporelle de la conductivité des effluents de l'oued El Gourzi	39
Figure 5. Variation spatio-temporelle de la salinité des effluents de l'oued El Gourzi	39
Figure 6. Variation spatio-temporelle des chlorures des effluents de l'oued El Gourzi	40
Figure 7. Variation spatio-temporelle des bicarbonates des effluents de l'oued El Gourzi	41
Figure 8. Variation spatio-temporelle des MES des effluents de l'oued El Gourzi	42
Figure 9. Variation spatio-temporelle de la turbidité des effluents de l'oued El Gourzi	43
Figure 10. Variation spatiale de la DBO, DCO et MO des effluents de l'oued El Gourzi	44
Figure 11. Variation spatio-temporelle des nitrates (NO_3^-) des effluents de l'oued El Gourzi	46
Figure 12. Variation spatio-temporelle de l'ammonium (NH_4^+) des effluents de l'oued El Gourzi	47
Figure 13. Variation spatio-temporelle des orthophosphates (PO_4^{2-}) des effluents de l'oued El Gourzi	48
Figure 14. Variation spatiale des ETM (Fe, Mn, Cu et Zn) dans les effluents de l'oued El Gourzi	52
Figure 15. Densité des unités écologiques fonctionnelles des communautés lombriciennes dans le sol dénombrement d'automne et de printemps	58
Figure 16. Porosité totale estimée à partir des mesures de densité apparente et d'une densité de solide (mesures d'automne et de printemps)	60

Figure 17. Courbes de rétention en eau en fonction du potentiel matriciel pour les trois positions de la parcelle irriguée	62
Figure 18. Courbes de rétention en eau en fonction du potentiel matriciel pour les trois horizons de la parcelle irriguée	63
Figure 19. Conductivité hydraulique en fonction du potentiel matriciel pour les trois positions de la parcelle irriguée (amont ; mi ; aval).....	65

Liste des tableaux

Tableau 1 : Exemple de répartition de la faune dans un sol brun non cultivé (Bachelier, 1978)	9
Tableau 2. Données thermométriques en (°C) de la région de Fidis durant la période (1995 – 2006).....	28
Tableau 3 : Précipitations moyennes mensuelles en mm de la région de Fidis durant la période (1995 – 2006).....	28
Tableau 4. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées de l'eau.....	37
Tableau 5. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées dans le sol	54

INTRODUCTION GENERALE

L'épandage des eaux usées brutes en agriculture permet d'irriguer des cultures, d'épurer l'eau et de recycler des éléments nutritifs, le tout de manière économique. A la fin du 19^{ème}, cette méthode avait souvent été mise en place autour des grandes villes pour éliminer les quantités croissantes d'eaux usées liées à l'urbanisation de la population (Streck et Richter, 1997a ; Filip *et al.*, 1999 ; Vedry *et al.*, 2001). Il s'agissait alors d'un moyen de traitement des eaux usées à peu de frais. Avec la construction des Steps, ce procédé est/a été progressivement abandonné. Toutefois, il est encore utilisé dans les zones arides (dans lesquelles l'usage de l'eau doit être optimisé) et dans les régions où les moyens d'épuration sont insuffisantes comparé aux volumes à traiter (Jiries *et al.*, 2002 ; Yadav *et al.*, 2002).

Les conséquences de cette pratique sur le sol sont souvent observés, une salinisation des sols et un colmatage de la porosité dû à l'accumulation des particules organiques et à la dispersion des argiles sous l'effet de la salinisation (Vinten *et al.*, 1983 ; Shahalam *et al.*, 1998 ; Agassi *et al.*, 2003). Il en résulte une diminution de la conductivité hydraulique de l'horizon de surface, ce qui augmente le ruissellement et diminue l'infiltration.

Par ailleurs, même si certains auteurs rapportent que l'irrigation par des eaux usées n'a pas entraîné d'accumulation significative de métaux lourds dans l'horizon de surface (Cebula, 1980 ; Ramirez-Fuentes *et al.*, 2002). Il est fait constat de nombreux cas de contamination par les métaux (Jiries *et al.*, 2002), certains auteurs rapportent en outre une migration vers la profondeur (Flores *et al.*, 1997). Ce type de pollution amené par des eaux usées est particulier car il amène de la matière organique, des sels et des flux d'eaux en plus ou moins grande quantité, et de façon pas forcément homogène si on compare à une pollution diffuse par dépôt atmosphérique par exemple.

Ces modifications structurales ont eu pour conséquences l'altération des fonctions épuratrices du sol et ont limité son rôle dans la protection de la qualité des eaux de surface et souterraines. Cette diminution du rôle épurateur a été d'autant plus marquée que les apports de déchets urbains, agricoles et industriels ont augmenté (Germon, 1998). *In fine*, l'ensemble de ces perturbations a eu des conséquences sur les systèmes aquatiques, qui se sont traduites par des pollutions toxiques, trophiques ou encore salines. Ces problèmes sont malheureusement trop bien connus aujourd'hui.

Pour comprendre et gérer cette dégradation de l'environnement, il convient donc de mieux connaître et comprendre le fonctionnement du sol, c'est-à-dire de cerner la place et le rôle de chacun de ses composants (physiques, chimiques et biologiques) ainsi que les interactions entre ces composants. Cette démarche doit permettre de s'orienter vers une agriculture durable qui soit en adéquation avec les potentialités du sol et les demandes sociales.

Le sol est un système qui évolue dans le temps et dans l'espace, comprendre son fonctionnement nécessite d'intégrer les variabilités spatio-temporelles du système, qu'elles soient liées ou non aux activités humaines.

L'irrigation par eaux usées brutes est une pratique qui encore court dans de nombreux pays, soit du fait de l'aridité du climat, soit du fait du manque de station de traitement. Dans ce contexte, l'étude d'un site pollué de longue date par l'épandage d'eaux usées offre un recul intéressant aux pays qui utilisent encore ce procédé, et qui doivent gérer au mieux le risque de pollution de leurs cultures (Carr, 2004).

Dans cette optique, nos objectifs sont de caractériser les variabilités spatiales et temporelles des composantes chimiques, physiques et biologiques des sols. Dans le cadre de ce travail, nous nous sommes intéressés à la composante biologique, en essayant de qualifier, voire de quantifier :

- l'influence de l'irrigation à l'eau usée sur le fonctionnement biologique des sols en liaison avec la topo séquence ;
- la relation qui existe entre la composante biologique et une composante physique, à savoir la structure du sol ;
- l'influence de cette relation sur le fonctionnement hydrique du sol.

CHAPITRE I. Relation entre l'irrigation, les organismes du sol, la structure et le fonctionnement hydrique du sol.

1.1. La structure du sol

La structure du sol est déterminée par l'organisation des particules élémentaires (sable, limons, argiles) et organiques, qui donnent lieu à la matrice poreuse du sol, au sein de laquelle ont lieu les écoulements d'eau (Carrillo-avila, 1995). La structure résulte de processus biologiques, chimiques et physiques. Elle est donc une propriété variable temporellement et spatialement, et peut changer avec la teneur en eau ou d'autres paramètres (Oades, 1993).

D'un point de vue hydrodynamique, le sol est considéré comme un milieu composé de trois phases : solide, liquide et gazeuse. La proportion de ces différentes phases varie selon les épisodes climatiques (Chenu et Bruand, 1998). La phase solide est constituée de particules minérales et organiques et dont l'arrangement comprend des pores. Ces pores sont remplis par une phase gazeuse et par une phase liquide dont l'importance est primordiale pour l'ensemble des phénomènes physiques, chimiques et biologiques dans le sol.

Selon Duchauffour (2001), la porosité est la meilleure expression de l'état actuel de la structure ; elle donne les indications essentielles concernant les propriétés physiques assurant à la plante son alimentation en eau et à la respiration de ses racines.

Comme le rapporte Soltner (2000), la porosité représente le volume des vides d'un sol exprimé en % du volume total d'un sol. La porosité est aussi la fraction de l'unité du sol en place non occupée par les particules solides (Wilain, 1993).

L'espace poral dans lequel l'eau va circuler dépend de l'histoire du sol, des poléoclimats qui se sont succédés et qui ont provoqué de façon cyclique les phénomènes de gonflement retrait, de la teneur en constituant organique et les diverses actions mécaniques naturelles d'origine biologique et artificielles d'origine anthropique. Ces évènements sont susceptibles de modifier périodiquement l'organisation des particules et agrégats.

Comme il a été précisé par plusieurs auteurs (Henin, 1976, Hillel, 1984, Hachicha, 1993, Chartere et Courty, 1998), l'importance de la porosité se situe au niveau de la rétention en eau et sa circulation dans le sol. Selon (Hallaire *et al*, 1998), ce n'est pas la porosité totale qui détermine les deux propriétés fonctionnelles, mais la forme, la dimension et la répartition et enfin la communication des pores entre eux.

1.2. Les propriétés hydro physiques des sols

La structure des sols cultivés évolue en permanence sous l'effet du climat, de la faune du sol, des racines et des actions de l'agriculteur (Claude *et al.* , 2005).

La structure du sol est donc une caractéristique dynamique dont l'évolution est régie par des actions qui entraînent soit une dégradation (diminution de la porosité structurale) soit une régénération (accroissement de la porosité structurale) de la structure. Les processus menant à un accroissement de la porosité sont la fragmentation par les outils de travail du sol et l'action des agents naturels : fissuration par le climat (alternances gel/dégel, humectation, dissiccation), ou action de la faune du sol (vers de terre). Les actions conduisant à la dégradation de la structure sont le tassement par les roues des engins agricoles ou la prise en masse sous l'effet du climat.

Le rôle de l'eau est fondamental sur les propriétés physiques des sols (Tessier, 1984), elle intervient sur la déformation du sol, et sur les forces de la cohésion qui détermine leur structure. Elle agit donc sur la géométrie du système poreux et par lui-même sur l'état hydrique du sol. En outre les variations de teneur en eau s'accompagnent de variation de volume par gonflement lorsque l'humidité est élevée et par retrait lorsque le sol s'assèche. Le volume d'eau qui disparaît crée un retrait qui peut aller jusqu'à engendrer un abaissement du niveau du sol comme cela est observé dans les sols argileux (Cabidoche *et al*, 1992) ou un retrait latéral dans sa partie superficielle, qui correspond aux fentes de retrait observées à la surface des sols en période sèche, et qui peut se propager aux couches de plus en plus profondes au fur et à mesure que l'assèchement s'intensifie. Une partie des fissures peut communiquer avec la surface et permettre ainsi l'écoulement de l'eau en profondeur. Au cours de l'humectation, le réseau de fissures se referme progressivement de sorte que les propriétés hydriques du sol changent au cours du temps. D'où une des difficultés dans la prévision des propriétés hydrauliques des sols, surtout lorsqu'il sont argileux, et donc de prévoir la dynamique du système fissural (Tessier, 1994).

Ainsi, les travaux de Sala et Tessier (1993) indiquent que la pression mécanique généralement < 10 bars, s'exerce sur un sol non saturé, tend à provoquer la disparition des pores les plus grands, et à ne laisser subsister que les pores résultant de l'arrangement des constituants élémentaires.

Selon (Boiffin, 1984 in Kribaa, 2003) l'état structural de l'horizon travaillé a des effets directs et indirects sur l'interception et les transferts de l'eau et des éléments minéraux.

La conductivité hydraulique dépend de l'espace poral en quantité et en qualité. Un état structural défavorable limite la restitution de l'eau et des éléments nutritifs à la plante et favorise la pollution du sol et de l'eau. Il est souvent à l'origine d'un déclenchement rapide du ruissellement lorsque la vitesse d'infiltration devient inférieure à l'intensité des pluies.

Rétention de l'eau dans le sol

Les besoins de déterminer la quantité d'eau dans le sol ainsi que d'évaluer les états énergétiques de cette eau est indispensable pour la compréhension chimique et hydrologique des sols et de l'effet sur la croissance des plantes.

On distingue trois états de l'eau dans le sol, selon la force avec laquelle il la retient et selon sa disponibilité pour les plantes : l'eau de gravité, l'eau utilisable et l'eau inutilisable.

Le plus mobile, *l'eau de gravité*, n'existe dans les sols que dans les heures ou les jours qui suivent une précipitation, ou en cas de nappe phréatique permanente.

Quand les forces dues à la gravitation s'équilibrent avec la force de rétention du sol, le point de ressuyage est atteint : l'eau restante est conservée dans le sol est constitue la capacité au champ (Gobat *et al*, 2003).

Mieux retenue que l'eau de gravité, *l'eau utilisable* remplit les pores de diamètre compris entre 0.2 et 50µm ou forme des films de 5 à 10nm à la surface des particules. Les racines l'absorbent jusqu'au point de flétrissement temporaire, réversible, puis jusqu'au *point de flétrissement permanent*, qui est atteint lorsque la force de rétention de l'eau par le sol égale à la force de succion maximale, exercée par la plante. De nombreux représentant de la microfaune du sol, comme les protozoaires et de petits nématodes, habitent à l'intérieur de ces films d'eau, en véritables animaux aquatiques.

En dessous du point de flétrissement permanent se trouve *l'eau inutilisable* par la plante, seule une évaporation intense permet de l'éliminer. Mais à des températures élevées, il reste toujours d'eau dans le sol, autour de certains minéraux dont elle assure l'hydratation. (Gobat *et al*, 2003). La teneur en eau du sol pour un état donné, donc à un pF donné n'est pas identique pour tous les sols, elle dépend énormément de sa constitution : structure texture, matière organique et sesquioxydes. Pour les valeurs faibles du pF, c'est-à-dire inférieures à 2.5, la quantité d'eau retenue dépend beaucoup de la distribution des pores et par conséquent elle est fortement influencée par la structure du sol. Pour les valeurs plus élevées du pF, la rétention de l'eau est due de plus en plus à l'absorption par les particules et elle se trouve ainsi influencée par la texture et par la surface spécifique du matériau du sol.

Ecoulement de l'eau

Dans la couverture pédologique, l'eau s'écoule en empruntant un réseau de pores de géométrie complexe définie par des diamètres et tortuosité très variable (Claude *et al*, 2005). L'aptitude de sol à se laisser traverser par l'eau s'exprime à l'aide de la conductivité hydraulique **k**. elle est fortement dépendante du taux de saturation en eau de sa porosité. L'intensité de l'écoulement est fonction de la résistance à l'écoulement exercée par le réseau de pores. Dans le cas d'un écoulement monodimensionnel vertical, le flux d'eau **q** en ms⁻¹ s'écrit :

$$q = -K_s \frac{\partial H}{\partial Z} = -K_s \left(\frac{\partial H}{\partial Z} \right)$$

Avec **K_s** : conductivité hydraulique du sol lorsqu'il est saturé (quand l'ensemble des pores participent à l'écoulement) en ms⁻¹. Cette relation correspond à l'expression de la loi de **Darcy**.

La conductivité hydraulique à saturation **K_s** d'un horizon est principalement déterminée par la taille maximale des pores de l'horizon : un horizon sableux aura une conductivité hydraulique à saturation supérieure à celle d'un horizon argileux. En revanche, si ce dernier possède des pores structuraux (fissures, galeries de vers de terre), sa conductivité hydraulique à saturation pourra être élevée et supérieure à celle d'un horizon sableux sans pores structuraux. On comprend pourquoi le travail du sol et une bonne activité biologique du sol peuvent avoir une grande influence sur le fonctionnement hydrodynamique du sol en générant des macropores.

Lorsque le sol n'est pas saturé, **K** est une fonction de la charge de pression capillaire **h** de l'eau dans le sol, car celle-ci détermine la taille des pores qui sont remplis d'eau et qui, par conséquent contribuent à l'écoulement. Ainsi la loi de **Darcy** peut être généralisée au cas des sols non saturé :

$$q = -k(h) \frac{\partial H}{\partial Z} \text{ Ou encore :}$$

$$q = -k(h) \frac{\partial H}{\partial Z} - k(h) \text{ Puisque } H=h+Z$$

Le sol n'étant pas saturé, les variations de flux doivent respecter l'équation de continuité de la matière, qui indique que le bilan des flux entrants et sortants est égal à la variation de la

teneur en eau dans le volume élémentaire considéré :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial Z}$$

Si l'on combine cette équation avec la loi de **Darcy** généralisée, on obtient une équation générale de l'écoulement en milieu non saturé, ou équation **de Richard**, qui s'écrit dans le cas d'un écoulement monodimensionnel vertical :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \left[\frac{k(h) \partial H}{\partial Z} \right]}{\partial Z}$$

Cette équation est à la base de la modélisation du transport non saturé de l'eau dans les sols.

Quand un horizon sableux se désature, **k** décroît brusquement. La porosité d'un horizon sableux est principalement constituée des espaces situés entre les grains de sable, de taille relativement grande, est rapidement vidée de son eau lorsque le potentiel matriciel diminue. La conductivité hydraulique est alors très faible et limitée aux films d'eau résiduelles présents autour des grains (Claude *et al*, 2005).

La désaturation d'un horizon argileux, lors de l'abaissement du potentiel matriciel est beaucoup plus progressive en raison d'une distribution de taille des pores plus étalés que celle de l'horizon sableux, ceci conduit à une diminution de **K** plus progressive. Ainsi en condition non saturée, un sol argileux peut avoir une conductivité hydraulique supérieure à celle d'un sol sableux.

Relation entre la conductivité hydraulique et la structure du sol

Selon (Claude *et al*, 2005) la conductivité hydraulique dépend de la structure du sol par la géométrie de l'espace poral dont l'influence peut être analysée à l'aide de trois paramètres ; le rayon des pores, leur tortuosité et leur connectivité:

- *Le rayon de pores* - la conductivité hydraulique sera plus élevée si le sol est très poreux, fracturé agrégé que s'il est compact et dense.
- *La tortuosité* - d'une manière générale, la tortuosité est définie par le rapport entre la longueur réelle des chemins suivis par le transport et la longueur apparente de ces chemins. La conductivité hydraulique est une fonction décroissante de la tortuosité.
- *La connectivité* - on peut percevoir son intérêt puisqu'il exprime l'importance des connexions entre les pores qui est un déterminant de la continuité de la phase liquide, donc de l'écoulement de l'eau. plus les pores sont connectés plus la conductivité hydraulique sera importante.

1.3. La composante biologique du sol

En dehors des racines du sol, la composante biologique comprend un ensemble d'organismes vivants qui définit l'édaphon et qui regroupe les algues, les champignons, les bactéries ainsi que la faune du sol. Cette dernière peut-être classée selon le critère de taille : la microfaune qui désigne l'ensemble des organismes animaux de taille inférieure à 0.2 mm, la mésofaune de taille comprise entre 0.2 et 4 mm, la macrofaune de taille comprise entre 4 et 80 mm et enfin la mégafaune qui regroupe les organismes mesurant de 80 mm à environ 1.60m (Bachelier, 1978 ; Bonneau et Souchier, 1979). D'autres types de classifications existent. Ainsi, les invertébrés peuvent aussi être classés en fonction de la ressource trophique qu'ils utilisent, ce qui permet de différencier entre autre les saprophages (nombreux groupes d'invertébrés) qui consomment les matières organiques mortes non spécifiées, les humivores (termites, vers de terre) qui consomment de l'humus, les géophages (vers de terre) qui consomment de la terre, ou encore les fourrageurs (termites, fourmis) qui consomment de la litière. Les invertébrés du sol peuvent aussi être classés selon leurs microhabitats ou encore selon leurs adaptations morphologiques à la vie endogée directement liées à leur stratification verticale dans le sol. Il existe donc une multitude de classifications dont le but commun reste de mieux comprendre la complexité de la composante biologique.

Densité et biomasse

L'importance quantitative de ces organismes est considérable ; en effet, les microorganismes (protozoaires, nématodes) atteignent les 1011 individus/m². Parmi la mésofaune, les microarthropodes présentent des densités pouvant atteindre 200.000 individus au mètre carré (Bachelier, 1978) ; si ces derniers sont très majoritairement composés par les collemboles et les acariens, il n'en demeure pas moins que localement les micromyriapodes, les larves de diptères, les coléoptères et d'autres organismes (diptère, protoure) peuvent aussi être nombreux (Lavelle et Spain, 2001).

Tableau 1 : Exemple de répartition de la faune dans un sol brun non cultivé (Bachelier, 1978)

Types	Types d'organismes	Nombre par m ²
Microfaune	Protozoaires	10 ⁸ à 50 ⁸
	Nématodes	10 ⁶ à 20 ⁶
Mésafaune	Microarthropodes < 1 mm	
	- collemboles	20 ³ à 500 ³
	- acariens	20 ³ à 500 ³
Macrofaune	Enchytréides	10 ⁴ à 50 ⁴
	Lombriciens	50 à 400
	Mollusques	50 à 400
	Arthropodes > 1 mm	10 ³ à 10 ⁴

Parmi ces millions d'individus que constitue l'ensemble de la faune du sol, les lombriciens représentent un faible pourcentage en terme de densité, par contre au sein d'un milieu tempéré donné ils dominent le plus souvent en terme biomasse : leur densité peut atteindre 10⁶ individus par hectare et leur biomasse 2t par hectare (Bouché, 1972 ; Lavelle, 1983c), et de ce fait, sous prairie en système tempéré la biomasse lombricienne peut atteindre 22 % de la biomasse totale de l'édaphon dans l'horizon organique (Bachelier, 1978).

Diversité

Le sol possède également des communautés parmi les plus diversifiées de la planète (Giller *et al.*, 1997). Les estimations font état de quelque 5 à 80 millions d'espèces appartenant

principalement à l'embranchement des arthropodes (Ghilarov, 1977 ; Behan-Pelletier et al. 1993). Un mètre carré héberge près de 1000 espèces d'invertébrés dans une hêtraie européenne (Schaefer & Schauer mann, 1990), dont 400 à 500 espèces d'acariens, 60 à 80 espèces de collemboles, 90 espèces de nématodes, 60 espèces de protozoaires, 22 espèces d'enchytréides, 15 espèces de diplopodes et 15 à 17 espèces de vers de terre.

Le nombre d'espèces de lombriciens, qui définit la richesse spécifique, suit un gradient marqué à l'échelle du globe. Plus localement, en Europe où la majorité des vers de terre appartiennent à la famille des *Lumbricidae*, le nombre d'espèces augmente depuis l'Islande jusqu'à la Méditerranée.

Lavelle (1983c) dans un travail de synthèse rapporte les richesses taxonomiques suivantes : Islande 8 espèces (Bengtson *et al.*, 1975), Suède 13 espèces (Nordström and Rundgren, 1973), Danemark 19 espèces (Bornebush, 1930), Angleterre 28 espèces (Gerard, 1967), Belgique, Luxembourg et Nord de la France 29 espèces, et sur l'ensemble du territoire français une centaine d'espèces (Bouché, 1972). Ces richesses taxonomiques reflètent l'action d'une multitude de facteurs tels que la glaciation quaternaire, les phénomènes d'insularité, l'altitude, mais aussi des facteurs d'origine anthropique.

1.4. Le double rôle de la faune du sol dans le système interactif sol

Au-delà de leur densité, biomasse ou diversité, les organismes du sol peuvent être considérés selon deux points de vue complémentaires : indicateur et acteur.

La faune comme indicatrice des états et usages des sols

Au sein du compartiment biologique, de nombreux travaux ont mis en évidence les relations existant entre l'état de l'écosystème sol et certains invertébrés tels que les arthropodes ou les vers annelés (enchytréides et lombriciens). Ces taxons pouvant rendre compte de l'état et des usages de l'écosystème sol, sont alors considérés comme des bio-indicateurs (Siepel, 1988 ; Crossey *et al.*, 1992). Ainsi, parmi les arthropodes, les collemboles et acariens sont influencés par les facteurs agropédologiques tels que le pH, la teneur en matière organique, l'hydromorphie du sol, les espèces végétales présentes et la diversité végétale, ainsi que la fertilisation et le labour (Curry, 1978 ; West, 1984 ; Siepel, 1988 ; Loranger *et al.*, 1998 ; Schröder & Bayer, 2000). Parmi les vers annelés, les enchytréides sont sensibles majoritairement à la température et à l'état hydrique du sol (Lavelle et Spain, 2001), et dans

une moindre mesure à la texture du sol, à la matière organique et à la compaction et au labour (Röhrig *et al.*, 1998).

En ce qui concerne les **lombriciens**, de nombreux travaux ont mis en évidence le rôle majeur des **caractéristiques physico-chimiques du sol**. Ainsi, les travaux de Van Rhee & Nathans (1973), de Philipson *et al.* (1976) et de Bachelier (1978) montrent l'effet significatif de la profondeur de sol. Ces mêmes auteurs mettent aussi en avant le rôle majeur de l'humidité du sol, les vers de terre étant plus sensibles à une sécheresse qu'à une immersion temporaire. Ce qui explique leur distribution spatiale dans la parcelle en lien avec les conditions d'hydromorphie (Cannavacciuolo, 1998). Les travaux de Guild (1948), El-Duweini and Ghabbour (1965), Edwards and Lofty (1972), Binet (1993), Pérès *et al.*, (1998) ont mis en avant l'effet de la texture du sol sur la biomasse et l'abondance lombriciennes, et ceux de Nuutinen *et al.* (1998) montrent que la texture peut aussi influencer la distribution des lombriciens. Les travaux de Bhatti (1962) et Bachelier (1978) définissent des valeurs limites de pH (limite égale à 10 pour un sol alcalin et 4.4 pour un sol acide) et Satchell (1955) propose une classification des *Lumbricidae* selon les valeurs de pH. Romans & Robertson (1975) montrent qu'un lessivage et une acidification des sols entraînent la diminution voir la disparition des lombriciens, et Barley (1961) définit une limite maximale de salinité égale à 0.4 % (=0.07 M par litre). Enfin, bien que l'effet de la température ne soit pas aisé à apprécier, car notamment lié aux conditions d'humidité (Lee, 1985), Bouché (1982) met en avant son influence sur la durée de développement des individus et la production de cocons, cette production pouvant aussi être influencée par la compaction du sol comme le soulignent Lowe & Butt (1999).

En ce qui concerne les **facteurs anthropiques**, les recherches sur l'influence des nouvelles pratiques agricoles sur les lombriciens ont débuté dès les années 40 : Evans & Guild (1948) montrent qu'un labour peut réduire le peuplement lombricien de 70% en 5 ans, Hopp (1947) précise ces observations en soulignant que la charrue à disque et le sarclage sont particulièrement nocifs pour les espèces de surface. Ces résultats ont été régulièrement complétés tant par des études menées en milieu tempéré (Edwards & Lofty, 1977 ; Lee, 1985 ; Curry *et al.*, 1995 ; Wuest, 2001) qu'en milieu tropical (synthèse de Frago, 1997). L'étude des effets des traitements phytosanitaires montre que certains pesticides peuvent avoir des effets nocifs sur le développement de certaines espèces de lombriciens, ce qui modifie la diversité taxonomique des peuplements (Duddington, 1961 ; Cluzeau *et al.*, 1987 ; Cluzeau & Fayolle, 1988 ; Texier *et al.*, 1995 ; Tebrügge & Düring, 1999 ; Ablain, 2002). En parallèle de

ces effets négatifs engendrés par des contraintes anthropiques, les travaux portant sur les enrichissements organiques montrent en général, un effet positif des fertilisations sur le peuplement lombricien (Raw, 1962 ; Edwards & Lofty, 1977 ; Bostrom, 1987 ; Cluzeau *et al.* 1990 ; Binet 1993 ; Doube, 1994 ; Pérès *et al.*, 1998 ; Mele, 1999). Cette sensibilité des lombriciens aux contraintes physiques, chimiques et biologiques permet-elle de les considérer comme des **bio-indicateurs** ?

Selon Hopkin (1994), un bon indicateur doit satisfaire à quatre principales règles :

- pertinence : l'indicateur doit avoir un rôle important dans le fonctionnement de l'écosystème et doit être en cohérence avec le problème posé et l'échelle d'investigation,
- fiabilité : l'indicateur doit avoir une large distribution, être commun et facile à prélever,
- sensibilité : l'indicateur doit présenter des réponses mesurables,
- reproductibilité : les réponses à des perturbations similaires doivent être similaires.

Compte tenu de leur sensibilité aux contraintes environnementales, de leur grande abondance dans la majorité des sols, et de leurs propres caractéristiques, les lombriciens ont été retenus dans notre travail pour définir la composante biologique du sol.

Classiquement, la réponse des peuplements lombriciens aux pressions environnementales est étudiée en termes d'abondance (nombre d'individus/m²), de biomasse (poids/m²), de richesse spécifique (nombre d'espèces) et de diversité (Texier *et al.*, 1997).

Le nombre d'espèces lombriciennes permet d'appréhender en partie la biodiversité (*sensu* Willson & Peter, 1988) définie comme étant "la quantité et la structure de l'information contenue dans des systèmes vivants hiérarchiquement emboîtés" (Blondel, 1995). Il ne s'agit pas d'un concept, mais d'une caractéristique (attribut) des systèmes vivants considérés à différents niveaux d'organisation, depuis le gène jusqu'à la biosphère, en passant par les espèces, les populations, les communautés et les paysages (Solbrig, 1991a, Solbrig, 1994, *in* Descaëns, 1999). Un écosystème caractérisé par une grande biodiversité spécifique sera marqué par la pluralité de ses communautés mais aussi par les relations entre éléments constitutifs de cette pluralité (Blondel, 1995).

Cependant, la caractérisation du peuplement en lien avec les espèces ne semble pas toujours suffisante. En effet, bien que les différences de comportements entre les stades physiologiques soient assez mal connues, quelques études montrent des comportements différents entre des individus adultes et juvéniles. Ces différences se retrouvent dans la stratification verticale des individus : les juvéniles sont localisés plus près de la surface car ils sont supposés ne pas avoir

la musculature suffisante pour creuser plus profond (Bouché, 1972 ; Gérard, 1967 ; Lavelle, 1983 ; Benour et Nair, 1997) ; elles se retrouvent aussi en lien avec leur régime alimentaire (Ferrière, 1980 ; Schmidt *et al.*, 1997). Ces différences comportementales associées aux différences morphologiques ont préjugé d'influences différentes sur le sol (Gillot-Villenave, 1994 ; Pérès *et al.*, 1998).

Les méthodes d'extraction des lombriciens sont nombreuses (elles seront répertoriées dans le chapitre Matériel et Méthodes) et leur pertinence a toujours été à l'origine de nombreux travaux de recherche anciens mais aussi plus récents (Svenden, 1955 ; Raw, 1959 ; Bouché, 1969 ; Bouché & Gardner, 1984 ; Emmerling, 1995 ; Butt *et al.*, 2000). L'ensemble de ces travaux souligne bien l'intérêt et le souci des chercheurs à s'orienter vers des méthodes d'extraction qui soient les plus fiables possibles. De la même manière, dans le cadre de cette étude de terrain, il nous a semblé indispensable d'avoir un regard critique sur nos données biologiques, afin d'apprécier au mieux par la suite l'interaction entre les composantes biologique et physique du sol.

Les invertébrés du sol comme acteurs dans le fonctionnement du sol

Les caractéristiques du sol peuvent être modifiées de manière significative par les contraintes anthropiques, qui sont nombreuses dans certains agrosystèmes . Ainsi, la fragmentation du sol par le travail mécanique, le tassement par les engins ou les animaux vont modifier les propriétés physiques du sol. Les propriétés chimiques vont, elles aussi, être modifiées par les traitements phytosanitaires et les apports d'amendements et de fertilisants.

Outre l'influence évidente des pratiques culturales sur les propriétés physiques et chimiques du sol, le rôle joué par la faune du sol dans le fonctionnement de ce dernier a aussi été souligné dès la fin du XIXème siècle (Darwin, 1881).

L'influence de la faune, qui est fonction de la taille des organismes, va intervenir sur les paramètres physiques, chimiques et biologiques du sol.

La microfaune et la microflore, en raison de leurs liens étroits avec les cycles biogéochimiques, influencent tout particulièrement la composante "fertilité" des sols. Les micro-organismes jouent un rôle capital dans les transferts d'énergie et la dynamique des nutriments (Chaussod, 1996). Ils interviennent dans les étapes de biodégradation, de minéralisation et d'humification de la matière organique. Leur activité permet la libération d'éléments nutritifs pour la plante, alors que leur inactivité entraîne le blocage des cycles du

carbone, de l'azote et du soufre, associé à un mauvais fonctionnement du sol. Malgré leur petite taille, les microorganismes peuvent aussi influencer la structure du sol : les bactéries et les champignons jouent un rôle fondamental dans la structuration du sol, *via* la formation et la stabilisation des agrégats (Griffiths, 1965 ; Moloche *et al.*, 1987), et *via* la création d'une microporosité (Jeanson, 1968) ; les algues pourraient aussi jouer un rôle dans les phénomènes d'érosion ou d'évaporation par la formation de croûtes protectrices en surface (Bachelier, 1978).

La mésofaune et la macrofaune, ont aussi des impacts sur le sol qui sont d'ordre biologique, chimique et physique. Le fait qu'ils créent des structures physiques plus ou moins pérennes à travers lesquelles ils modifient la disponibilité ou l'accessibilité d'une ressource pour d'autres organismes, confère à ces organismes le statut "d'ingénieurs de l'écosystème" (*sensu* Jones *et al.*, 1994).

L'action biologique s'exprime notamment par la création de conditions favorables au développement des microorganismes : augmentation de la ressource trophique, amélioration des conditions d'aération et d'humidité du milieu. Ainsi, les travaux portant sur les lombriciens ont mis en évidence, au champ, une augmentation de la biomasse microbienne en lien avec une augmentation de la biomasse lombricienne (Cluzeau *et al.*, 1994). L'action sur les microorganismes peut aussi s'exprimer en termes de modification de la composition des populations et de leur activité (Loquet *et al.*, 1977) ainsi que de leur répartition spatiale, les microorganismes étant véhiculés à la surface externe des animaux (Mignolet, 1972 ; Touchot *et al.*, 1983) ou *via* la formation de boulettes fécales (Hanlon, 1981).

L'action chimique s'exprime principalement par une participation active de ces organismes à la dynamique de la matière organique. Cette action se situe à plusieurs niveaux : (i) lors de la fragmentation de la matière organique prélevée à la surface ou à l'intérieur du sol, ces organismes augmentent la surface des débris végétaux dont la dégradation est accentuée par les processus de digestion, (ii) lors de la restitution de cette matière organique ingérée sous forme de boulettes fécales correspondant dans le cas de certains lombriciens, à un mélange intime de débris végétaux et d'éléments minéraux. Ces modifications de l'état organique du sol vont influencer les processus d'humification, la dynamique et la distribution de certains éléments majeurs tels que le carbone (Lee, 1985 ; Scheu, 1991 ; Jégou *et al.*, 2000 ; Shuster *et al.*, 2001), l'azote (Binet, 1993 ; Hameed *et al.*, 1993 ; Didden *et al.*, 1994 ; Parkin & Berry, 1999) et le phosphore (Tiwari *et al.*, 1989 ; LeBayon, 1999).

L'action physique s'exprime de deux manières :

1) Par la **production de déjections** qui sont déposées soit à la surface du sol soit dans le sol. Les dépôts de surface peuvent être très importants puisque, les déjections annuelles des lombriciens peuvent varier entre 2 et 10 kg par m², correspondant à la création d'un horizon de surface de 5 jusqu'à 25 mm d'épaisseur (Bachelier, 1978). Selon leurs caractéristiques, l'augmentation de ces déjections s'accompagne d'une augmentation de la structure grumeleuse, ceci étant observé en système tempéré (Pérès *et al.*, 1998) et dans certaines situations en système tropical Gillo-Villenave (1994) en Côte d'Ivoire. Cependant, des observations contraires ont aussi été observées. Ainsi, des études menées en Amazonie ont mis en évidence l'augmentation de la compaction de la surface du sol liée à la coalescence des déjections de vers de terre déposées à la surface du sol (Chauvel *et al.*, 1999), ou encore aux Etats-Unis, la formation d'une croûte de surface suite à l'introduction d'une espèce anécique (Shuster *et al.*, 2000). Cet effet aussi observé en Côte d'Ivoire (Derouard *et al.* 1997) et au Pérou apparaît cependant être fonction de la densité de vers, de la présence ou non d'autres espèces de vers, et de la présence ou non de matière organique (Blanchart, 1990 ; Gillo-Villenave, 1994 ; Blanchart, 1997 ; Hallaire *et al.*, 2000).

2) Par la **création de galeries ou de chambre d'estivation, qui vont constituer une partie des macropores du sol**. Ces galeries sont créées par la plupart de la méso- et de la macrofaune, le mode de création varie cependant. Ainsi, on peut distinguer (i) les organismes mineurs qui creusent leur chemin souterrain avec leurs mandibules ou leurs dents, transportant ainsi le sol à la surface (fourmis, termites) ou la repoussant derrière eux avec leurs pattes (larves de hanneton), et (ii) les organismes tunneliers qui forent les galeries soit en poussant la terre agrandissant ainsi les interstices (diplopodes, vers de terre), soit en ingérant la terre et en l'évacuant sous forme de déjections (enchytréides, vers de terre, termites). La création de ces galeries ou de ces chambres d'estivation va participer à la redistribution du spectre de porosité dans le sol en augmentant le compartiment "macropores" (pores de diamètre équivalent > 1000 µm, Luxmoore, 1981). Ces macropores d'origine biologique peuvent être très importants comme le soulignaient déjà les travaux initiés au début du siècle et qui font état de 100 à 1400 galeries par m² en fonction du système de culture (Dimo, 1938).

Si la relation de cause à effet apparaît évidente : un ver de terre creuse une galerie et modifie donc la porosité en créant de la macroporosité, la caractérisation de cette relation n'est pas évidente. En effet, au-delà de l'opacité du sol qui freine les observations, de nombreux facteurs influencent cette relation. Ainsi, les travaux menés par Edwards et Lofty (1972) mettent en évidence l'impact des conditions mésologiques (texture du sol, teneurs en matière

organique, état d'humidité du sol) sur l'activité de forage des lombriciens. Par ailleurs, divers travaux soulignent les variations morphologiques des réseaux de galeries à l'échelle saisonnière (Kretzschmar, 1982 ; Capowiez *et al.*, 1998) ainsi qu'à l'échelle interannuelle (Lightart, 1996). Enfin, de nombreuses études menées au terrain ou en conditions contrôlées en microcosmes ont mis en évidence les variabilités morphologiques des réseaux de galeries en lien avec les différentes espèces lombriciennes (Kretzschmar & Aries, 1990 ; Lee & Foster, 1991 ; Lavelle, 1997 ; Lightart & Peek, 1997 ; Jégou *et al.*, 1999 ; Capowiez *et al.*, 2001). Si ces dernières études ont permis d'améliorer de manière notable les connaissances sur la porosité biologique, la plupart de ces études développent des approches monospécifiques, c'est-à-dire qu'elles décrivent la morphologie des galeries créées par une espèce lombricienne isolée (Kretzschmar, 1990 ; Jégou *et al.*, 1999 ; Langmaak *et al.*, 1999 ; Shipitalo & Butt, 1999) ; de fait, ces études omettent les interactions inter- et intra-spécifique qui existent en milieu naturel et qui ont été soulignées par quelques rares travaux (Abott, 1980 ; Hamilton *et al.*, 1988 ; Butt, 1998). Les études récentes menées en conditions contrôlées par Capowiez (2000) et Jégou *et al.* (2001) et les simulations de réseaux développées par Bastardie *et al.* (2002), ont permis d'apporter les premiers éléments de réponse concernant l'impact de ces interactions biologiques sur les réseaux de galeries ; cependant, ces études se limitent au mieux à quatre espèces au laboratoire avec des sols majoritairement reconstitués. En contre partie, les travaux menés au terrain présentent l'avantage d'intégrer l'ensemble du peuplement ; cependant, aucun de ces travaux n'a quantifié les composantes physique et biologique en une même unité de temps et de lieu (Bouma *et al.*, 1982 ; Lopes-Assad, 1984 ; Kretzschmar, 1987 ; Schröder *et al.*, 1995 ; Lightart, 1996 ; Sveistrup *et al.*, 1997 ; Capowiez *et al.*, 1999). Or, de nombreux travaux ont mis en évidence les fortes variabilités temporelles et spatiales que présentent les peuplements lombriciens (Bouché, 1972 ; Haukka, 1991 ; Poier & Richter, 1992 ; Rossi *et al.*, 1997 ; Nuutinen *et al.*, 2001 ; Rossi & Lavelle, 1998 ; Cannavacciuolo *et al.*, 1998 ; Descaëns & Rossi, 2001 ; Margerite *et al.*, 2001).

Il convient donc, lors de l'étude de la relation lombricien-porosité, d'intégrer d'une part les réalités de terrain, à savoir les interactions biologiques, et d'autre part, les variabilités spatio-temporelles de ces réponses bio-physiques.

Comment caractériser la relation entre le peuplement lombricien et la macroporosité ?

Malgré l'opacité du sol qui peut freiner l'observation de la porosité du sol, les premiers travaux recensés portant sur l'étude de la porosité d'origine lombricienne ont été réalisés avant la mise au point de techniques sophistiquées, en utilisant simplement les moyens les plus

simples comme l'observation à l'oeil nu. Ainsi, après les études pionnières d'Hoffmeister (1843) et de Müller (1889) in Kretzschmar, (1989), de nombreux auteurs ont estimé le nombre d'orifices de galeries par unité de surface au sol. Les travaux antérieurs à 1967 ont été recensés dans la synthèse bibliographique de Graff (1967). Depuis cette date, de nombreuses études ont abordé ce problème (Helers, 1975 ; Bouma *et al.*, 1982 ; Lopes-Assad, 1984 ; Hoogerkamp *et al.*, 1987 ; Kretzschmar, 1987 ; Zachmann *et al.*, 1987 ; Edwards *et al.*, 1988 ; Bouma, 1990 ; Ligthart, 1996 ; Pitkänen & Nuutinen, 1997 ; Sveistrup *et al.*, 1997 ; Gautronneau et Fayolle, 1998 ; Francis & Fraser, 1998).

Si le but de la plupart de ces études était d'améliorer les connaissances sur les interactions entre l'activité biologique et la porosité du sol, certaines d'entre elles avaient aussi pour objectif d'interpréter les résultats obtenus dans différentes situations comme un indice de l'activité des lombriciens.

Le terme "état microbiologique des sols" fait suite à des discussions informelles au sein de la communauté scientifique s'intéressant à la macrofaune. Cet "état microbiologique" pourrait être défini par un certain nombre de paramètres qui seraient soit associés à la communauté elle-même (la densité, la biomasse, la richesse spécifique et écologique, ...), soit associés aux activités des organismes (la consommation de litière, la porosité, la quantité de carbone redistribuée dans le sol ou encore de la production végétale). **Dans le cadre de notre travail, nous utiliserons ce terme d'état microbiologique du sol défini *via* les paramètres de structure du peuplement et de macroporosité.**

1.5. Le fonctionnement hydrique du sol

Le fonctionnement hydrique du sol est lié aux entrées et aux sorties d'eau dans le système sol (Musy & Souter, 1999). A la limite supérieure du sol, les entrées d'eau ont pour origine les précipitations et dans une moindre mesure les irrigations ou les écoulements superficiels. Une partie de cette eau pénètre dans le sol par *infiltration*, le reste s'*accumule* temporairement en surface en fonction notamment de la rugosité du milieu ou encore *ruisselle* en fonction de la pente (Lebissonais, 1988 ; Cheverry, 1998 ; Huang *et al.*, 2002 ; Lebayon *et al.*, 2002). Les sorties d'eau se font soit directement par *évaporation* depuis le sol, soit par *transpiration* des végétaux, ces deux types étant regroupés sous le terme d'*évapotranspiration*.

A la limite inférieure du sol, les échanges sol-eau et milieu extérieur s'effectuent avec une intensité moindre : les apports sont réalisés par *ascension* capillaire et les pertes par *drainage* ou *percolation profonde*).

L'infiltration, qui désigne donc le processus de pénétration d'un fluide dans les interstices d'un corps solide (Lozet & Mathieu, 1997), est influencée principalement par les caractéristiques intrinsèques du sol, à savoir sa texture, sa structure, et par les conditions dans lesquelles se déroulent le processus.

En ce qui concerne l'influence de la texture, la recherche de corrélations avec l'infiltration n'a donné en règle générale que peu de résultats (Reutenauer, 1987). Au contraire, de nombreuses études ont mis en avant le rôle prépondérant joué par la structure (Anderson & Bouma, 1973 ; Beven & Germann, 1982 ; Mc.Keague *et al.*, 1982 ; Lauren *et al.*, 1988 ; Widiatmaka, 1994).

En conséquence, les différentes porosités associées à l'activité des lombriciens vont être le siège de divers processus hydriques.

La microporosité (pores de diamètre équivalent $< 30 \mu\text{m}$, Luxmoore, 1981), observée au sein des déjections produites par les vers de terre va participer à la rétention en eau du sol, l'eau étant alors soit liée, soit capillaire et dans une moindre mesure une eau gravitaire à écoulement lent (Duchauffour, 1969).

La mésoporosité (pores de diamètres équivalents compris entre $30 \mu\text{m}$ et $1000 \mu\text{m}$, Luxmoore, 1981) qui est liée au dépôt des déjections lombriciennes dans le sol (porosité d'assemblage, Lamandé, 2003) va favoriser la rétention et l'infiltration de l'eau dans les sols, l'eau étant alors une eau de gravité à écoulement lent pour les pores inférieurs à $50 \mu\text{m}$, et à écoulement rapide pour les pores supérieurs à $50 \mu\text{m}$.

La macroporosité (pores de diamètre équivalent supérieur à 1 mm , Luxmoore, 1981) qui est associée aux réseaux de galeries, va aussi favoriser l'infiltration de l'eau dans les sols, l'eau étant alors une eau de gravité à écoulement rapide (Duchauffour, 1969).

Les premiers travaux ayant trait à la quantification de l'influence des galeries lombriciennes sur l'infiltration, semblent correspondre au travail d'Ehlers (1975) qui a permis de montrer que les galeries pouvaient conduire des quantités très importantes d'eau de la surface jusqu'à 1 à 2m de profondeur. Cette étude pionnière a depuis été complétée par de nombreux travaux qui ont confirmé le fait que ces galeries puissent constituer des voies d'écoulement préférentiel (Bouma *et al.*, 1982 ; Edwards *et al.*, 1990 ; Schröder *et al.*, 1995 ; Lightart, 1996 ; Bouché & Al-addan, 1997 ; Shipitalo & Butt, 1999). L'impact des lombriciens sur le fonctionnement hydrique des sols semble donc être reconnu en système. Ces résultats portant sur les lombriciens sont par ailleurs complétés par d'autres travaux réalisés sous d'autres climats et portant sur l'influence d'autres organismes ingénieurs : l'importance de l'activité des termites

sur l'infiltration en absence de couvert herbacé (Elkins *et al.*, 1986), le rôle de ces invertébrés sur le ruissellement (Léonard, 2000), ou encore le rôle des macropores créés par les fourmis sur le fonctionnement hydrique (Wang *et al.*, 1994).

L'ensemble de ces travaux et le nombre croissant de travaux réalisés sous divers climats renforcent bien l'idée que la faune du sol peut avoir un rôle non négligeable sur le fonctionnement hydrique des sols et sur les processus d'infiltration ou d'érosion, associés.

Malgré tout, en ce qui concerne la porosité lombricienne, bien que les études portant sur l'influence des galeries lombriciennes sur le fonctionnement hydrique semblent relativement bien documentées, il n'en demeure pas moins qu'un certain nombre de questions reste encore sans réponse. Notamment, il convient de préciser le rôle joué par les divers peuplements lombriciens et par les caractéristiques morphologiques des réseaux de galeries sur l'infiltration de l'eau dans les sols.

1.6. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur les composantes du milieu cultivé

En Algérie, beaucoup de freins agronomiques et environnementaux empêchent l'essor de la technique de l'irrigation à l'eau usée. Cette dernière participe aussi aux changements de certaines caractéristiques de la qualité du sol, à savoir « *sa capacité à fonctionner dans un écosystème particulier pour produire de la biomasse.* »

La synthèse bibliographique ci-dessous, présente les impacts, favorables ou défavorables, de la technique de l'irrigation à l'eau usée sur les composantes biologique, chimique et physique du milieu cultivé.

1.6.1. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante biologique

Les microorganismes du sol sont la microflore (*e.g.* les bactéries, les champignons) et la microfaune telluriques (*e.g.* les nématodes, les protozoaires). Les populations de la microflore du sol sont fortement perturbées par les techniques agricoles (Doran, 1980). Les modifications des conditions climatiques en irrigation, *i.e.* des écarts de température plus faibles et des teneurs en eau plus élevées (Kladivko, 2001), sont favorables à une augmentation de l'activité et de la biomasse microbiennes dans les premiers centimètres de sol (Roper & Gupta, 1995). Cette augmentation s'observe pour les populations bactériennes comme pour les populations fongiques (Wardle, 1995). Cependant, en irrigation, les champignons sont dominants dans les cinq premiers centimètres de sol. La colonisation racinaire par les mycorhizes est plus élevée en sol irrigué qu'en sol non irrigué. Dans un article de synthèse, Kladivko (2001) rapporte une

grande variabilité de réponse de la microfaune à l'irrigation du sol ; par exemple, les populations de nématodes peuvent être favorisées ou inhibées après irrigation (Wardle, 1995). Cette variabilité s'explique par la dépendance de la microfaune vis-à-vis de nombreuses caractéristiques du milieu cultivé dépendant de l'irrigation du sol. Par exemple, le développement de la microfaune est associé (i) aux conditions physiques du sol qui régissent sa motilité (*e.g.* la taille des pores, la présence d'un film d'eau liquide sur la paroi de ces derniers) et, (ii) aux macros organismes qui s'en nourrissent. Les effets de l'irrigation du sol sur les macros organismes animaux ont été étudiés principalement sur les annélides ou vers de terre pour leurs rôles essentiels dans l'agro système (Kladivko, 2001). La quantité de vers de terre augmente fortement dans un sol irrigué par rapport à un sol non irrigué (Jordan *et al.*, 1997 ; Kladivko *et al.*, 1997 ; Tebrügge & Düring, 1999 ; Anken *et al.*, 2004). Cette augmentation s'explique par des conditions climatiques plus favorables, par l'absence de dommages occasionnés aux vers de terre et par la présence d'une litière en surface (Shuster & Edwards, 2003). L'écart entre les situations culturales est d'autant plus grand que l'ancienneté du système en irrigation du sol est importante (Edwards & Lofty, 1982).

1.6.2. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante chimique

1.6.2.1. Les matières organiques mortes

Une des raisons qui explique les changements de la composante biologique dans un système de culture en irrigué du sol est la présence de ressources nutritionnelles différentes en quantité et en qualité par rapport à un système de culture sans irrigation du sol. Comparé à un sol non irrigué, les teneurs en azote et carbone organiques augmentent en irrigation à l'eau usée, dans les cinq à dix premiers centimètres de sol (Pekrun *et al.*, 2003). Dans leur synthèse bibliographique, ces derniers auteurs rapportent que dans certaines situations, l'accumulation de matières organiques en surface s'accompagne de leur diminution en profondeur. Cette stratification des matières organiques résulte principalement du maintien d'une quantité élevée de résidus en surface d'un sol irrigué (Rasmussen, 1999 ; Tebrügge & Düring, 1999). La quantité d'azote labile dans les matières organiques augmente en irrigué (Doran, 1980). Balesdent *et al.* (2000) mettent en évidence une importante réduction de la vitesse de minéralisation du carbone organique en irrigué. Malgré tout, la quantité élevée de matières organiques permet de conserver une minéralisation importante en irrigué à l'eau usée (Pekrun *et al.*, 2003).

1.6.2.2. Les éléments minéraux

L'irrigation à l'eau usée du sol conduit à un enrichissement en éléments minéraux des premiers centimètres de sol par rapport à une situation sans irrigation (Follett & Peterson, 1988 ; Edwards *et al.*, 1992). D'un autre côté, les quantités d'éléments minéraux peuvent être réduites en profondeur, notamment le phosphore et le potassium (Pekrun *et al.*, 2003). La même variabilité s'observe pour le transfert des herbicides en profondeur : en irrigué, les pertes d'herbicides peuvent être réduites (Tebrügge & Düring, 1999) ou augmentées (Holland, 2004) par rapport à un sol non irrigué. En fait, ces contradictions sur le comportement des polluants s'expliquent par le fait que la présence de l'eau joue sur des phénomènes qui réduisent le risque de pollution (*e.g.* l'augmentation de la quantité de matières organiques en irrigué à l'eau usée accroît l'adsorption de la plupart des pesticides) et sur d'autres qui l'accroissent (*e.g.* les écoulements préférentiels peuvent augmenter en irrigué). La balance entre les deux dépend étroitement des conditions expérimentales telles que le type de sol, la topographie ou le régime des précipitations (Barriuso *et al.*, 1994).

1.6.3. Effets de l'irrigation à l'eau usée sur la composante physique

En modifiant la structure du sol, l'irrigation affecte la qualité du sol (Dexter, 1997), particulièrement la circulation de l'air et de l'eau, la pénétration des racines dans le sol et l'accessibilité des nutriments aux végétaux.

1.6.3.1. Structure et propriétés hydriques d'un sol irrigué

La stabilité des agrégats est corrélée à la quantité de carbone organique présent dans le sol (Stengel *et al.*, 1984). Comme cette quantité augmente sensiblement en irrigué, les agrégats sont plus stables dans cette situation culturale (Angers *et al.*, 1993 ; Suwardji & Eberbach, 1998 ; Hernánz *et al.*, 2002 ; Saber & Mrabet, 2002 ; Sasal *et al.*, 2006).

Si la stabilité des agrégats est accrue en irrigué, **l'absence de l'eau du sol conduit, en revanche, à une diminution de la porosité de l'horizon de surface par rapport à un sol irrigué continuellement** ; de nombreuses études réalisées dans des conditions pédoclimatiques variées concluent à une augmentation de la densité apparente en non irrigué, dans les cinq à dix premiers centimètres de sol (Ehlers *et al.*, 1983 ; Hammel, 1989 ; Hill, 1990 ; Grant & Lafond, 1993 ; Rhoton *et al.*, 1993 ; Unger & Jones, 1998 ; Lampurlanés &

Cantero- Martínez, 2003 ; Basic *et al.*, 2004). Généralement, une conséquence de la compaction du sol en non irrigué est la pénétration plus difficile des racines dans le sol (Ehlers *et al.*, 1983 ; Hammel, 1989 ; Hill, 1990 ; Grant & Lafond, 1993 ; Ferreras *et al.*, 2000). Tebrügge & Düring (1999) montrent que l'écart de densité apparente entre un sol irrigué et un sol non irrigué est maximal; l'écart décroît au cours de la saison de culture.

Dans les premiers centimètres de sol, la distribution de la taille des pores est modifiée en l'absence de l'eau du sol. **La mésoporosité diminue dans un sol non irrigué** (Hill, 1990 ; Pierce *et al.*, 1994 ; Hussain *et al.*, 1998 ; Ferreras *et al.*, 2000) ; l'écart entre les deux situations culturales est particulièrement marqué après l'irrigation du sol (Pierce *et al.*, 1994). De manière analogue, Guérif (1994) montre qu'en irrigué, les pores structuraux sont moins nombreux, situés en surface et plus continus. Une meilleure continuité des pores en irrigué est aussi observée par Heard *et al.* (1988) et Azooz & Arshad (1996). **Concernant la microporosité, des études rapportent qu'elle est plus élevée en irrigation du sol** (Pierce *et al.*, 1994 ; Azooz & Arshad, 1996 ; Bhattacharyya *et al.*, 2006). Après l'arrêt de l'irrigation, la proportion de pores créés par l'activité biologique, *i.e.* les biopores longs et cylindriques, diminue fortement puis augmente au cours du temps (Shipitalo & Protz, 1987 ; VandenBygaart *et al.*, 1999). Le réseau poral qu'ils définissent présente souvent une continuité élevée (Blevins *et al.*, 1983) ; ces pores participent activement à la pénétration des racines et aux mouvements de l'eau dans le sol (Dexter, 1991).

Du volume et de la morphologie de l'espace poral dépendent les propriétés hydriques du sol *i.e.* le stockage et la circulation de l'eau (Pachepsky & Rawls, 2003). **De nombreuses études s'accordent pour montrer qu'un sol déjà irrigué retient plus d'eau** (Dao, 1993 ; Arshad *et al.*, 1999 ; Ferreras *et al.*, 2000 ; Baumhardt & Jones, 2002 ; Bhattacharyya *et al.*, 2006) du fait de la modification de l'espace poral mais aussi du fait de la présence des résidus en surface qui réduisent l'évaporation (Munawar *et al.*, 1990 ; Guérif, 1994). **En revanche, il n'existe pas de consensus concernant les effets de l'irrigation sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol.** Comparé à un sol non irrigué, la vitesse d'infiltration de l'eau dans un sol en irrigué peut être augmentée (Miller *et al.*, 1998 ; Arshad *et al.*, 1999), similaire (Blanco-Canqui *et al.*, 2004 ; Fuentes *et al.*, 2004) ou diminuée (Ferreras *et al.*, 2000 ; Lampurlanés & Cantero-Martínez, 2006).

En fait, cette variabilité s'explique par les différences d'évolution du réseau poral au cours du temps entre un sol irrigué et un sol non irrigué. Des macropores sont créés juste après l'irrigation ce qui améliore temporairement la vitesse d'infiltration de l'eau (Lin *et al.*, 1999 ;

Coquet *et al.*, 2005) mais l'action de l'eau peut détruire la continuité des biopores formés pendant le cycle cultural précédent (Logsdon *et al.*, 1993). A l'inverse, la réduction du nombre de méso- et macropores du sol après l'abandon de l'irrigation est contrebalancée par un accroissement de la quantité des biopores lors de la pratique à long terme de la technique d'irrigation à l'eau usée (Rasmussen, 1999). De plus, l'augmentation de la quantité de matières organiques dans les premiers centimètres d'un sol irrigué faciliterait l'infiltration de l'eau (Findeling *et al.*, 2003).

1.6.3.2. Agents structurants en irrigation à l'eau usée

La structure d'un sol évolue continuellement, alternant les phases de formation, de stabilisation et de dégradation. La formation de la structure du sol résulte principalement de perturbations physiques d'origine anthropique ou climatique (Oades, 1993 ; El Titi, 2003a). Les pores créés par : 1. La micro-, méso- et macroporosité représentent les pores dont le rayon équivalent est, respectivement, inférieur à cinq micromètres, compris entre cinq et 500 micromètres et supérieur à 500 micromètres (Luxmoore, 1981).

2. La porosité hydrauliquement active est constituée par une fraction des méso- et macropores du sol. ces perturbations sont généralement allongés ; ce sont les fissures. L'activité biologique des organismes du sol participe aussi à la formation de la structure mais joue surtout un rôle majeur dans sa stabilisation (Young *et al.*, 1998). La dégradation de la structure résulte quant à elle de l'action de l'homme ou du climat (Young *et al.*, 1998).

Selon les systèmes de culture, les diverses activités impliquées dans l'évolution de la structure du sol n'interviennent pas avec la même importance, la même intensité et le même pas de temps. **En irrigué, les activités biologique et climatique sont au coeur des processus d'évolution de la structure**, les interventions humaines se limitant aux passages d'engins agricoles, aux apports d'éléments fertilisants et aux amendements organiques. Comment les activités anthropique, biologique et climatique agissent-elles sur l'évolution de la structure d'un sol ?

Les apports d'éléments minéraux et/ou organiques par le chaulage ou les épandages divers de fertilisants, de fumiers, etc. améliorent l'agrégation (Haynes & Naidu, 1998). Les apports, minéraux et organiques, peuvent aussi favoriser l'activité des organismes vivants capables d'actions chimique et/ou physique sur la structure (Oades, 1993). **Le choix de la culture commerciale, de la gestion de la période d'interculture (e.g. l'implantation d'une culture intermédiaire) ou de la présence d'un couvert végétal pérenne participent à l'évolution**

de la structure du sol par le système racinaire des plantes. Le passage d'engins agricoles dégrade la structure : il entraîne un tassement localisé qui est fonction de la pression exercée, du temps d'application, de l'humidité du sol et de l'état de compacité initial (Richard *et al.*, 1999).

Les phénomènes climatiques tels que les alternances des cycles humectation/dessiccation ou gel/dégel fragmentent le sol (Oades, 1993) ; les caractéristiques du réseau fissural qui en résulte dépendent de l'interaction entre le microclimat du sol (température, humidité) et sa composition granulométrique et minéralogique (Hallaire, 1988). La structure à la surface de certains sols (*e.g.* les sols limoneux) peut se dégrader sous l'action des pluies. De ce phénomène résulte la formation d'une croûte superficielle ou croûte de battance (Valentin & Bresson, 1992), plus ou moins imperméable aux transferts d'eau. Le taux de couverture du sol par les plantes peut ralentir les gouttes de pluie en les interceptant et peut diminuer ainsi leur impact négatif sur le sol (Le Bissonnais, 1988). **La présence d'un couvert végétal permanent, mort ou vivant, peut réduire les effets néfastes des gouttes de pluie sur le sol.**

Les microorganismes, essentiellement la microflore, décomposent les matières organiques du sol ce qui favorise la formation d'agrégats stables par la sécrétion de polysaccharides extracellulaires (Roper & Gupta, 1995). Ces molécules lient durablement les particules primaires du sol entre elles (Doriz *et al.*, 1993 ; Oades, 1993). Les hyphes fongiques peuvent aussi former un véritable réseau de liens capables de maintenir mécaniquement les agrégats entre eux (Oades, 1993) ; l'agrégation tend à augmenter avec la densité des hyphes (Haynes & Beare, 1997). Certains auteurs suggèrent que l'augmentation de la formation d'agrégats stables est directement liée à l'accroissement des populations de microorganismes du sol dans certaines situations culturales (Roper & Gupta, 1995).

Les macroorganismes animaux qui participent à l'évolution de la structure du sol se classent dans le groupe fonctionnel des « *ingénieurs de l'écosystème* », essentiellement représentés par les vers de terre (Lee & Foster, 1991 ; Lavelle, 1997). Les vers de terre épigés participent peu à la formation et à la stabilisation de la structure contrairement aux vers de terre anéciques et endogés (Lee & Foster, 1991). Les vers de terre anéciques développent un réseau de galeries subhorizontales et subverticales (Lavelle, 1997). Pour les vers de terre endogés, géophages, les galeries sont pour la plupart subhorizontales, remplies de turricules (Lavelle, 1997), avec parfois des composantes verticales ouvertes vers la surface (Kay, 1990). Les vers de terre se retrouvent essentiellement dans les 20 premiers centimètres de sol mais certains descendent

jusqu'à 50 centimètres de profondeur (Lavelle, 1997). Certains auteurs montrent que la création des galeries peut s'accompagner d'une légère compaction du sol dans la drilosphère, compaction née de la pression exercée par les animaux lorsqu'ils creusent (McKenzie & Dexter, 1988a ; McKenzie & Dexter, 1988b). Le diamètre des galeries varie avec la taille du ver de terre (Lavelle, 1997). Généralement elles mesurent de un à dix millimètres de diamètre (certaines atteignent 30 millimètres), constituant ainsi les pores les plus larges du sol (Lavelle, 1997) qui participent efficacement à l'aération du sol et au transport de l'eau et des solutés (Fragoso *et al.*, 1997). Les vers de terre sont aussi capables d'enfouir les résidus végétaux et de les fractionner en unités plus petites qui peuvent être décomposées par les microorganismes (Roper & Gupta, 1995). De plus, lors de leurs déplacements, les vers de terre géophages ingèrent des particules de sol qu'ils mélangent dans leur intestin avec des résidus organiques comme les polysaccharides ; les turricules excrétés sont des agrégats stables (Six *et al.*, 2004). Comparé à un sol non irrigué, l'augmentation des populations de vers de terre constatée en irrigué peut effectivement s'accompagner d'une augmentation du nombre de biopores (Tebrügge & Düring, 1999 ; McGarry *et al.*, 2000 ; Tan *et al.*, 2002) et de la quantité de turricules dans l'horizon superficiel (VandenBygaert *et al.*, 1999).

Les végétaux supérieurs agissent sur la structure par l'action de leurs racines et par l'apport de matières organiques au sol, sources de carbone pour les microorganismes (Angers & Caron, 1998). Au cours du développement racinaire, un biopore est produit lorsqu'une racine pénètre soit dans un milieu sans macrostructure préexistante (Dexter, 1991), soit dans un pore originel plus petit que le diamètre de la racine (Kay, 1990). Au voisinage de ce biopore la porosité diminue du fait de la pression exercée par la racine en expansion (Kay, 1990 ; Dexter, 1991). Après décomposition de la racine et comme le sol n'est pas perturbé, le biopore demeure et participe à la fois aux transferts d'eau et de solutés, à l'aération du sol et au développement des racines de la culture suivante (Jakobsen & Dexter, 1988 ; Kay, 1990 ; Dexter, 1991 ; Oades, 1993). Le prélèvement d'eau par les racines dessèche le sol à proximité ce qui crée des zones de fissuration par l'alternance des cycles humectation/dessiccation (Angers & Caron, 1998). Les turricules sont des boulettes fécales. La drilosphère est la couche de sol d'épaisseur un à deux millimètres entourant une galerie. Les hyphes fongiques, les racines lient les agrégats entre eux (Young *et al.*, 1998). Les exsudats racinaires constituent un ciment qui stabilise les agrégats (Angers & Caron, 1998) : les agrégats les plus stables sont dans la rhizosphère (Bronick & Lal, 2005). La forme du système racinaire varie en fonction du milieu

et des espèces végétales. Par exemple, chez les monocotylédones il est souvent fasciculé alors que chez les dicotylédones il s'organise autour d'une racine pivot (Russell, 1977). Ces diverses architectures racinaires entraînent des variations dans la capacité des racines à pénétrer dans les pores et les agrégats pour explorer un volume de sol à la recherche d'eau et de nutriments (Whittington, 1968 ; Russell, 1977 ; Reid & Goss, 1981 ; Oades, 1993 ; Six *et al.*, 2004 ; Bronick & Lal, 2005). Ainsi, l'agrégation tend à augmenter avec la longueur spécifique *i.e.* la longueur de racine par unité de biomasse racinaire (Bronick & Lal, 2005). De plus, les plantes n'ont pas toutes la même capacité à produire des exsudats ou à interagir avec les organismes du sol ce qui modifie leurs effets sur la stabilisation des agrégats (Reid & Goss, 1981 ; Oades, 1993 ; Six *et al.*, 2004 ; Bronick & Lal, 2005). Par exemple, la quantité d'exsudats produite par les racines du maïs (*Zea mays* L.) est inférieure à celle produite par le blé (*Triticum aestivum* L.) (Hütsch *et al.*, 2002) ; les exsudats du lupin (*Lupinus augustifolius* cv. Feste) stimulent plus la croissance des champignons que ceux du blé (HaynesBear1997).

L'activité structurante des racines dépend de l'espèce présente sur la parcelle agricole.

CHAPCITRE II. Matériel et Méthodes

2.1. Le milieu d'étude

La commune de Fisdis (Daïra de Batna, Wilaya de Batna), se situe au Nord-Est de la ville de Batna exactement à 12 km du chef lieu de la Wilaya, sur la route n° 03 qui mène à Constantine, à une altitude de 967 m. Elle s'étant sur une superficie de 8580 ha.

Elle est limitée :

- Au Sud par la commune de Batna.
- Au Sud-Ouest par la commune de Chaaba.
- Au Nord par les communes de Sérïana et Djerma.
- A l'Est par la commune d'Elmadher.

La commune de Fisdis est une vallée qui se situe entre les montagnes. Située dans le synclinal d'Oued Gourzi, elle est limitée au Nord-Ouest par les monts de Belezma (altitude plus de 2000 m) et au Sud-Est par l'anticlinal de Bouarif (altitude 1500m). Tous **les sols** de la commune sont des Calcisols (WRB, 1999), généralement pauvre en matière organique. Ces sols sont partagés par Oued Ghorzi qui constitue la principale source d'eau à régime temporaire. Il est alimenté par un réseau hydrographique à régime permanent et dont les effluents sont mélangés aux eaux résiduaires de la ville de Batna.

Les données climatiques exploitées afin de caractériser le climat de la région d'étude ont été recueillies au niveau de la station météorologique d'Ain-Skhouna qui se situe à une altitude de 827 m, entre 35° et 43° de latitude Nord et 621° de longitude Est.

La température est l'un des éléments importants du climat. Elle conditionne la répartition de la totalité des espèces faunistiques et des communautés d'être vivants dans la biosphère (Ramad, 1984). Il convient de noter que, très souvent ce sont les températures extrêmes plutôt que les moyennes qui jouent le rôle essentiel (Dajoz, 1985).

Les températures caractérisant la région de Fisdis durant la période (1995 – 2006) sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2. Données thermométriques en (°C) de la région de Fisdis durant la période (1995 – 2006).

Mois	J	F	M	A	M	J	Jt	Aou	S	O	N	D
M	11,79	13 ,6	17,73	20,68	26,58	32,13	35,8	34,85	28,83	24,39	16,95	12,63
m	0,15	0,22	2,82	5,86	10,66	14,76	17,40	17,54	14 ,05	9,94	4,72	1,9
(M+m)/2	5,97	6,91	10,27	13,27	18,62	23,44	26,6	26,19	21,44	17,16	10,83	7,26

M : moyenne mensuelle des températures maximales absolues quotidiennes. m : moyenne mensuelle des températures minimales absolues quotidiennes. (M+m)/2 : moyenne mensuelle.

Nous constatons qu’au cours de la période (1995 – 2006), la température moyenne la plus basse est enregistrée au mois de Janvier (0.15°C), et la température moyenne la plus élevée est enregistrée au mois de Juillet (35.8°C).

Les données pluviométriques de la période allant de 1995 à 2006, sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Précipitations moyennes mensuelles en mm de la région de Fisdis durant la période (1995 – 2006).

Mois	J	F	M	A	M	J	Jt	Aou	S	O	N	D	Total
1995 /	37,76	24,56	26,66	40,2	43	19,05	5,9	17,44	39,95	22,08	32,5	38,85	347,95
2006													

(Station météorologique Ain Skhoua, 2007)

Les précipitations sont principalement réparties sur l’automne et le printemps là où nous avons enregistré une moyenne mensuelle de 43mm durant le mois de Mai. La moyenne annuelle sur cette période est de 28.99mm. Ce sont les caractéristiques des zones semi-arides de l’est algérien, marquées par l’irrégularité et la faiblesse des précipitations.

De nombreux indices et formules ont été élaborés pour caractériser le climat d’une région, ils font intervenir essentiellement, la conjonction température-pluviométrie.

On a coutume de représenter les différents climats méditerranéens par le climagramme de *Bagnouls* et *Gaussen* et par le diagramme d’*Emberger*. Ces présentations graphiques nous indiquent que la zone étudiée fait partie de l’étage bioclimatique semi-aride, avec une période sèche qui s’étale sur 6 mois (Mai à Octobre).

A Fisdis, les terres consacrées à l'agriculture occupent 2755 ha, soit 32,10 % de la superficie totale de la commune. Les forêts couvrent une superficie de plus de 4041 ha et les terres non agricoles environs 1784 ha. Sur les 2755 ha des sols agricoles 2407 ha sont considérés comme utiles (Anonyme 2007). La céréaliculture occupe la première position du point de vue superficie avec 1000 ha, suivie par les fourrages avec 740 ha, puis l'arboriculture et le maraîchage avec respectivement 40 ha et 24 ha. Mais du point de vue économique, la culture maraîchère revêt plus d'importance et constitue une source de revenu importante pour la région (Anonyme 2007).

L'usage des eaux usées en irrigation est une pratique courante sur l'ensemble des terres agricoles de la région, notamment durant ces dernières années où les ressources hydriques conventionnelles sont limitées. Ces eaux usées constituent une source d'eau alternative, disponible toute l'année, et gratuite, voire une source de nutriment indispensable à la croissance des cultures.

Vu l'importance de l'utilisation des eaux usées dans l'irrigation des cultures maraîchères dans la régions de Fisdis et notamment durant ces dernières années, nous avons opté de faire une étude dans le but de connaître les effets de ces eaux usées sur les propriétés du sol agricole. C'est dans ce contexte que nous avons choisi une **parcelle d'expérimentation reconnue** en premier lieu par son accessibilité et en second lieu par l'utilisation continue des eaux usées dans son irrigation. Cette parcelle est située dans le périmètre agricole de Fisdis qui se trouve sur le côté droit de la route nationale n°3. Elle se trouve à une altitude de 955m entre 35° 35'15.23''N et 6°12'29.19''E.

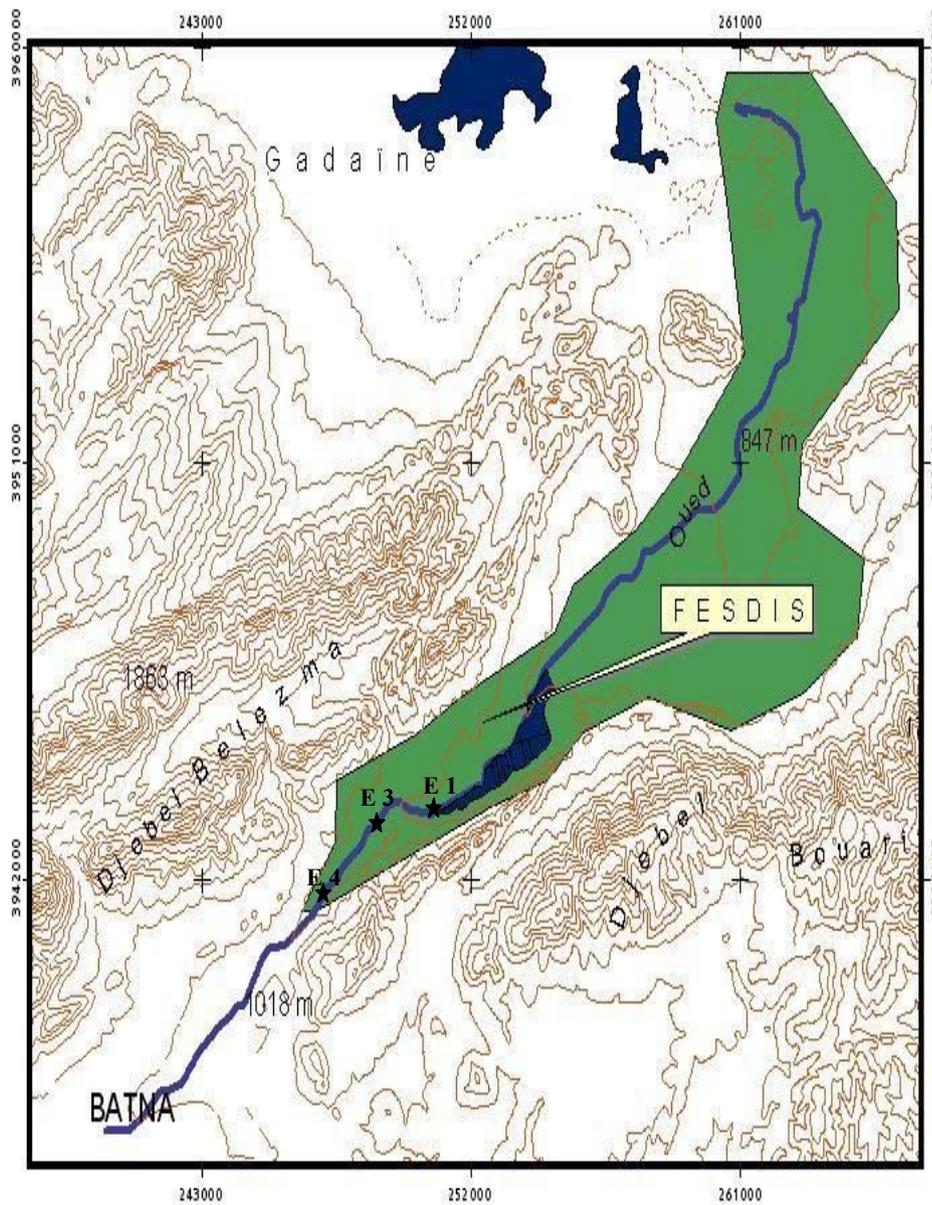
Elle est étendue sur une superficie de 1/4ha. Les cultures y pratiquées sont généralement des cultures maraîchères (laitue, carotte ...), ou fourragères (avoine, luzerne...).

2.2. Echantillonnage

Pour caractériser le sol de notre parcelle expérimentale, nous avons fait trois profils culturaux, au début, au milieu et en bas. Au niveau de chaque profil, nous avons prélevé des échantillons dans les horizons 0 – 5 cm, 5 – 15 cm et 15 – 25 cm. A côté de cette parcelle irriguée à l'eau usée, nous avons réalisé des prélèvements sur sol témoin non irrigué.

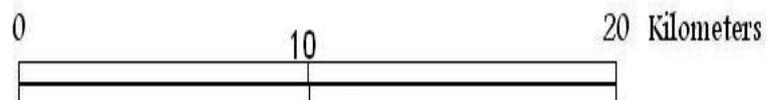
Ces prélèvements d'échantillons du sol ont été effectués au mois de décembre 2006. Certains paramètres, telle que la densité apparente, ont été réappréciés une seconde fois en mai 2007.

Fig.01: Site d'étude et position des stations de prélèvement



Légende:

-  relief
-  Lacs salés
-  Oueds
-  Céréaliculture



Pour caractériser les eaux usées destinées à l'irrigation, nous avons utilisé des échantillons d'eaux résiduelles prélevées au niveau de l'oued El Ghourzi sur plusieurs stations.

2.3. Méthodologie

Le prélèvement des échantillons **d'eau usée** a été effectué dans les bouteilles en verre sur trois stations E1, E3, et E4 (fig. a). Dès l'arrivée au laboratoire, certaines analyses (pH, MES, CE.....) ont été réalisées immédiatement, pour le reste des analyses, les échantillons ont été maintenus dans un réfrigérateur à 4°C.

La mesure de la température, le pH, la conductivité électrique, la salinité, la dureté, l'alcalinité, la turbidité et l'oxygène dissous a été réalisée à l'aide d'un multiparamètres consort C535.

La mesure de la matière en suspension a été réalisée à l'aide de la méthode de centrifugation.

La mesure de la DBO₅ a été réalisée à l'aide d'un DBOmètre. La mesure de la DCO a été réalisée à l'aide d'un DCOmètre. Les chlorures, les Nitrates, et les Orthophosphates sont mesurés par spectrophotométrie et le dosage des ETM a été réalisé par spectrophotomètre DR/2400 HACH.

Une fois les échantillons de **sol séchés**, broyés et tamisés, nous avons effectué les mesures de la granulométrie, le pH, la CE, le calcaire total, le calcaire actif, le carbone organique, l'azote total, le phosphore total, le potassium total, la CEC, les bases échangeables et les métaux lourds. A noter que l'extraction des métaux totaux a été réalisée par l'attaque triacide et le dosage par spectrophotomètre DR/2400 HACH.

La densité apparente renseigne sur l'état structural de l'horizon. Elle a été mesurée sur le terrain avec des cylindres métalliques de volume connu (250 cm³) enfoncés avec précaution dans le sol, et retirés avec leur contenu. La densité apparente est donnée par le rapport du poids d'un volume donné de sol sec sur le volume apparent de l'échantillon. Par contre la densité réelle a été réalisée selon la méthode du pycnomètre (Blake, 1965).

Les courbes de rétention d'eau ont été déterminées sur des échantillons de sol prélevés aux différentes profondeurs à pF0, pF1.6, pF1.9, pF2.5, pF3 et pF4.2 à l'aide de l'appareil de la presse à membrane. Les mesures ont été effectuées sur la terre fine, humectée préalablement et soumise à un cycle de dessiccation jusqu'à équilibre avec le potentiel recherché. La teneur en eau du sol est déterminée par pesée d'un échantillon en équilibre avec un potentiel hydrique déterminé et après dessiccation à 105 °C.

La mesure de la **conductivité hydraulique** du domaine d'écoulement proche de la saturation est réalisée in situ à l'aide d'un infiltromètre mono disque d'un diamètre moyen de 80 mm en contrôlant la pression à la surface du sol. Les mesures d'infiltration sont faites à 4 potentiels de pressions différents 0.05, 0.3, 0.6, 1.2 kPa. Elles ont été réalisées en allant de la pression la plus basse (0.05 kPa) à la plus élevée (1.2 kPa).

Le disque de l'infiltromètre est positionné sur une surface de sol plane et couverte d'une fine couche de sable afin d'effacer la rugosité et d'améliorer le contact hydraulique.

Cette position du disque est maintenue à toutes les pressions appliquées pour éliminer l'effet de la variabilité spatiale dans l'estimation de la courbe de la conductivité hydraulique $K(h)$. Une fois le potentiel de pression voulu est appliqué, les variations de la hauteur d'eau infiltrée sont notées en fonction du temps jusqu'à l'obtention d'un régime stationnaire. Le flux est obtenu par la relation :

$$q = x \left(\frac{\Delta H}{\Delta t} \right)$$

Où : ΔH est la différence du niveau d'eau dans le réservoir d'alimentation pendant le pas de temps Δt ; x est le rapport de la section du réservoir d'alimentation à celle du disque.

La mesure de la conductivité hydraulique a été réalisée dans la partie 0 – 5cm, 5 – 15 et 15 – 25 cm. Pour chacun des traitements étudiés, les essais d'infiltration ont été répétés 3 fois dans chaque niveau.

Méthode de prélèvement des vers de terre

Pour caractériser la densité et les espèces de vers de terre existants dans notre parcelle culturale, nous avons fait les prélèvements sur 3 profils culturaux, au début, au milieu et en bas de la parcelle. Au niveau de chaque profil, les prélèvements des vers ont été réalisés sur une aire de 1 m². Ces prélèvements sont réalisés à 3 profondeurs différentes : de la surface à

5cm, de 5 à 15cm et de 15 à 25cm. A chaque niveau de prélèvement, on recueille la terre dans un récipient puis on l'étale sur un film plastique. Le tri se fait manuellement en émiettant la terre, les vers sont dénombrés et mis dans des flacons renfermant une solution de conservation (Formol à 4%). Les vers récoltés sont identifiés au laboratoire tout en consultant les spécialistes dans la matière et les clés de détermination. Deux récoltes ont été réalisées : la première en Décembre 2006 et la deuxième en Mai 2007.

CHAPITRE III. Résultats et Discussions

3.1. Les eaux usées d'irrigation

3.1.1. Qualité de l'eau usée de l'Oued El Gourzi

L'examen de la composition physico-chimique moyenne des eaux usées d'Oued El Gourzi montre qu'elles ont, pour les plupart des paramètres, des concentrations variables pouvant atteindre ou dépasser des valeurs limites. Ceci est valable pour les MES, DBO₅ et DCO. La richesse de ces eaux en NH₄, NO₃ et PO₄, peut, dans certains cas, dépasser 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'analyse de la variance des données mesurées sur les paramètres des eaux usées indique des effets position et temps significatifs pour l'ensemble des variables mesurées sur l'eau usée (Tableau 4).

Les variables les plus liées aux facteurs étudiés sont, la température de l'eau qui varie considérablement avec le temps ($r = 0,61$), ceux variant dans l'espace, sont principalement l'oxygène dissous ($r = -0.51$), et le NH₄ ($r = 0.61$).

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 issus principalement des eaux usées domestiques traités préalablement à la station d'épuration des eaux usées principale et des eaux industrielles qui by-passent la station d'épuration des eaux usées, puis 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 (STEP de Batna, 2007).

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

Nous pensons que le débit d'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 à leur tour tributaires des conditions climatiques (sécheresse, etc.). Ceci fait que toute estimation prévisible du débit des eaux usées rejetées restera aléatoire.

Les valeurs de **la température** des effluents d' Oued El Gourzi au cours de la période d'étude, varient entre 20.4 °C et 5.7 °C à travers les quatres saisons avec une moyenne de 15.5 °C, (Fig. 2). Cette variation peut être expliquée par le refroidissement progressif au contact de l'air. Habituellement, la température des effluents est aussi dépendante des conditions météorologiques où elle est, généralement, élevée quand la température de l'air l'est, particulièrement, lorsque la colonne d'eau est faible où la différence entre les deux températures est de 2 à 3 °C. Dans ce cas, les mois de Mai et Juin étaient plus chauds, causant l'élévation de la température et du taux d'évaporation du cours d'eau. Ceci, sans doute, affectera les paramètres physico-chimiques et bactériologiques des effluents d' Oued El Gourzi. Mais globalement, les valeurs de la température des effluents d'Oued El Gourzi se situent dans la bonne gamme (< 30 °C) favorable à l'activité microbienne, c'est-à-dire au traitement biologique et à l'auto-épuration (JO, 1993; Mara, 1980) ainsi qu'au développement de la végétation (Marschner, 1995).

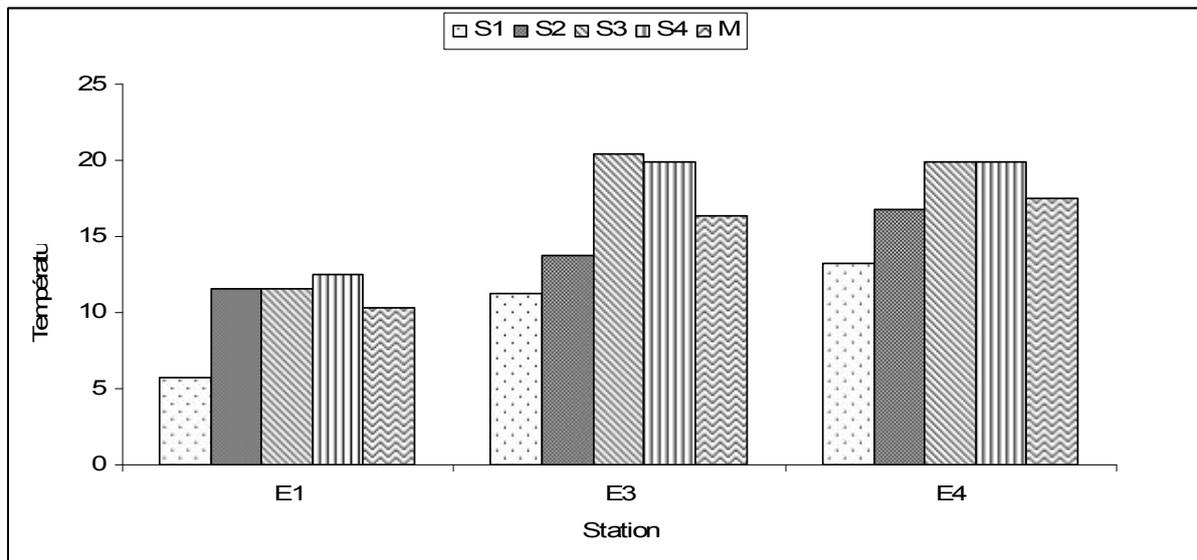


Figure 2. Variation spatio-temporelle de la température des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

Le pH conditionne un grand nombre d'équilibre physicochimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau et les apports des rejets des agglomérations, des industries et de l'agriculture.

L'évolution spatiale du pH des eaux usées d'Oued El Gourzi se caractérise par une diminution importante d'amont vers l'aval. Ce pH basique de valeur moyenne de 7.95, varie de 7.5 à 8.2 (Fig. 3). Les valeurs du pH sont légèrement plus élevées à proximité des points de rejet, tandis que, sa variation temporelle n'est pas considérable.

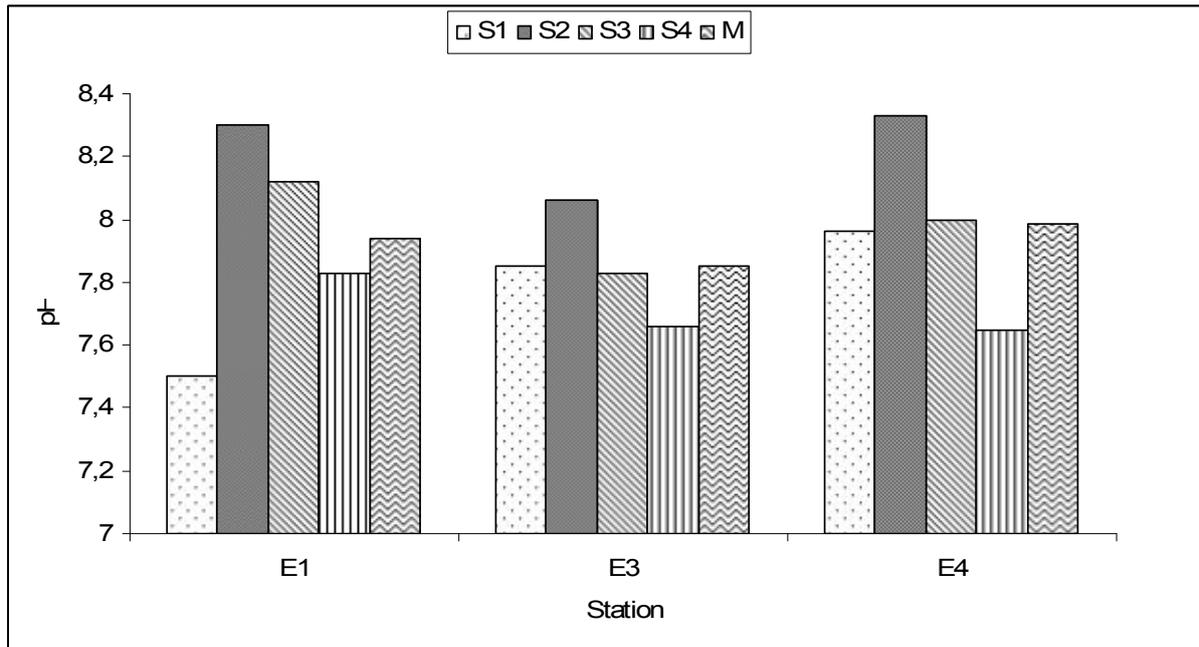


Figure 3. Variation spatio-temporelle du pH des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

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 (Hassoune, 2006 ; El Halouani, 1990 ; Ouazzani, 1987). Ceci est probablement attribué soit à la neutralisation par les industries de leurs rejets avant leur déversement (Hassoune et al., 2006), soit à la nature calcaire de l'eau de consommation (Zouita, 2002) et au pouvoir tampon des eaux usées (Petelon, 1998). Des résultats similaires ont été obtenus par Cherak (1999) et Zouita (2002) dans cette zone.

Tableau 4. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées de l'eau

Source	Pos	Tps	Pos x Tps	Erreur
dll				
T	62.54**	130.10**	7.34**	0.43
pH	0.20**	0.18*	0.16**	0.03
CE	0.54*	2.19**	0.37*	0.11
Sln	0.47**	0.74**	0.11**	0.01
O ₂	64.52**	23.38**	2.54**	0.04
%O ₂	11328.84**	3275.46**	364.53**	1.80
MES	356417.88**	64338.67**	87955.98**	1635.83
Trb	5223.56**	201.07**	626.32**	7.19
NO ₃	767.11**	355.27**	83.17**	0.85
NH ₄	12027.84**	2014.37**	1129.93**	2.98
PO ₄	34.66**	163.46**	22.55**	0.04
Cl	14238.35**	46005.38**	10614.81**	114.00
Alc	24647.74**	7646.14**	6458.57**	143.73
Dur	8789.54ns	36968.67**	20178.83**	5456.54

Pos : Position ; Tps : Temps ; 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).

En général, les effluents d'Oued El Gourzi ne présentent aucun effet défavorable sur les eaux de surface à pH variable entre 5.5 et 8.5 (Mara, 1980 ; Arrignon, 1976; JO. 1993) et aux cultures à pH toléré entre 6.5 et 8.4 (Ayers et Westcot, 1994, Nisbet et Verneaux, 1970). Mais dans le cas des eaux usées qui tendent à devenir acides à cause de rejets industriels ou accidentels, il y aurait alors risque de dégradation de la structure du sol et de mise en solution des métaux toxiques pour la plante et pour l'homme (El Halouani, 1995 ; Ratel et al., 1986; Scokart et al., 1983).

La conductivité électrique et la salinité constituent de bons indicateurs d'appréciation des matières en solution (Rodier, 1996). Ces matières en solution 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. Une salinité importante des eaux d'irrigation engendre des effets indésirables tant sur les propriétés physiques du sol que sur la croissance des végétaux et les rendements des cultures (Anonyme, 1986).

L'évolution spatiale des valeurs de la conductivité électrique et de salinité des eaux usées des stations étudiées révèle une augmentation au niveau des points de rejet avec un maximum de 3 mS/cm et 1.61 g/l respectivement et une baisse mais stable au niveau des autres stations moyennant un minimum de 1.97 mS/cm et 1.05 g/l (E_1), (Fig. 4,5). Cette évolution est d'une manière générale, proportionnelle à l'évolution de la température des eaux usées des stations correspondantes. L'apparition de faibles fluctuations temporelles des valeurs de la conductivité électrique et de salinité est due, beaucoup plus, aux conditions climatiques (évaporation pendant la période printanière), ces valeurs s'élèvent au cours des périodes sèches (Mara, 1980 ; Ayers et Westcot, 1994 ; Ramdani, 1986).

Cependant, les valeurs de la conductivité électrique et de la salinité pour toutes les stations de prélèvement sont situées dans les limites des valeurs recommandées par Ayers et Westcot (1994) et FAO (2003) (0-3 mS/cm et 0-2000 mg/l) respectivement. Mais, d'après la classification des eaux d'irrigation (Richards, 1969), les effluents d'Oued El Gourzi, aux points de leurs exploitations, appartiennent à *la classe III* caractérisée par une très forte salinité et un risque encouru par la plante élevé. Cependant leur utilisation en agriculture est toujours possible sous certaines conditions. Selon Landreau (1987), l'usage des eaux de très forte salinité à des fins agricoles est envisageable, mais il est toutefois possible d'utiliser les eaux de *la classe III* en utilisant des cultures particulièrement résistantes. Le degré du risque encouru par les cultures est généralement fonction de la nature des sels minéraux contenus dans l'eau d'irrigation (Ayers and Westcot, 1985 ; Bazza, 2003).

La tendance générale des résultats de la conductivité électrique et de la salinité des effluents de la zone d'étude est en accord avec ceux qui sont rapportés par Zouita (2002) et Cherak (1999) dans la même zone et par Rusan et al., (2007) en Jordanie.

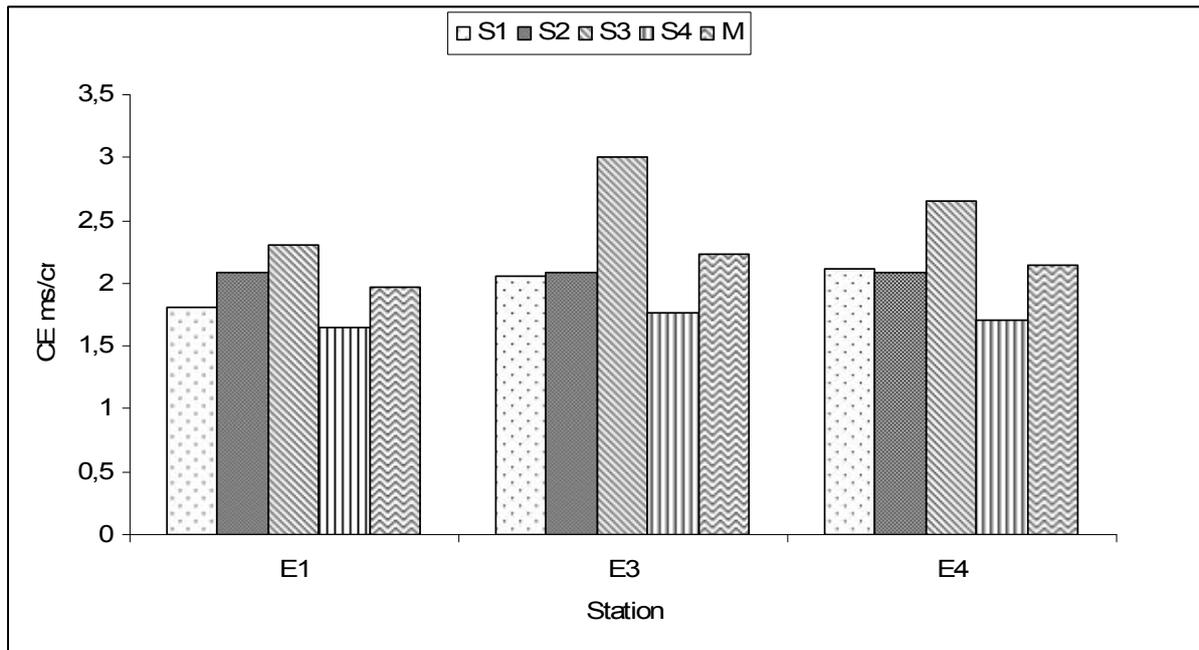


Figure 4. Variation spatio-temporelle de la conductivité des effluents de l’oued El Gourzi(E1 – E4= Sites d’échantillonnage, d’aval vers l’amont, des eaux le long du parcours de l’oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

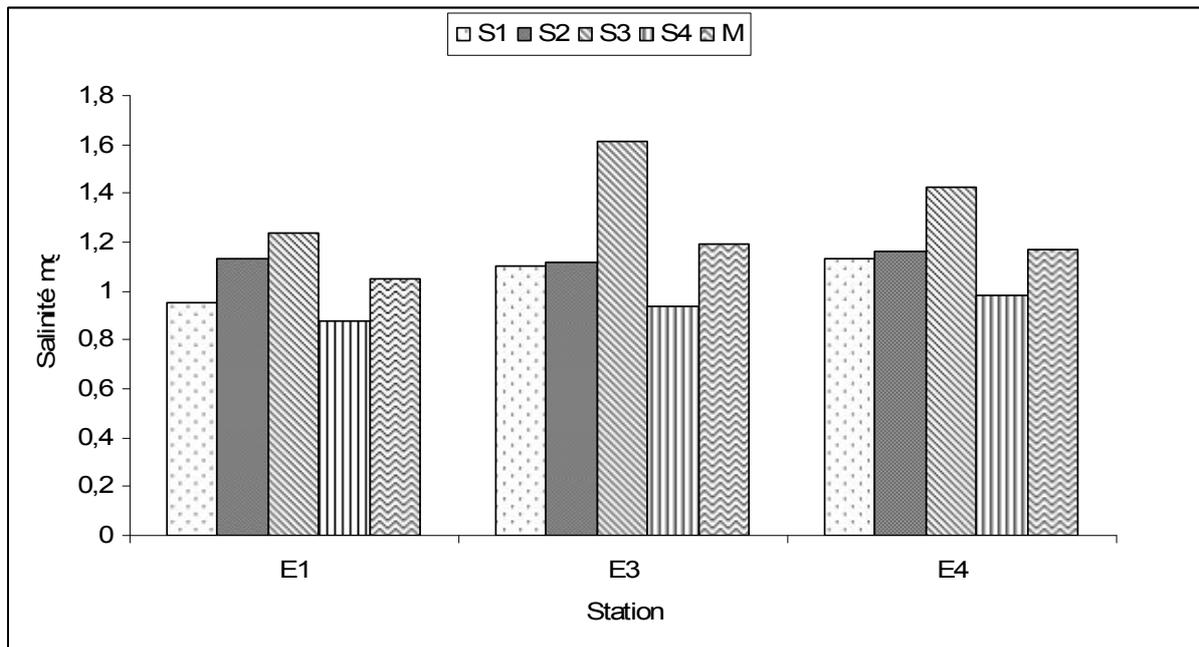


Figure 5. Variation spatio-temporelle de la salinité des effluents de l’oued El Gourzi E1 – E4= Sites d’échantillonnage, d’aval vers l’amont, des eaux le long du parcours de l’oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

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 aux activités humaines (FAO, 2003; Ayers and Westcot, 1988).

L'analyse des résultats des chlorures (Fig. 6) montre que les concentrations dans les eaux usées oscillent entre 548.33 mg/l et 199.82 mg/l pendant l'été, avec des valeurs moyennes maximale et minimale de 511.2 et 195.96 mg/l aux stations. 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 son utilisation domestique ou industrielle. La variable des chlorures est liée à la conductivité électrique et à la salinité de l'eau, ce qui confirme leur origine commune (eau usée).

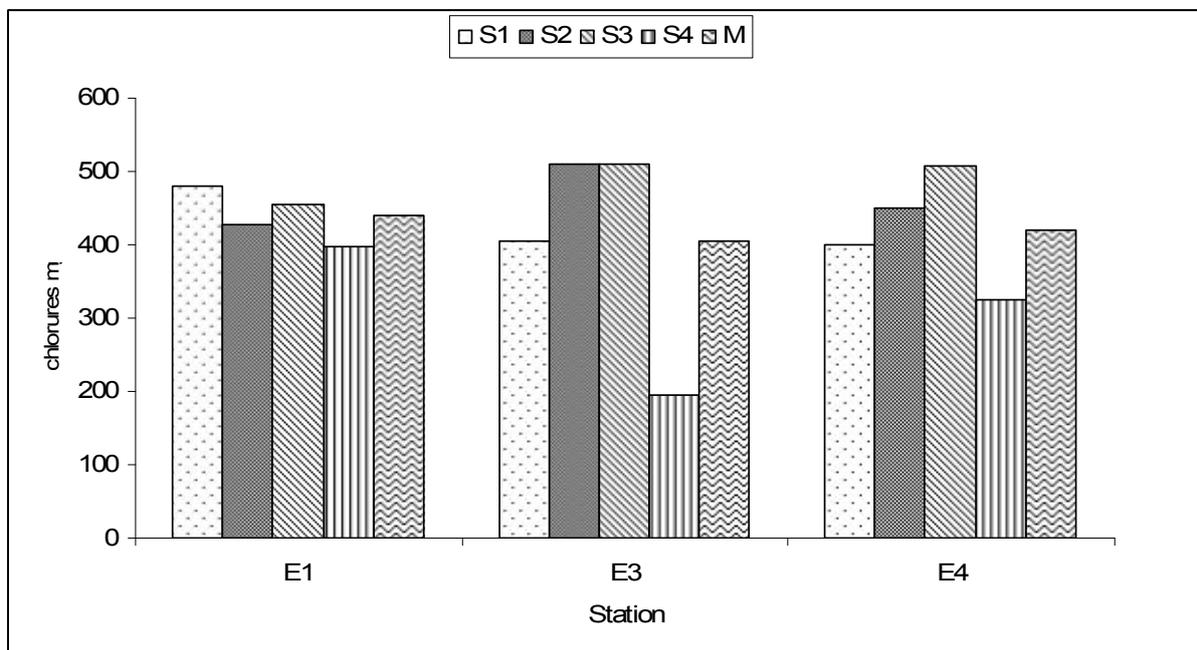


Figure 6. Variation spatio-temporelle des chlorures des effluents de l'oued El Gourzi(E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

Le taux de chlorures dans les eaux usées d'Oued El Gourzi est cependant supérieure à 355.0 mg/l, dépassant ainsi largement le seuil tolérable pour les modes d'irrigation de surface et par aspersion (Ayers and Westcot, 1984); ce qui aurait un effet toxique sur les cultures sensibles irriguées par ces eaux.

Les concentrations des bicarbonates dans les eaux usées d'Oued El Gourzi varient entre les valeurs moyennes maximale et minimale de 711.66 mg/l et 575 mg/l (Fig. 7). Les teneurs des eaux usées en bicarbonates sont plus élevées que celles des eaux potables de la ville de Batna. La variabilité de ce paramètre est beaucoup plus ressentie dans l'espace que dans le temps. Les fluctuations inter-station des teneurs en bicarbonates peuvent être

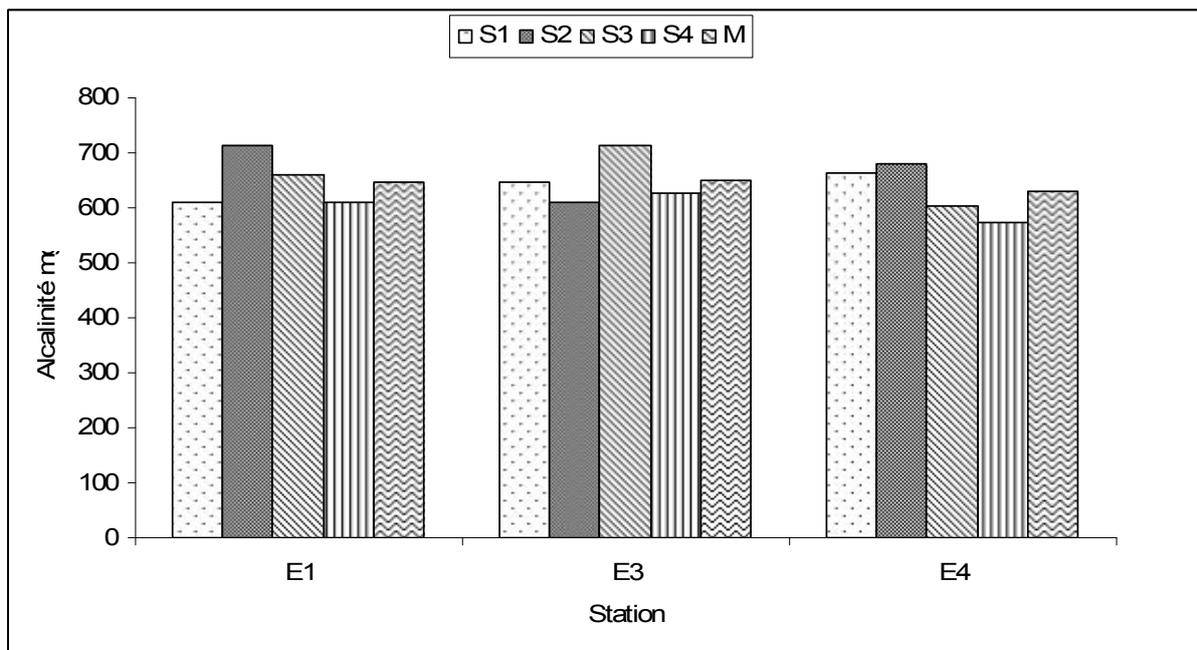


Figure 7. Variation spatio-temporelle des bicarbonates des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

expliquées par la complexation ou la transformation des bicarbonates en gaz carbonique et la minéralisation de la matière organique des eaux usées.

Ces valeurs seraient liées, d'une part, aux pratiques agricoles, et d'autre part, aux effluents urbains et industriels, surtout ceux déversés sans traitement préalable.

Les matières en suspension (MES) et la turbidité représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux usées. Les valeurs enregistrées des matières en suspension sont plus élevées en aval du déversoir principal (E₁), avec une moyenne

maximale de 1853.75 mg/l au printemps qu'ailleurs, et avec une moyenne minimale de 220.4 mg/l au cours de l'hiver (Fig. 8, 9).

Les valeurs moyennes de turbidité, sont maximales (85 FTU) à la source d'eaux usées brutes. A mi distance, la vitesse d'écoulement de l'eau tend à régresser, ce qui permet la chute des valeurs des MES.

La différence dans les valeurs des MES et de turbidité des eaux usées est beaucoup plus en rapport avec la nature et la taille des particules en suspension qui composent l'effluent.

Il semble évident que la STEP de la ville de Batna est arrivée à atténuer fortement la pollution particulaire. Tandis que l'importance des MES en E₁ est probablement lié à la remise en

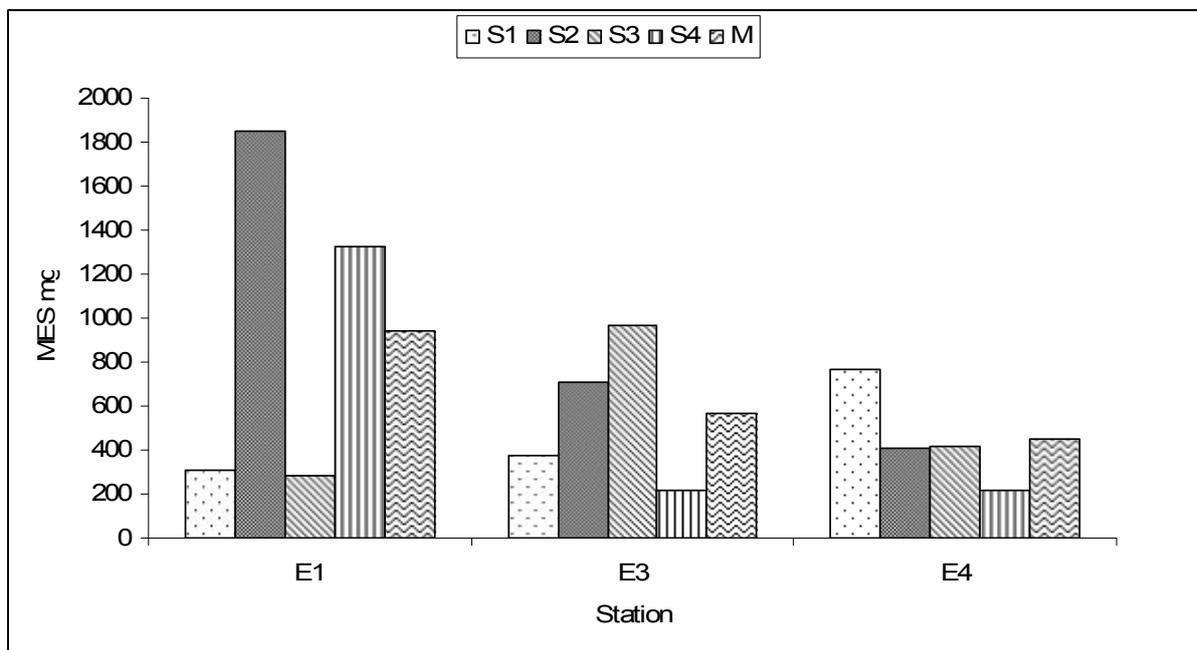


Figure 8. Variation spatio-temporelle des MES des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

suspension du complexe sédimentaire du lit d'Oued El Gourzi. D'une manière générale, il existe une tendance d'abattement de la pollution particulaire (MES et Turbidité) d'amont vers l'aval de l'écoulement.

Les valeurs des MES et de la turbidité sont liées beaucoup plus au facteur position qu'au facteur temps. La variation spatiale des valeurs moyennes des matières en suspension et de

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. Temporellement et pendant les périodes pluvieuses, la fluctuation des valeurs moyennes des matières en suspension et de turbidité provient non seulement de la variation de la qualité des eaux usées mais aussi de l'effet d'érosion vue la texture du sol qui est *argilo-limoneuse*.

De même, les valeurs des MES sont proches de celles données par El-Krati (2000) à Sidi Bennour (Maroc) et El Guamri et Belghyti (2006) à Saknia (Maroc).

L'existence des matières en suspension dans les effluents d'Oued El Gourzi en quantité dépassant largement la norme (300 mg/l) recommandée par le JO (1993) et l'OMS (1989) pour les eaux de surface, n'empêche pas leur utilisation dans l'irrigation des cultures. La valeur maximale permmissible est fixée à 2000 mg/l (Ayers et Westcot, 1994). Ceci doit être

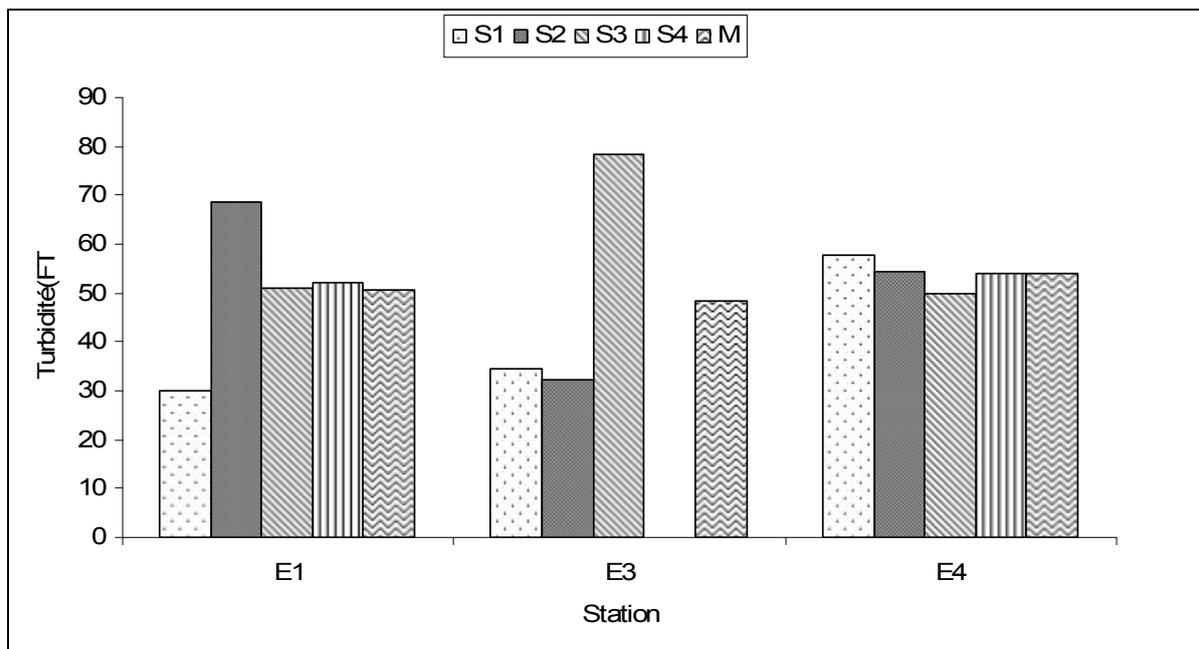


Figure 9. Variation spatio-temporelle de la turbidité des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

réalisé avec précaution pour ne pas engendrer de colmatage de porosité du sol dont les conséquences sont néfastes sur la diminution sensible de la perméabilité (Landreau, 1987 ; Ratel et al., 1986; Ayers et Westcot, 1994; FAO, 2003).

La demande biochimique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO), la matière organique (MO), représentent les paramètres habituellement utilisés d'une manière indirecte, pour décrire la charge organique dans une eau usée. La présence de l'oxygène dissous dans l'eau usée 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 et 532 mg/l avec une moyenne de 130 mg/l pour la DBO₅, 212 mg/l et 1070 mg/l avec une moyenne de 309 mg/l pour la DCO, 65.44 mg/l et 711.33 mg/l avec une moyenne de 183 mg/l pour la matière organique et 3.05 mg/l et 8.75 mg/l pour l'oxygène dissous (Fig. 10 et annexe).

Une oxygénation extensive de l'eau usée se produit progressivement de l'amont vers l'aval de l'écoulement, essentiellement par les échanges air-eau. Les trois paramètres (DBO₅, DCO et MO) évoluent d'une façon similaire d'amont vers l'aval de l'écoulement. Cette évolution peut être expliquée par l'instauration des conditions de dégradation de la matière organique par les

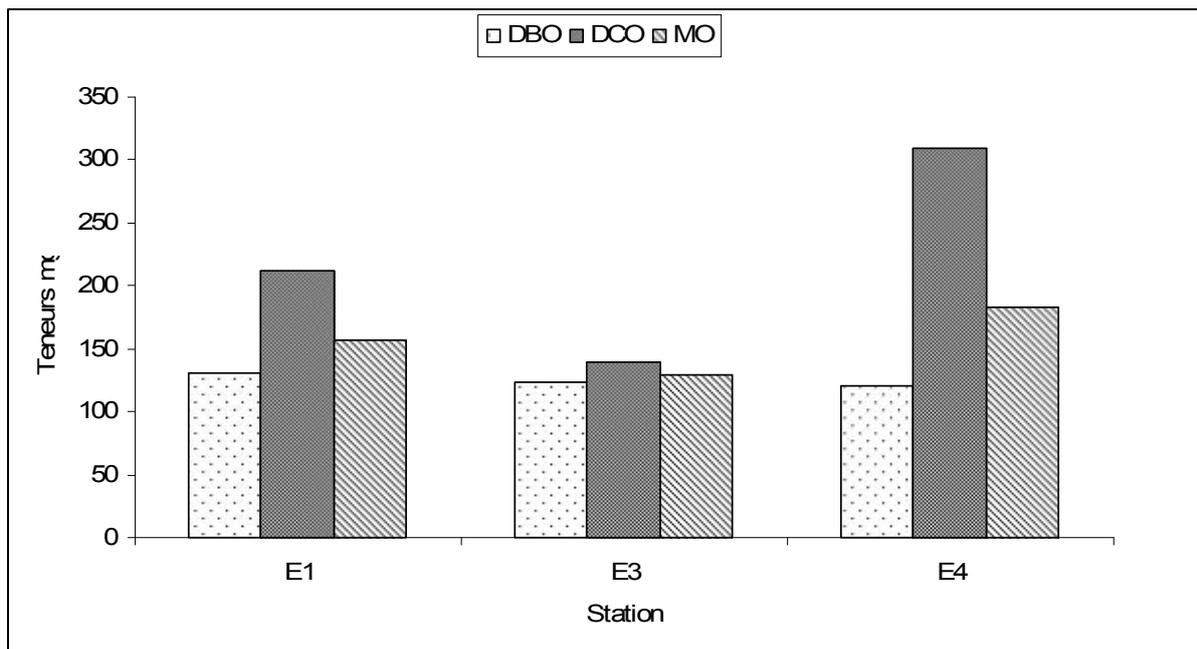


Figure 10. Variation spatiale de la DBO, DCO et MO des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4 = représentent les sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued)

microorganismes et l'oxydation des sels minéraux, ce qui permet un gradient croissant d'oxygène dissous. Ainsi, les eaux usées d'Oued El Gourzi sont, majoritairement de nature domestique ($DCO/DBO_5 < 2.5$) (Bechac et al., 1987). Ceci signifie que la contribution des activités industrielles à l'évolution de la DBO_5 et la DCO semble être insignifiante.

Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par Vhevha et al. (2000) et Mara (1980). Zouita (2002) a rapporté 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 peut trouver 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 consommation d'oxygène de ces milieux, elle est d'un grand intérêt pour l'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, mais à part l'exutoire de la STEP de Batna, les autres stations de prélèvement présentent des valeurs moyennes de la DBO_5 et la DCO supérieures aux normes de rejet algériennes (40 mg/l, 120m/l respectivement) (JO. 1993).

L'azote est un constituant essentiel de la matière vivante, mais sa présence en quantité importante dans les eaux usées nécessite une surveillance attentive (NRC., 1993; Mecalff & Eddy, 1991). L'azote dans les eaux usées se trouve dans ses formes organique et inorganique. Les formes inorganiques de l'azote sont immédiatement disponibles à la plante tandis que les formes organiques doivent premièrement être minéralisées par les microorganismes. La forme de l'azote recherchée dans cette étude est celle minérale, à savoir l'azote ammoniacal (NH_4^+) et l'azote nitrique (NO_3^-).

Les valeurs des **nitrates** obtenues dans la zone oscillent entre 0.4 à 36.41 mg/l, celles de **l'ammonium** vont de 60.65 à 184.4 mg/l (Fig. 11, 12). Les résultats montrent un gradient croissant des teneurs moyennes en nitrates de l'amont de l'écoulement vers l'aval, alors que la teneur en ammonium diminue sur le même axe. Au printemps, les teneurs en nitrates enregistrent une augmentation exceptionnelle attribuée à l'effet des eaux ruissellement des terres agricoles. A proximité des points de rejet, 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 en générant les nitrates (Rodier, 1996). 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.

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). Ces valeurs de nitrates ont été aussi largement dépassées par celles rapportées par les études précédentes des eaux usées de la région de Mzamza (Nord Est de Settat, Maroc) (Hassoune, 2006). Des valeurs comparables d'ammonium sont rapportées dans la même zone par Mennani (2001), par Rusan et al., (2007) en Jordanie et d'autres plus élevées de 157 mg/l et de 218 mg/l similaires sont rapportées par Siobhan et al., (2006) et Ndiaye et al., (2006) sur les eaux usées des villes de Thekwini (Afrique du Sud) et de Dakar (Sénégal) respectivement.

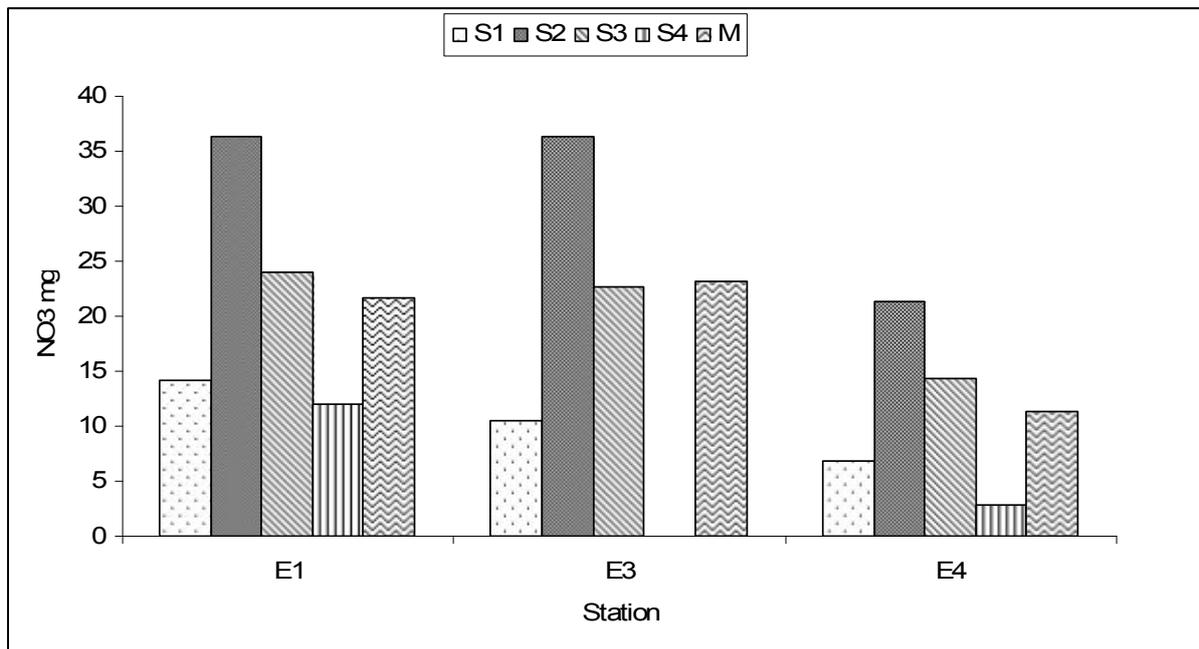


Figure 11. Variation spatio-temporelle des nitrates (NO_3^-) des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

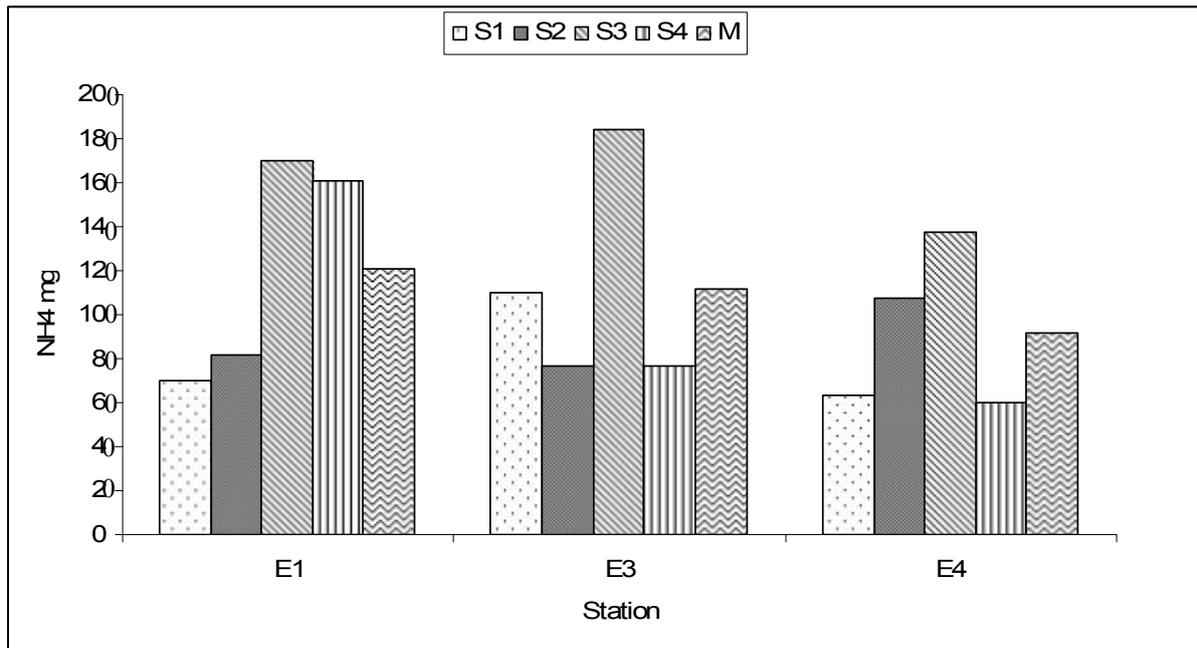


Figure 12. Variation spatio-temporelle de l'ammonium (NH_4^+) des effluents de l'oued El Gourzi E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

En général, les teneurs en ammonium semblent être élevées, celles des nitrates se situent dans la bonne gamme des eaux de surface (Arrignon, 1976; JO. 1993) mais qui dépassent dans la plus part des cas la valeur admissible 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 cultures et selon les régions (Geng, 1988). Pour le champ d'épandage des eaux usées, les parcelles exploitées par les agriculteurs sont soumises durant toute l'année à l'irrigation par les eaux usées. Ce qui se traduit par un apport considérable en azote variant de 116 à 512 kg/ha/an. Si on se base sur la quantité d'azote exportée par les cultures de 300 kg/ha/an, la quantité d'azote qui sera apportée au sol est de 184 kg/ha/an et le résiduel dans le sol sera 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 lixiviable.

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). Dans les eaux usées, le phosphore se présente sous diverses formes (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}). Les principales sources du phosphore sont issues des activités humaine et industrielle. L'apport d'origine humaine

représente 30 à 50% du phosphore total, alors que l'apport des détergents dans une eau usée est de 50 à 70% (Florentz et al., 1983 ; Doemel et Brooks, 1975).

Le phosphore constitue un facteur de précocité, tandis que l'azote tend à prolonger la végétation. De même, 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'orthophosphates (Vilain, 1989), ce qui permet de dire que le phosphore apporté par les eaux usées est biodisponible pour une grande proportion (60 à 70%).

A cause de leur dominance dans les eaux usées (60 à 70%) (El Halouani, 1990 ; Picot et al., 1991 ; El Halouani et al., 1993), seule la forme orthophosphatée a été suivie durant cette étude dans les effluents d'Oued El Gourzi.

Les teneurs en **orthophosphates** dans les effluents d'Oued El Gourzi varient entre 1.4 mg/l et 13.45 mg/l (Fig. 13). La variabilité dans les valeurs des orthophosphates peut être expliquée, spatialement, par les rejets additionnels des agglomérations et unités industrielles avoisinantes

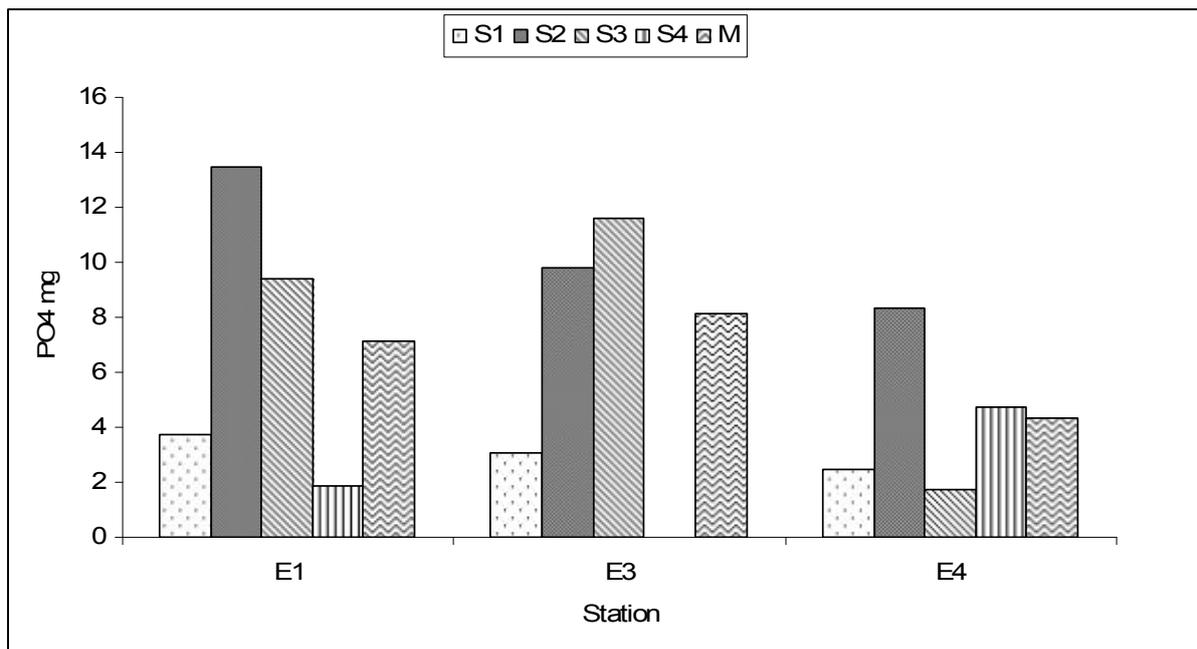


Figure 13. Variation spatio-temporelle des orthophosphates (PO_4^{2-}) des effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued; S1-S4 = Campagnes de prélèvement ; M = Moyenne des campagnes de prélèvement)

des communes de Batna et de Fisdis et temporellement d'une manière moins importante, par les apports des eaux de ruissellement issues des pluies de la période hivernale Février-Mars.

D'une manière générale, les valeurs moyennes des PO_4 dépassent le seuil des eaux destinées à l'irrigation (2 mg/l) recommandé par l'OMS et la FAO. Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par Zouita (2002) dans son étude sur les eaux usées d'Oued El Gourzi. Les concentrations des orthophosphates sont comparables à celles obtenues par El Guamri et Belghyti (2006) mais 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 en phosphore est d'environ 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 demeure toujours supérieur aux besoins maxima des plantes. Cependant, si on tient compte du phosphore total., cet apport sera majoré de 30 à 40%, ce qui confirme que le phosphore est apporté en excès par rapport aux besoins maxima de la plante, ce qui augmente significativement le risque de pollution des eaux de surface (NRC., 1996). The Water Environment Reseach Foundation (1993) recommande qu'il est préférable de suivre la teneur en phosphore du sol là où l'irrigation aux eaux usées est pratiquée continuellement dans le temps, et que le taux d'application des eaux usées doit être déterminé en fonction des besoins en phosphore plutôt que de l'azote de plante.

Mais, sous certaine condition du pH du sol, le phosphore deviendra non biodisponible pour la plante. A des pH basiques, les orthophosphates précipitent en présence d'ions calcium en formant des complexes plus au moins stables (Vilain, 1989 ; El Halouani, 1990 ; Bontoux et al., 1990 ; Picot et al., 1991 ; El Halouani, 1993).

3.1.2. Evaluation des ETM dans l'eau usée

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 aussi oligo-éléments ou éléments traces métalliques (**ETM**) (Cadillon, 1989). De même, les eaux usées peuvent apporter d'autres métaux toxiques à la plante, c'est le cas du plomb, mercure,

cadmium, aluminium chrome, etc. (Cadillon, 1989). Une accumulation de ces ETM dans le sol en quantité excessive supérieure aux seuils limites entraîneraient des phénomènes de phytotoxicité et présentent également des risques pour le consommateur, l'homme et le bétail (Ratel et al., 1986; Berdai et al., 1991). Les métaux usuellement appelés lourds et présents dans les eaux usées se fixent dans le sol, il n'en demeure pas moins qu'une faible part est susceptible de se trouver dans les eaux d'irrigation (Landreau, 1987 ; Cadillon, 1989). Selon Scokart (1983), la solubilité des ETM dépend essentiellement du pH du sol. L'assimilation de ces métaux par les plantes est plus élevée dans les sols acides que dans les sols basiques (calcaires).

Le fer (Fe) Dans les eaux usées d'Oued El Gourzi, les teneurs moyennes en fer varient entre 2.20 et 2.36 mg/l aux points d'utilisation agricole et avec une moyenne de 2.28 mg/l (Fig. 13). La teneur moyenne ou extrême maximale demeure inférieure aux valeurs de seuils fixées par la FAO qui est de l'ordre de 5 mg/l (Ayers et Westcot, 1985; Bahri, 1987). Selon la Federal Water Pollution Control Administration (Ratel et al., 1986), la valeur limite en fer diffère selon le type d'utilisation des eaux usées en irrigation : la teneur en fer tolérable est de l'ordre de 5 mg/l pour une utilisation continue des eaux usées ; et elle serait de l'ordre de 20 mg/l en cas d'irrigation discontinuée sur sol à texture fine avec les eaux usées brutes.

Les besoins des cultures en fer sont compris entre 1.0 à 2.0 kg/ha/an (Vilain, 1989). Sur la base d'une teneur moyenne en fer de 2.28 mg/l, un débit de 350 l/s et une superficie totale irriguée avec les eaux usées de 500 ha ; l'apport annuel par les eaux usées en fer est de l'ordre de 50 kg/ha/an soit 25 fois plus que les besoins des cultures. Cet apport en fer peut satisfaire les besoins des cultures les plus exigeantes en fer. Dans les sols riches en calcaire, l'excédent en fer est souvent retenu et alors n'est plus disponible à la plante.

Le manganèse (Mn) sous forme de sel est assez répandu dans la nature. 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 (Rodier, 1984).

Les eaux usées d'Oued El Gourzi avec des teneurs moyennes en Mn aux points d'exploitation varient de 5.14 à 9.1 mg/l (Fig. 14). Les besoins des cultures en Mn sont de l'ordre de 1000 g/ha/an pour les céréales qui sont les plus exigeants (Vilain, 1989). L'apport annuel par hectare des eaux usées d'Oued El Gourzi (déterminé sur la base d'une teneur moyenne de 6.92 mg/l, un débit moyen de 350 l/s et d'une superficie irriguée par les eaux usées de 500 ha) est de l'ordre de 152 kg/ha/an (152% les besoins des cultures). Les eaux usées d'Oued El

Gourzi avec cet apport en Mn peuvent satisfaire aux besoins des cultures même les plus exigeantes en cet élément essentiel. Au cours de la période d'étude, la végétation n'a pas montré de signes de stress lié à l'excès de Mn, ce qui laisse supposé que le pH élevé du sol réduit la disponibilité de ce métal à la plante.

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 (Chocat, 1997 ; Zouita, 2002). Les sels de cuivre sont utilisés comme des ingrédients actifs dans les préservatifs du bois, fongicide ou algicide en agriculture, pour traitement chimique de surface, pour tannage des peaux, ainsi que pour la fabrication de peinture. Le cuivre peut provenir également de la corrosion des tuyauteries (CCME, 1997).

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 avec une moyenne de 0.63 mg/l. La teneur en cuivre présente un accroissement de l'aval à l'amont de l'écoulement des eaux usées d'Oued El Gourzi (Fig. 14).

Zouita (2002) et Mennani (2001) rapportent des teneurs moyennes en cuivre dans les eaux usées d'Oued El Gourzi largement supérieures et qui dépassent les normes nationales et internationales de réutilisation et de rejet.

Le zinc (Zn) Les teneurs moyennes en zinc dans les eaux usées d'Oued El Gourzi varient entre 0.28 et 0.65 mg/l aux points d'exploitation des eaux usées en irrigation et avec une moyenne de 0.47 mg/l (Fig. 14). 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, 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 pour le cuivre et 0.47 et 0.48 mg/l pour le zinc respectivement. Ainsi, Rusan et al. (2007) ont rapporté des valeurs de 0.19 mg/l, 0.01 mg/l, 0.07 mg/l et 0.87 mg/l 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 probablement due aux rejets issus des activités industrielles de textile et de tannerie.

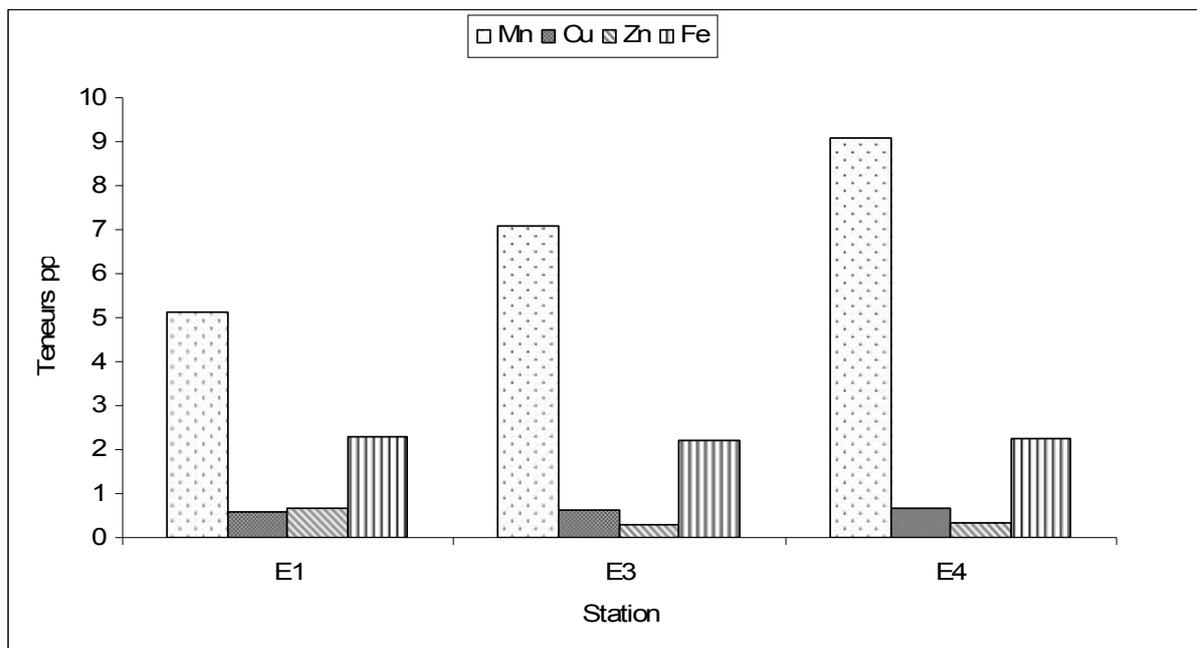


Figure 14. Variation spatiale des ETM (Fe, Mn, Cu et Zn) dans les effluents de l'oued El Gourzi (E1 – E4= Sites d'échantillonnage, d'aval vers l'amont, des eaux le long du parcours de l'oued .

En comparant la teneur des ETM des eaux usées d'Oued El Gourzi à la norme de la Federal Pollution Control Administration (Ratel et al., 1986 ; Landreau, 1987), il est clair que les teneurs de Zinc sont en dessous des seuils d'une utilisation en irrigation d'une manière continue pour tous les types de sols et en dessous des seuils pour une utilisation en discontinue pour des sols à texture fine.

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 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 phytotoxicité en ETM ne peuvent pas se poser pour le moment à cause de leur faible teneur d'une part et des caractéristiques physicochimiques du sol d'autre part. Le sol, dans la région de Fisdis, est de nature calcaire; condition qui favorise la précipitation des ETM (Marschner, 1995). Lorsque les ETM deviennent toxiques pour la plante et pour l'homme consommateur de cette plante, le seuil de phytotoxicité est atteint avant celui de la toxicité du consommateur (Ratel et al., 1986).

3.2. Le sol irrigué à l'eau usée

3.21. Effets des eaux usées sur la composition biochimique du sol

Les sols de la région Batna-Fisdis-El-Madher sont des calcisols (WRB, 1999), ils 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 glacis.

L'analyse de la variance indique un effet *Position* très significatif pour l'ensemble des variables analysées mais à part le pH et la CE du sol (Tableau 5). L'effet Horizon des sols n'est significatif que pour le carbone et la matière organique. La comparaison des moyennes du sol témoin et celles du sol irrigué 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.

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 ($r = 0.77$)].

Tableau 5. Carrés moyens de l'analyse de la variance des variables mesurées dans le sol

	Irrigation (Eau usée vs Eau de pluie)	Position 1 (<i>horizontal</i>)	Position 2 (<i>vertical</i>)	Position 1 x 2
pH	0.0 ^{ns}	0.01 ^{ns}	0.0 ^{ns}	0.0 ^{ns}
CE (μS/cm)	2618 ^{ns}	8338.20 ^{ns}	6720.03 ^{ns}	544.39 ^{ns}
C (%)	1.23 ^{***}	0.82 ^{**}	0.40 [*]	0.08 [*]
MO (%)	3.41 ^{***}	2.44 ^{**}	1.47 ^{**}	0.24 [*]
N (%)	0.01 ^{ns}	0.02 ^{**}	0.00 ^{ns}	0.01 ^{ns}
P (%)	0.06 ^{***}	0.02 ^{**}	0.00 ^{ns}	0.00 ^{ns}
K (%)	0.02 ^{***}	0.02 ^{**}	0.00 ^{ns}	0.00 [*]

ns,*,**,*** : effet non significatif, significatif à 5% , 1% et 1%o respectivement

L'irrigation avec les eaux usées ne montre pas d'effet significatif sur le pH du sol. Les valeurs moyennes du **pH** de sol étudié oscillent entre 7.74 pour les horizons du sol en pluvial et 7.84 pour l'horizon de surface irrigué en eaux usées. En même temps, les valeurs du pH sont plus élevées en profondeur (20-40 cm) qu'en surface (0-20 cm). Schipper et al. (1996) indiquent que le pH du sol augmente à la suite d'une longue période d'irrigation avec les eaux usées et attribuent cette hausse à la composition chimique d'effluents en cations tels que Na, Ca et Mg. Autres chercheurs mentionnent que le pH du sol irrigué avec les eaux usées décroît suite à l'oxydation des composés organiques et la nitrification de l'ammonium (Mohammad and 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 étudié sont favorables à l'activité microbienne et à la croissance des cultures (Marschner, 1995).

La conductivité électrique (CE) constitue un indicateur de la concentration des sels solubles dans le sol. Les résultats des mesures effectués sur le sol ont permis de constater que les valeurs de la conductivité électrique sont plus élevées dans le sol irrigué avec les eaux usées (412,83 μS/cm) que dans le sol témoin irrigué avec l'eau pluviale (278,0 μS/cm). En profondeur, l'horizon (20-40 cm) du sol étudié semble être plus riche en sels solubles que celui entre 0-20 cm. Cet effet est du 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 source principale d'apport de sels du sol (Hussain and Al-Saati, 1999 ; Nakayama and Bucks, 1986). Il est évident que la salinité des eaux usées est plus élevée que celle des eaux pluviales.

Mohammed 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 pluviale est attribuée au niveau élevé des matières dissoutes de l'eau usée. Les sels solubles s'accumulent plus dans les couches profondes sous l'effet de lixiviation (Abu-Awwad, 1996).

La **matière organique (MO)** exerce, après le pH, une grande influence sur les propriétés physique et chimique du sol, partenaire de l'agrégat, elle est un élément de stabilité du sol. Son importance est capitale dans le sol, car elle constitue le milieu d'activité et de nutrition des microorganismes du sol, et aux plantes une fois minéralisée.

Les résultats montrent une nette augmentation de la teneur en matière organique dans le sol irrigué avec les eaux usées avec un maximum de 2.96% entre 0 et 20 cm comparés au témoin irrigué avec les eaux pluviales avec un minimum de 0.66% (20-40 cm) ainsi que dans la couche superficielle (0-20 cm) qu'en profondeur (Fig. 8c, 8d). 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 est plus accumulée dans la couche superficielle du sol de toutes les stations de mesure (Rusan et al., 2007).

En effet, des fluctuations observées au niveau de la parcelle irriguée avec les eaux usées sont probablement dues à la distribution non homogène des eaux usées d'irrigation et aux résidus et pratiques culturales précédentes.

Selon Ryan et al. (2006), La MO dans les sols des régions semi arides, est souvent 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.

Certains chercheurs rapportent une augmentation de la matière organique dans le sol irrigué avec les eaux usées (Mancino and Pepper, 1992) où son accumulation est plus importante en surface qu'en profondeur du sol (Rusan et al., 2007 ; Mohammed and Mazahreh, 2003).

Les éléments majeurs du sol sont : l'azote (**N**), le phosphore (**P**) et le potassium (**K**). 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. Les concentrations de N oscillent entre 0.13% et 0.26%, respectivement, dans les couches de surface. Les valeurs d'azote sont élevées dans le sol irrigué avec les eaux usées.

Apparemment, le Phosphore se place dans les zones semi arides en deuxième position après l'eau. Les concentrations en P, montrent une augmentation dans le sol soumis aux apports d'eaux usées par rapport au témoin, sans l'être en profondeur. En effet, les valeurs de P varient, de 0.12% et 0.11% aux couches (0-20 et 20-40 cm) du sol témoin irrigué à l'eau de pluie et 0.28% et 0.25% aux couches (0-20 et 20-40 cm) chez le sol cultivé et irrigué aux eaux usées.

Nos résultats sont similaires à ceux rapportés par Reddy et al., (1980), Liu et al., (1998) et Midrar et al., (2004).

Les concentrations de K varient dans la couche de surface de sol étudié entre 0.19% et 0.29%. Les différences entre la concentration de K dans le sol irrigué 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, 8 et 10 fois les besoins des cultures.

ETM dans le sol

Les **ETM** sont naturellement présents dans les sols en faibles quantités. 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).

L'évolution des ETM (**Mn, Fe, Cu, Zn**) le long de la couche de surface (0-20 cm) du sol présente une variabilité selon la qualité d'eau d'irrigation et selon l'élément considéré. Une nette répartition horizontale de ces ETM est observée avec des teneurs, mais à part l'élément Zn, élevées dans la parcelle irriguée avec les eaux usées. L'accumulation des ETM se produit dans le sol étudié de la façon suivante : **Fe>Mn>Zn>Cu**.

En effet, les valeurs moyennes du Manganèse varient entre 5.03 ppm dans le sol témoin irrigué en pluvial et 12.66 ppm dans la parcelle irriguée en eau usée. Les teneurs en fer oscillent entre 10.2 ppm pour le témoin et 32.0 ppm pour le sol irrigué aux 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 irriguée avec les eaux usées et 5.42 ppm pour le témoin. Le cuivre représente l'élément le moins disponible 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 irriguée avec les eaux usées. Cette variation des teneurs en ETM dans le sol est sans doute, due 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'une part et d'autre part à la distribution non homogène des eaux usées pendant les périodes d'irrigation (Jiries et al., 2002). Les teneurs de ETM (**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. Plusieurs études indiquent que les éléments (Fe, Mn Zn, 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.

3.2.2 Communautés lombriciennes

Les abondances des vers dans les parcelles sont significativement différentes (fig. 15): la plus forte abondance est mesurée durant l'automne en position bas de la parcelle et à mi transect au printemps (respectivement 28 ind.m⁻² et 64 ind.m⁻²), et la plus faible dans la parcelle témoins non irriguées (de 0 à 4 ind.m⁻²). Dans les horizons de surface, la communauté est dominée par les vers endogés, particulièrement par *Octadrilus complanatus* ; *Nicodrilus caliginosus* (Savigny, 1826) (juvéniles et adultes) et *Allolobophora c. rosea* (Savigny, 1826) (adultes). La communauté lombricienne dans les horizons non repris est dominée par les espèces endogées, en particulier par *Nicodrilus caliginosus*, surtout observé au stade juvénile.

La communauté lombricienne présente sur le fond de labour comporte principalement des espèces épigées, dominées par *Eiseniella tetraedra* (Savigny, 1826) et *Lumbricus rubellus castenoides* (Bouché, 1972) (adultes).

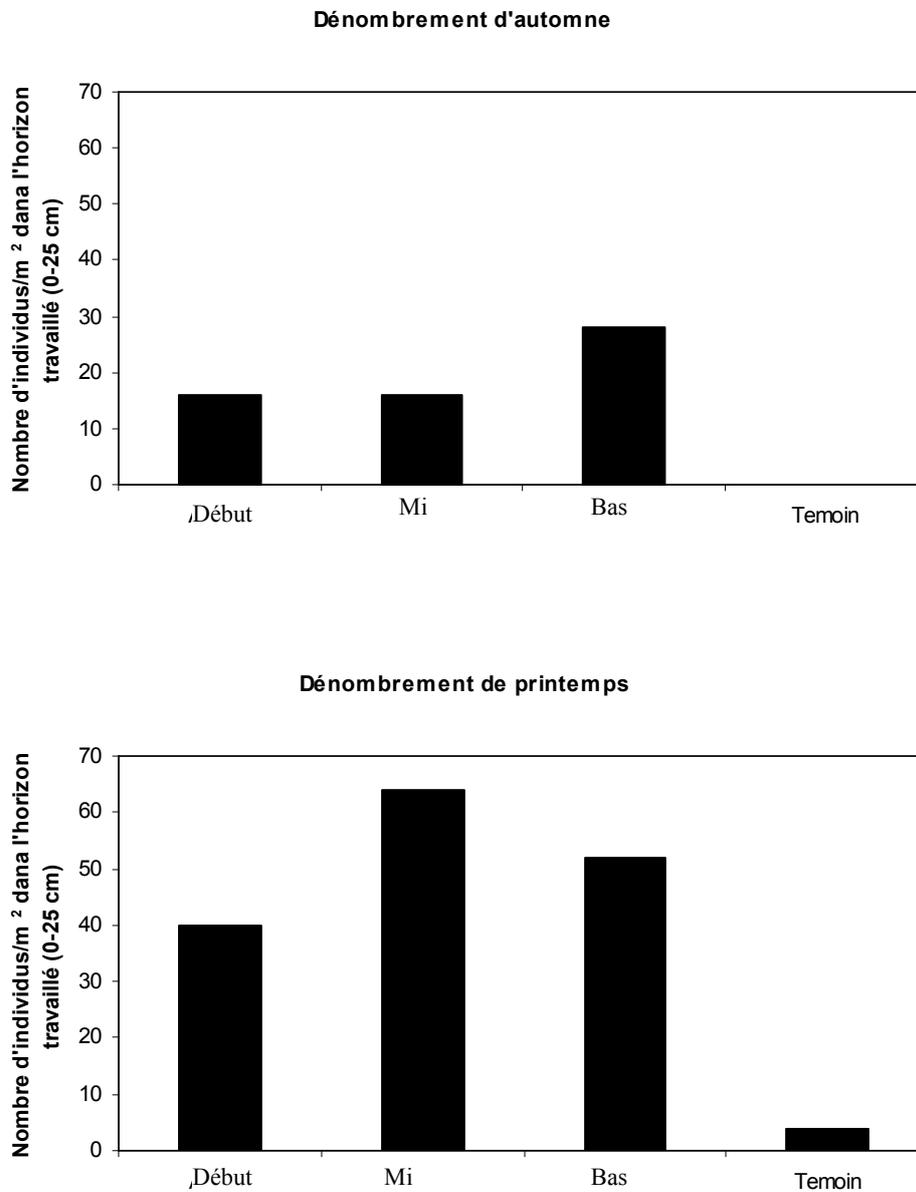


Figure 15. Densité des unités écologiques fonctionnelles des communautés lombriciennes dans le sol dénombrement d'automne et de printemps.

3.2.3. Effets des eaux usées sur les paramètres hydro physiques du sol

3.2.3.1. Porosité totale estimée à partir des mesures de densité

La porosité du sol joue un rôle important dans les échanges hydriques et gazeux, ainsi que dans le développement racinaire. Elle est souvent sujette à des modifications variables lorsque les sols sont compactés, travaillés ou irrigués. La restructuration est souvent appréciée par les mesures de la densité apparente. Cependant, ce paramètre est insuffisant pour connaître la nature et la distribution de la taille des pores, responsables des variations de densité apparente lorsqu'elles sont enregistrées (Bruand *et al.*, 1993).

La porosité totale, calculée à partir des mesures de densité apparente, varie de 46.7% à 50.18% (fig. 16). Les principales différences concernent les horizons où nous avons mesuré des valeurs moyennes de 48.48 % en h3, 48.92 % en h2 et 49.36 % en h1. Ces valeurs sont plus importantes au printemps (49.38 %) qu'en automne (48.46 %) (fig. 16). La valeur moyenne enregistrée dans le sol en pluvial est que de 47.78%. La forte porosité mesurée dans les horizons du sol irrigué à l'eau usée est liée à la présence d'une activité lombricienne importante assurant une certaine régénération de la structure, ce qui correspond à une augmentation de l'agrégation (biopores). Il y'a peu de différences entre les horizons en bas de la parcelle où les effets de transferts de surface et de sub surface effacent les différences. La macroporosité augmente au printemps dans l'horizon h3, il s'agit d'une période où l'activité biologique est la plus forte du fait des conditions climatiques favorables. La porosité totale est donc un paramètre très sensible à l'irrigation, à l'activité biologique, et aux transferts de surface.

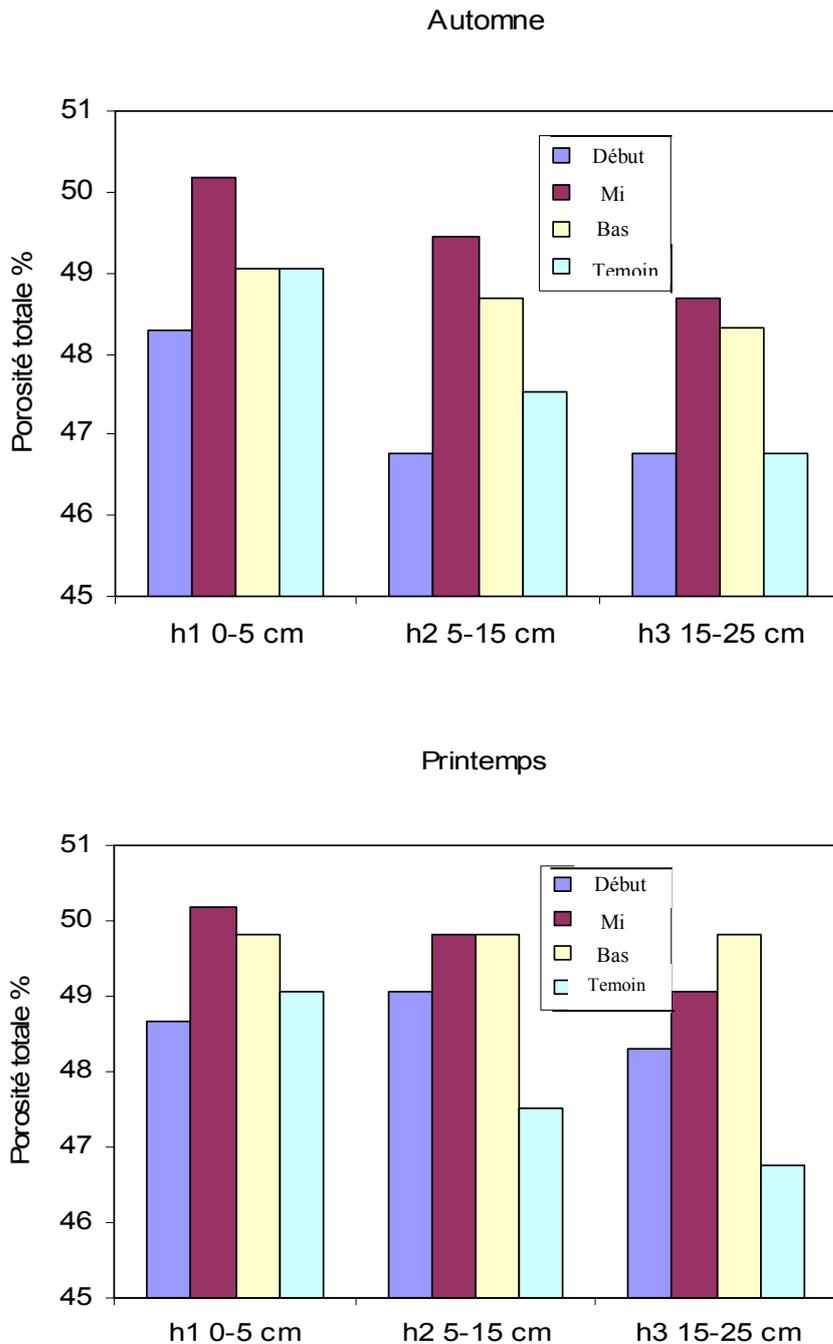


Figure 16. Porosité totale estimée à partir des mesures de densité apparente et d'une densité de solide (mesures d'automne et de printemps).

La structure des sols cultivés est marquée par les systèmes de culture, par l'activité anthropique (l'irrigation) et par l'activité des communautés lombriciennes. Ces deux facteurs de transformation de la structure du sol agissent en interaction.

La porosité totale du sol à la fin du printemps, nous a montré des différences importantes en valeurs, mais pas en morphologie permettant ainsi d'identifier les traits structuraux liés à

l'utilisation de l'eau usée à long terme sur un sol cultivé. Ceci ne peut être apprécié qu'à travers certains paramètres hydriques.

3.2.3.2. Rétention en eau du sol irrigué à l'eau usée

L'étude des propriétés hydriques d'un sol en irrigué à l'eau usée a été réalisée pour caractériser les mouvements de l'eau. Les propriétés hydriques ont aussi été abordées pour le stockage de l'eau à travers des mesures de rétention à différents potentiels. Ces mesures ont été effectuées dans les horizons 0-5 , 5-15, 15-25 cm, pour les positions début, mi et bas de la parcelle.

Les résultats de la teneur en eau massique des trois horizons et des trois positions en fonction du potentiel hydrique sont présentés sur les figures 17 et 18. Quel que soit le potentiel, le sol en irrigué retient plus d'eau que le sol en pluvial. Cependant, la différence entre les horizons n'est importante qu'à la mésoporosité au début de la parcelle. Les horizons h1 et h3 retiennent autant d'eau, voire plus, que l'horizon h2. L'horizon h2 travaillé non repris subit des effets autres que l'irrigation. La différence de porosité qui retient l'eau est attribuée aux biopores confectionnés par les vers de terre en h1 et h3. Toutefois, cette valeur de teneur en eau massique mesurée paraît très importante au début de la parcelle. Les horizons se distinguent aussi au niveau de la macroporosité sous l'effet seulement de l'irrigation.

En revanche, aux potentiels faiblement négatifs, les différences de teneurs en eau massique entre horizons et surtout entre positions peuvent être reliées à des différences de structure du sol. Ainsi, une rétention de l'eau élevée dans un sol en irrigué s'explique souvent par des micro- et mésoporosités plus importantes que celles d'un sol non irrigué. Nous ajoutons que les différences de propriétés de rétention en eau entre les horizons au début de la parcelle et à mi positions sont liées à la présence d'une communauté lombricienne vivante.

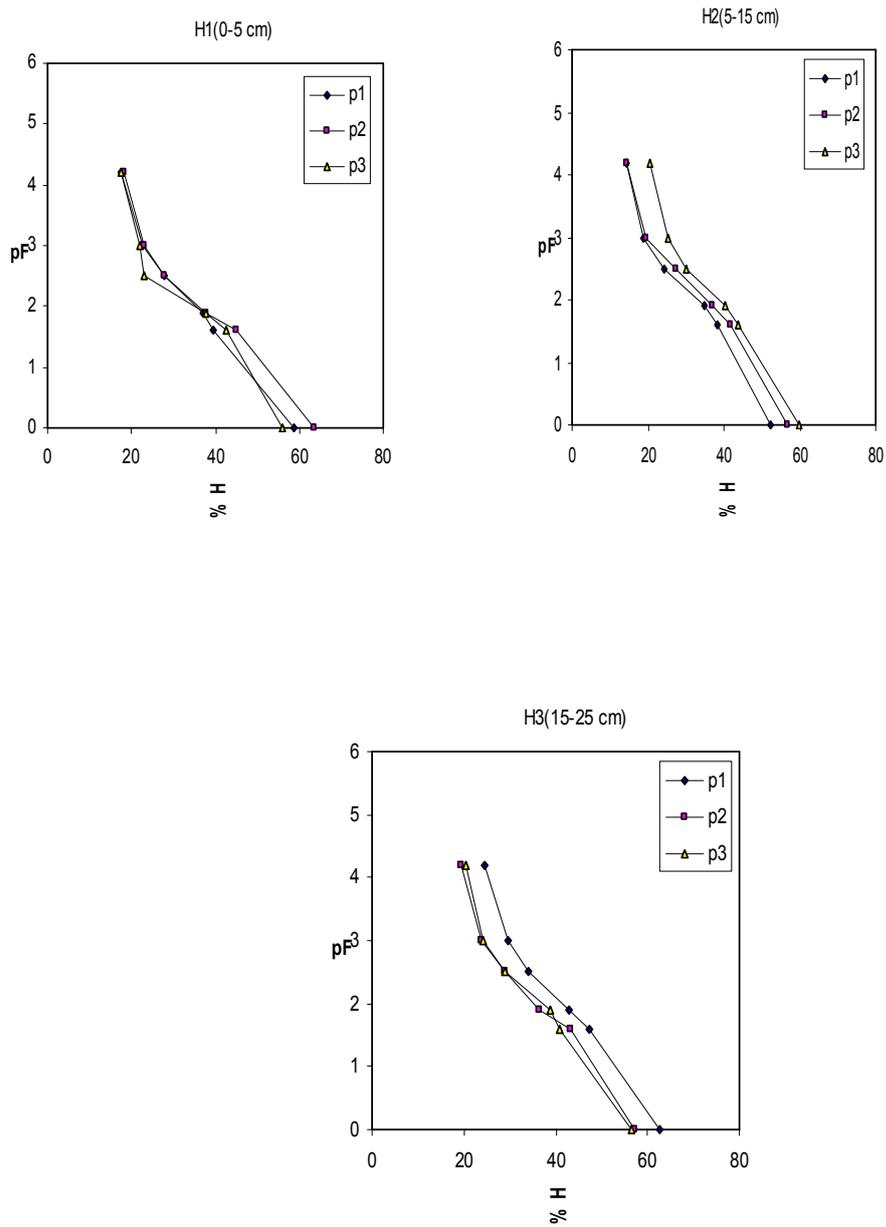


Figure 17. Courbes de rétention en eau en fonction du potentiel hydrique pour les trois positions de la parcelle irriguée (p1 : début ; p2 : mi ; p3 : bas).

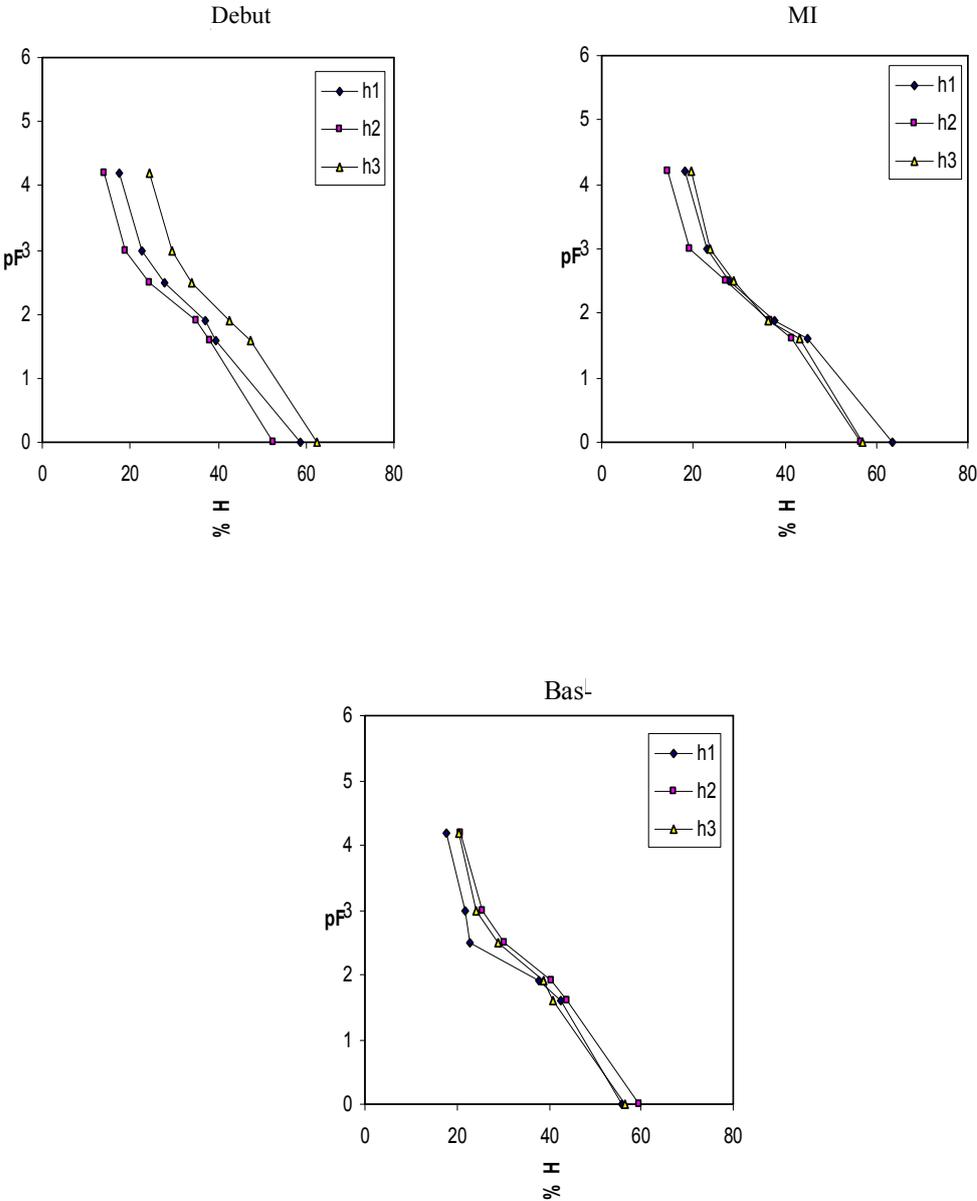


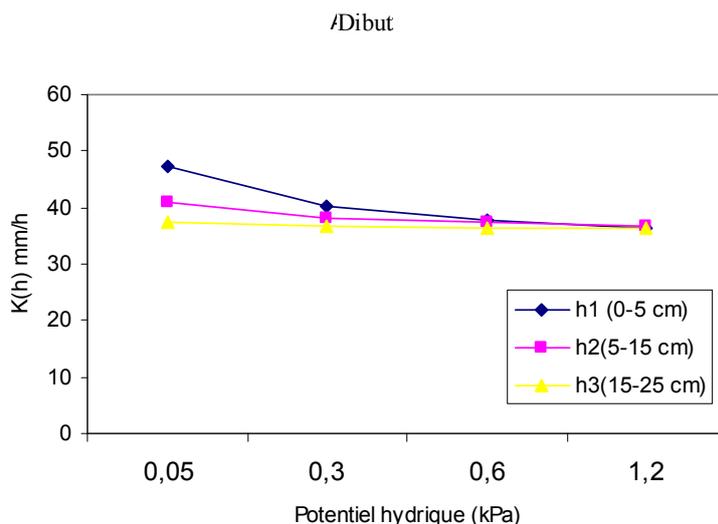
Figure 18. Courbes de rétention en eau en fonction du potentiel hydrique pour les trois horizons de la parcelle irriguée (h1 : 0-5 cm ; h2 :5-15 cm ; h3 : 15-25 cm).

3.2.3.3. Conductivité hydraulique au voisinage de la saturation

Les courbes des conductivités hydrauliques moyennes en fonction du potentiel hydrique sont présentées sur la figure 19 pour les horizons dans les trois positions du sol irrigué à l'eau usée. L'allure de la courbe $K(h)$ est l'élément de base de notre interprétation des mesures de conductivité : plus la pente est forte entre deux potentiels, plus la porosité fonctionnelle augmente. Les valeurs de conductivité hydraulique mesurées aux potentiels proche de la saturation (en particulier $h = -0.05$ kPa et -0.3 kPa) sont élevées (45 à 55 mm.h^{-1}).

La courbe $K(h)$ de l'horizon h1 au début de la parcelle, et celle de l'horizon h2 à la deuxième position augmentent quand le potentiel diminue (fig. 19). Ces deux horizons présentent une structure grumeleuse, fragmentée à la fois par travail du sol et par l'activité biologique.

La conductivité hydraulique varie en fonction du type de structure, elle est affectée par les contraintes liées aux pratiques culturales. Ce paramètre hydrique est plus fort aux quatre potentiels dans le cas de h2 (travaillé et irrigué à l'eau usée), il est donc sensible aux conséquences de l'activité lombricienne favorisée par l'apport organique de l'eau usée (fragmentation, agrégation, stabilisation de la structure).



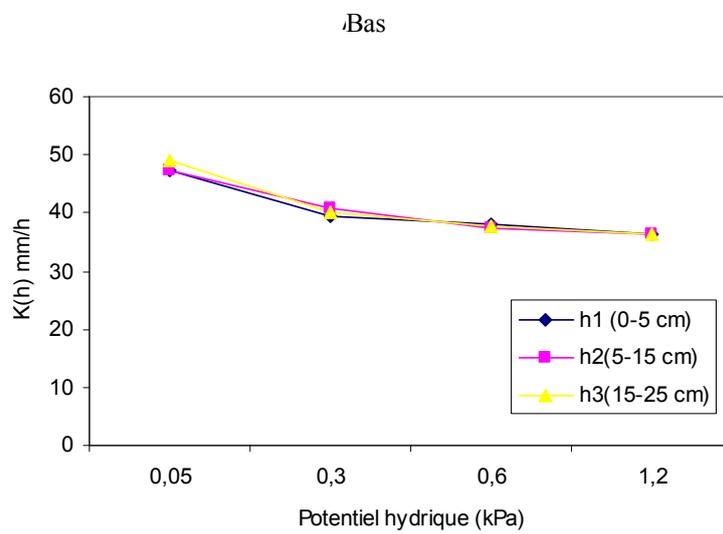
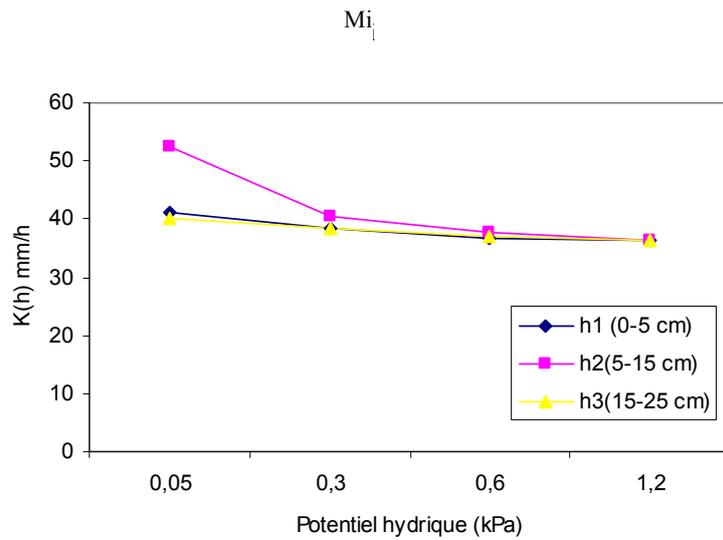


Figure 19. Conductivité hydraulique en fonction du potentiel hydrique pour les trois positions de la parcelle irriguée (début ; mi ; bas).

CONCLUSION GENERALE

Ce travail a été entamé dans l'objectif d'apprécier les effets de l'utilisation à long terme des eaux usées sur un sol cultivé dans les zones semi arides de l'est algérien, confrontées à la rareté de l'eau et l'appauvrissement en matière organique. Il a pour cadre naturel un glacis de la haute plaine de l'est avoisinant les monts des Aurès (Fisdis). 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.

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 sur le sol. L'approche a nécessité des mesures dans le temps et dans l'espace, appréciées sur les horizons du sol à plusieurs positions.

Les résultats montrent 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, DCO, orthophosphates, ammonium et nitrates, 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. 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. 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.

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.

CONCLUSION GENERALE

Pour le sol, les variables les plus liées aux facteurs étudiés sont, les éléments de fertilisation du sol qui varient considérablement dans l'espace. L'irrigation avec les eaux usées montre un effet *Position* très significatif sur les trois éléments majeurs (NPK) du sol. Apparemment, le Phosphore se place dans les zones semi arides en deuxième position après l'eau. Les concentrations en P dans le sol, montrent une augmentation dans la parcelle irriguée avec les eaux usées par rapport au témoin.

On note une nette répartition horizontale de ces ETM avec des teneurs, mais à part l'élément Zn, élevées dans la parcelle irriguée avec les eaux usées. L'accumulation des ETM se produit dans le sol étudié de la façon suivante : **Fe>Mn>Zn>Cu**.

Au même titre que les caractéristiques chimiques et biologiques, les propriétés hydro physiques du sol sont influencées par l'irrigation à l'eau usée. Les teneurs en eau varient verticalement et horizontalement dans le profil et dans l'espace. Les variations de taux de matière organique s'accompagnent de valeurs de teneur en eau différentes. Les effets à long terme de l'irrigation à l'eau usée sur la conductivité hydraulique sont d'avantage marqués pour les potentiels très proches de la saturation. On peut comparer les variations de la macroporosité de celles de la conductivité hydraulique aux potentiels $h = -0.3$ kPa et $h = -0.05$ kPa. La participation des Lombriciens à la structuration du sol a des conséquences importantes sur les propriétés hydro physiques du sol. La fragmentation biologique est un processus important d'augmentation de la macroporosité d'assemblage.

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, une désinfection préalable à toute irrigation envisagée pour améliorer leur qualité selon les normes requises.

Références bibliographiques

Ablain, F., 2003. Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments métalliques traces issus de boues de station d'épuration dans les sols cultivés. Thèse de Doctorat, Université de Rennes I, 120p.

Abott, I., 1980. Do earthworms compete for food ? *Soil Biol. Biochem.*, 12 : 523-530. *AGRESTE Bretagne*, mai 2001. Premiers résultats. 4p

Abuawwad, A.M., 1996. Irrigation water management for onion trickle irrigated with saline drainage water. *Dirasat*, 23(1):46-55.

Adriano, D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York. 365 p.

Agassi, M., Tarchitzky, J., Keren, R., Chen, Y., Goldstein, D., Fizik, E., 2003. Effects of prolonged irrigation with treated municipal effluent on runoff rate. *Journal of Environmental Quality* 32, 1053-1057.

Alhands, M.N., Allick, S.A., Overman, A.R., Leseman, W.G., Vidak, W., 1995. Municipal water use at Tallahassee, Florida. *Trans. ASAE* 38(2):411-418.

Anderson, J.L., Bouma, J., 1973. Relationships between saturated hydraulic conductivity and morphometric data of an argilic horizon. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 37: 408-413.

Angers, D. A., Samson, N., Legere, A. 1993. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Canadian Journal of Soil Science*, 73, 51-59.

Angers, D. A., Caron, J. 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42, 55-72.

Anken, T., Weisskopf, P., Zihlmann, U., Forrer, H., Jansa, J., Perhacova, K. 2004. Long-term tillage system effects under moist cool conditions in Switzerland. *Soil & Tillage Research*, 78, 171-183.

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., 2007. Monographie de la commune de Fesdis.A.P.C.,60p.

Arrignon, J., 1976. Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Editions Gauthier-Villars, Paris.

Arshad, M.A., Franzluebbbers, A.J., Azooz, R. H. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil & Tillage Research*, 53, 41-47.

- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1994.** Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and drainage paper. N° 29 Rev. 1 FAO, Rome. 174 p.
- Azooz, R. H., Arshad, M.A., 1996.** Soil infiltration and hydraulic conductivity under longterm no-tillage and conventional tillage systems. *Canadian Journal of Soil Science*, **76**, 143-152.
- Bachelier, G., 1978.** La faune des sols, son écologie et son action. IDT n°38 ORSTOM, Paris, 391p.
- Bahri, A., 1987.** L'utilisation des eaux usées et des boues résiduaires en agriculture : l'expérience tunisienne. Compte rendu du séminaire sur les eaux usées et milieux récepteurs. Casablanca (Maroc), 9-11 Avril. pp. 1-19.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000.** Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, **53**, 215-230.
- Barley, K.P., 1961.** The abundance of earthworms in agricultural land and their possible significance in agriculture. *Advances in Agronomy*, **13**: 249-268.
- Baroin, G., 1984.** Le traitement des sédiments en limnologie opérationnelle. *Revue des Sciences de l'Eau*. **3**:295-308.
- Barriuso, E., Calvet, R., Cure, B., 1994.** Incidence de la simplification du travail du sol sur le comportement des produits phytosanitaires : conséquences sur les risques de pollution. In Monnier, G., Thevenet, G., Lesaffre, B. (eds.), *Simplification du travail du sol*, Vol. 65, INRA éditions, Paris (France), pp. 105-124.
- Basic, F., Kisic, I., Mesic, M., Nestroy, O., Butorac, A., 2004.** Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. *Soil & Tillage Research*, **78**, 197-206.
- Baumhardt, R. L., Jones, O. R., 2002.** Residue management and tillage effects on soilwater storage and grain yield of dryland wheat and sorghum for a clay loam in Texas. *Soil & Tillage Research*, **68**, 71-82
- 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.
- Bechac, J.P., Boutin, P., Mercier, B., Nuer, P. 1987.** Traitement des eaux usées. Ed. Eurolles, Paris (France). 280 p.
- Behan-Pelletier, V.M., Paoletti, M.G., Bissett, B., Stinner, B.R., 1993.** Oribatid mites of forest habitats in northern Venezuela. *Tropical Zoology*, **1**: 39-54.
- Bengtson, S.A., Nilsson, A., Nordstrom, S., Rundgren, S., 1975.** Habitat selection of lumbricids in Iceland. *Oikos*, **26**: 253-263.
- Bennour, S., Nair, G.A., 1997.** Density, biomass and vertical distribution of *Apporectodea caliginosa* (Savigny, 1826) (Oligochaeta, Lumbricidae) In: Benghazi, Libya. *Biol Fertil Soils*, **24**: 102-105
- Berdai, H., El Hamouri, B., Handoufe, A., Jellal, N., Khana, A., Mekrane, M., El maroufi, M., Merzouki, M., 1991.** '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.

Beven, K., Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Water resource research*, 18 (5): 1311-1325.

Bhattacharyya, R., Prakash, V., Kundu, S., Gupta, H. S., 2006. Effect of tillage and crop rotations on pore size distribution and soil hydraulic conductivity in sandy clay loam soil of the Indian Himalayas. *Soil & Tillage Research*, **86**, 129-140.

Bhatti, H.K., 1962. Experimental study of burrowing activities of earthworms. *Agri. Pakistan*, 13: 779-794.

Binet, F., 1993. Dynamique des peuplements lombriciens et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés. Thèse de Doctorat, Université de Rennes I, 299p.

Blanchart, E., 1990. Rôle des vers de terre dans la formation et la conservation de la structure des sols de la savane de lamto (Côte d'Ivoire). Thèse d'Etat, Université Rennes I, 263p.

Blanchart, E., Lavelle, P., Braudeau, E., Bissonnaise, Y.L., Valentin, C., 1997. Regulation of soil structure by geophagous earthworm activities in humid savannas of Côte d'Ivoire. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 431-439.

Blanco-Canqui, H., Gantzer, C. J., Anderson, S. H., Alberts, E. E., 2004. Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. *Soil Science Society of America Journal*, **68**, 567-576.

Blevins, R. L., Thomas, G.W., Smith, M. S., Frye, W. W., Cornelius, P. L., 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil & Tillage Research*, **3**, 135-146.

Blondel, J., 1995. Biogéographie. Approche écologique et évolutive. Masson, Paris, France, 297p.

Bonneau, M., Souchier, B., 1979. Pédologie 2 : Constituants et Propriétés du Sol. Masson (Eds), Paris, 459p.

Bontoux, J., Gal, Y., El halouani, H., Moutin, T., Picot, B., 1990. Thermodynamic study of phosphorus decrease in a high rate plant. Congrès de la thermodynamique chimique. Côme, Italie

Bornebusch, C.H., 1930. The fauna of forest. *Forstl. forsoksv. Danm.*, 2: 1-225.

Bostrom, U., 1986. The effect of soil compaction on earthworms (Lumbricidae) in a heavy clay soil. *Swedish J. agric. Res.*, 16: 137-141.

Bouche, M.B., 1969b. Comparaison critique de méthodes d'évaluation des populations de Lumbricidés. *Pedobiologia*, 9 (1-2): 26-34.

Bouche, M.B., 1972b. Contribution à l'approche méthodologique de l'étude des biocénoses. *Ann. Zool. Ecol. Anim.*, 4 (4): 529-536.

Bouche, M.B., 1982. Un exemple d'activité animale : le rôle des lombriciens. *Oecol. Gener.*, 3: 127-154.

Bouche, M.B., Gardner, R.H., 1984. Earthworm functions VIII, - Population estimation techniques. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 21(1): 37-63.

- Bouche, M.B., AL-Addan, F., 1997.** Earthworms, water infiltration and soil stability: some new assessments. *Soil. Biol. Biochem.*, 29 (3/4): 441-452.
- Bouma, J., Belmans, C.F.M., Dekker, L.W., 1982.** Water infiltration and redistribution in a silt Loam subsoil with vertical worms channels. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46: 917-921.
- Bouma, J., 1990.** Using morphometric expressions for macropores to improve soil physical analyses of field soils. *Geoderma*, 46: 3-11.
- Bournaud, M., Amoros, C., 1984.** Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : Quelques exemples dans système fluvial. *Bull. Ecol.* 15(1) : 57-66.
- Brar, M.S., Khurana, M.P.S., 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., Vuichard, R., 1973.** Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. SPEPE, Paris. 179 p.
- Bronick, C. J., Lal, R. 2005.** Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.
- Burns, J.C., Westerman, P., King, L.D., Cummings, G.A., Overcash, M.R., Goode, L., 1985.** Swine lagoon effluent applied to coastal bermudagrass : 1. Forage yield, quality and element removal. *J. Environ. Qual.* 14(1):9-14.
- Butt, K.R., 1998.** Interactions between selected earthworm species: a preliminary, laboratorybased study. *Appl. Soil Ecol.*, 9: 75-79.
- Butt, K.R., Shipitalo, M.J., Bohlen, P.J., Edwards, W.M., Parmelee, R.W., 1999.** Longterm trends in earthworm populations of cropped experimental watersheds in Ohio, USA. *Pedobiologia*, 43: 713-719.
- Butt, K.R., Kostecka, J., Lowe, C.N., 2000.** Earthworm collection: which techniques are more efficient and/or appropriate. Colloque Zoologie du Sol. République Tchèque. Juillet. Communication affichée.
- 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.
- Cannavacciuolo, M., 1998.** Biodiversité et structure spatiale de la faune lombricienne dans une prairie temporaire de l'Ouest de la France. Thèse de Doctorat, Université de Rennes I, 152p.
- Cannavacciuolo, M., Bellido, A., Gascuel, C., Trehen, P., 1998.** A geostatistical approach to the study of earthworm distribution in grassland. *Appl. Soil Ecol.*, 9: 345-349.
- Capowiez, Y., Pierret, A., Daniel, O., Monestiez, P., Kretschmar, A., 1998.** 3D skeleton reconstruction of natural earthworm burrow systems using CAT scan images of soil cores. *Biol. Fertil. Soils*, 27: 51-59.
- Capowiez, Y., Pierret, A., Monestiez, P., Belzunces, L., 2000.** Evolution of burrow systems after the accidental introduction of a new earthworm species into a Swiss pre-alpine meadow. *Biol. Fertil. Soils*, 31: 394-500.

- Capowiez, Y., Monestiez, P., Belzunces, L., 2001.** Burrows systems made by *Aporrectodea nocturna* and *Allolobophora chlorotica* in artificial cores: morphological differences and effects of interspecific interactions. *Applied Soil Ecology*, 16: 109-120.
- Carr, R.M., Blumenthal, U.J., Mara, D.D., 2004.** Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture: Developing Realistic Guidelines. In: Scott, C., N. Faruqui, and L. Raschid-Sally (ed.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, CAB International, London.
- Carrillo-avila., 1995.** Modélisation de transfert hydraulique dans le système sol-plante-atmosphère. Application à la plaine de la Bièvre (Isère), université Joseph Fourier-Grenoble 1, 213p.
- Cebula., 1980.** Contents of some trace elements in soil irrigated with municipal wastewater. *Environment Protection Engineering* 6(2), 145-151.
- 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.
- Chartere, J., Courty, M., 1998.** Contribution de la micromorphologie à l'étude de comportement temporel de la structuration des sols et des systèmes sol-eau, Art 3030, sym 30, C.M.ScS (Montpellier), 4p.
- Chaussod, R., 1996.** La qualité biologique des sols : évaluations et implications. *Etude et gestion des sols*, 3, 4 : 261-278.
- Chauvel, A., Grimaldi, M., Barros, E., Blancart, E., Desjardins, T., Sarrazin, M., Lavelle, P., 1999.** An amazonian earthworm compacts more than a bulldozer. *Nature*, 398: 32-33.
- Chenu, C., Bruard, A., 1998.** Constituants et organisation du sol. In : p. Stengel and S. Gelin (Eds), *Sol interface fragile*. INRA, Paris, 3-17.
- 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.
- Cheverry, C., 1998.** Agriculture intensive et qualité des eaux. INRA Editions, 295p.
- Chocat, B., 1997.** Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Ed. Tec & Doc., 1124 p.
- Chossat, J.c., 2005.** Mesure de la conductivité hydraulique dans les sols, Ed. Lavoisier. Tec et Doc, Paris, 720p.
- Claude, M., Wolter, C., Claude, J., Berthelin, J., Louis, M.J., 2005.** Sol et environnement. Ed. Dunod, Paris., 816 p.
- Cluzeau, D., Lebouvier, M., Trehen, P., Bouché, M.B., Badour, C., Perraud, A., 1987.** Relations between earthworm and agricultural practices in the vineyard of Champagne. Preliminary results. In "On Earthworms" Omodeo (Ed.). Selected Symposia and Monographs UZI Modena (Italie), p 465-484.
- Cluzeau, D., Fayolle, L., 1988.** Impact des traitements pesticides sur les peuplements lombriciens en viticulture champenoise. *CR. Acad. Agric. France*, 74: 105-112.

Cluzeau, D., Guo, Z.T., Chaussod, R., Esmenjaud, D., Fedoroff, N., Normand, M., Valentin, G., 1990. Etats structuraux et biologiques des sols du vignoble de Champagne. Rapport scientifique, Conseil Régional Champagne-Ardenne - SUAD Marne - Université de Rennes I, 2 vol., 124p. & 110p.

Cluzeau, D., Guo, Z.T., Chaussod, D., Fedoroff, N., Normand, M., Perraud, A., 1994. Interaction between soil, biological activities and organic matter enrichments in Champagne soils. In: Etchevers J.D. and Aguilar A. (Eds). Transactions of the XV World Congress of Soil Sc. INEG and CNA publishing, Mexico, Mex. Vol 4b, pp. 149-150.

Cluzeau, D., 2002. A new simulation for modelling the topology of earthworm burrow systems and their effects on macropore flow in experimental soils. *Biol. Fertil. Soils*, 36: 161-169.

Coquet, Y., Vachier, P., Labat, C., 2005. Vertical variation of near-saturated hydraulic conductivity in three soil profiles. *Geoderma*, 126, 181-191.

Crossley, D.A., Barbara, J.R., Mueller, R., Perdue, J.C., 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relation to processes. *Agri. Eco. and Env.*, 40: 37-46.

Curry, J.P., 1976. Some effects of animal manures on earthworms in grassland. *Pedobiologia*, 16: 425-438.

Curry, J.P., Byrne, D., Boyle, K.E., 1995. The earthworm population of a winter cereal field and its effects on soil and nitrogen turnover. *Biol. Fertil. Soils*, 19: 166-172.

Dajoz, R., 1985. Précis d'écologie, Ed. Gauthier-Villard. Paris, 560p.

Dao, T. H., 1993. Tillage and winter wheat residue management effects on water infiltration and storage. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 1586-1595.

Derouard, L., Tondoh, J., Vilcosqui, L., Lavelle, P., 1997. Effects of earthworms introduction on soil processes and plant growth. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 541-545.

Decaens, T., 1999. Rôle fonctionnel et réponses aux pratiques agricoles des vers de terre et autres ingénieurs écologiques dans les savanes colombiennes. Thèse de Doctorat, Université Paris VI, 407p.

Decaens, T., Rossi, J.P., 2001. Spatio-temporal structure of earthworm community and soil heterogeneity in a tropical pasture. *Ecography*, 24 : 671-682.

Dexter, A. R., 1991. Amelioration of soil by natural processes. *Soil & Tillage Research*, 20, 87-100.

Dexter, A. R. 1997. Physical properties of tilled soils. *Soil & Tillage Research*, 43, 41-63.

Diden, W.A.M., Merinissen, J.C.Y., Vreeken-Buijs, M.J., Burgers, S.L.G.E., Fluiter, R., 1994. Soil meso and macrofauna in two agricultural systems: factors affecting population dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 51: 171-186.

- Doemel, W.N., 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.
- Doran, J. W., 1980.** Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Science Society of America Journal*, **44**, 765-771.
- Dorioz, J. M., Robert, M., Chenu, C., 1993.** The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma*, **56**, 179-194.
- Doube, B.M., Buckerfield, J.C., Kirke Gaard, J.A., 1994.** Short-term effects of tillage and stubble management on earthworm populations in cropping systems in southern New South Wales. *Aust. J. Agric. Res.*, 45: 1587-1600.
- Duddington, C.L., 1961.** The soil as an environment for animal life (R.R. Symposium Norwich, 1er sept. 1961). *Nature (Lond.)*, 192, 4800, 315-317.
- Duchaufour, p., Souchier, B., 1979.** Pédologie – 2. Constituants et propriétés du sol. Masson, Paris, 459p.
- Duchaufour, P., 2001.** Introduction à la science du sol; sol, végétal, environnement, Ed. DUNOD, 331p.
- Edwards, C.A., Lofty, J.R., 1972.** Biology of earthworms. Chapman and Hall, LTD London, 283p.
- Edwards, C.A., Lofty, J.R., 1977.** Biology of earthworms. Second edition. Chapman and Hall, London, 300p.
- Edwards, C.A., 1983.** Earthworm ecology in cultivated soils. *In*: Stachell J.E. (Ed.), Earthworm ecology from Darwin to Vermiculture. Chapman and Hall, London, p 123-137.
- Edwards, W.M., Norton, L.D., Remond, C.E., 1988.** Characterizing macropores that affect infiltration into nontilled soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 483-487.
- Edwards, W.M., Shipitalo, M.J., Owens, L.B., Norton, L.D., 1990.** Effect of *Lumbricus terrestris* L. burrows on hydrology of continuous no-till corn fields. *Geoderma*, 46: 73-84.
- Ehlers, W.M., 1975.** Observation of earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Sci.*, 119 (3): 242-249.
- Ehlers, W., Kopke, U., Hesse, F., Bohm, W., 1983.** Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil & Tillage Research*, **3**, 261-275.
- El-Duweini, A.K., Ghabbour, S.I., 1965.** Temperature relations of three egyptian oligochaete species. *Oikos*, 16: 9-15.
- El Guamri, Y., 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., 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.
- Elkins, N., Sabol, G., Ward, T., Whitford, W., 1986.** The influence of subterranean termites on the hydrological characteristics of Chihuahuan desert ecosystem. *Oecologia*, 68: 521-528.
- El Titi, A., 2003a.** *Soil tillage in agroecosystems*. CRC Press, New-York (USA).
- Emmerling, C., 1995.** Methodenvergleich zur Eignung von Senf als Extraktionsmittel für Regenwürmer. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 75: 133-136.
- Evans, A.C., Guild, W.J.M.C., 1948.** Studies on the relationships between earthworm and soil fertility. V – Field populations. *Ann. Appl. Biol.*, 35 (4):485-493.
- 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.
- Ferreras, L. A., Costa, J. L., Garcia, F. O., Pecorari, C., 2000.** Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern "Pampa" of Argentina. *Soil & Tillage Research*, 54, 31-39.
- Ferriere, G., 1980.** Fonctions des lombriciens VII. Une méthode d'analyse de la matière organique végétale ingérée. *Pedobiologia*, 20: 263-273.
- Filip, Z., Kanazawa, S., Berthelin, J., 1999.** Characterization of effects of a long-term wastewater irrigation on soil quality by microbiological and biochemical parameters. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162(4), 409-413.
- Findeling, A., Ruy, S., Scopel, E., 2003.** Modeling the effects of a partial residue mulch on runoff using a physically based approach. *Journal of Hydrology*, 275, 49-66.
- Florentz, M., Gilles, P., Hartemann, P., 1983.** Elimination biologique du phosphore. TSM-Eau. pp. 25-32.
- Flores, L., Blas, G., Hernandez, G., Alcalá, R., 1997.** Distribution and sequential extraction of some heavy metals from soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water, Air, and Soil Pollution* 98 (1-2), 105-117.
- Follett, R. F., Peterson, G. A., 1988.** Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 141-147
- Fragoso, C., Brown, G.G., Patron, J.C., Blanchart, E., Lavelle, P., Pashanasi, B., Senapati, S., Kumar, T., 1997.** Agricultural intensification, soil biodiversity and agrosystem function in the tropics: the role of earthworm. *Applied Soil Ecology*, 6: 17-35.

- Francis, G.S., Fraser, P.M., 1998.** The effect of three earthworm species on soil macroporosity and hydraulic conductivity. *Applied Soil Ecology*, 10: 11-19.
- Fuentes, J. P., Flury, M., Bezdicsek, D. F., 2004.** Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1679-1688.
- Gerard, B.M., 1967.** Factors affecting earthworms in pastures. *J. Anim Ecol.*, 36: 235-252.
- Germon, J.C., 1998.** Les épuratrices du sol et leurs limites. In: Stengel P., Gelin S., Sol : interface fragile. INRA Edition, 187-201.
- Ghilarov, M.S., 1977.** Who so many species and so many individuals can coexist in the soil. In : Lohm U., Persson T. (Eds). *Soil Organisms as components of ecosystems*. Stockholm: 593-598.
- Giller, K.E., Bear, M.H., Lavelle, P., Izac, A.M.N., Swift, M.J., 1997.** Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Ecology*, 6: 3-16.
- Gilot-Villenave, C., 1994.** Effets de l'introduction du ver géophage tropical *Millsonia anomala* Omodéo en systèmes cultivés sur les caractéristiques des sols et la production végétale en moyenne Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat, Institut National Agronomique de Paris-Grignon. 175p.
- Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 2003.** Le sol vivant, Ed. Lausanne ISBN., 568p.
- Graff, O., 1967.** Über die Verlagerung von Nährelementen in den Unterboden durch Regenwurmätigkeit (Sur la migration d'éléments nutritifs dans les sous-sols par les vers de terre). *Landwirtschaftl. Forsch.*, 20(2-3): 117-127.
- Grant, C. A., Lafond, G. P., 1993.** The effects of tillage systems and crop sequences on soil bulk density and penetration resistance on a clay soil in southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 73, 223-232.
- Griffiths, E., 1965.** Microorganismes and soil structure. *Biological Reviews*, 40: 129-142.
- Gros, H., 1984.** Elimination des phosphates par filtration des eaux usées. Tri. Cebedeau, pp. 359-363.
- Guérif J., 1986.** Modification de la répartition et de l'évolution des matières organiques par la simplification du travail du sol : conséquences sur quelques propriétés physiques. « Les rotations céréalières intensives – Dix années d'études concertées INRA, ONIC, ITCF 1973-1983 ». Ed. INRA, pp 63-88.
- Guild, W.J.M.C.L., 1948.** The effect of soil type on the structure of earthworm populations. *Ann. Appl. Biol.*, 35(2): 181-192.
- Hallaire, V., 1988.** La fissuration d'un sol argileux au cours du dessèchement. I. Description *in situ*. *Agronomie*, 8, 139-145.
- Hallaire, V., Hachicha M., Cheverry C., 1998.** Structural Changes of a clayey topsoil under irrigation (Klaât Landelous, Tunisia). Macropore characterization using image analysis. *Etude et gestion des sols*, 4, 95-114.
- Hallaire, B., 2000.** Soil structure changes induced by the tropical earthworm *Pontoscolex corethrurus* and organic inputs in a Peruvian ultisol. *Eur. J. Soil Biol.*, 36: 35-44.

- Hameed, R., Cortez, J., Bouche, M.B., 1993.** Influence de la qualité de la litière apportée à *Lumbricus terrestris* L sur la dynamique de l'azote et la production végétale. *Pedobiologia*, 37: 178-192.
- Hamilton, W.E., Dindal, L.D., Parkinson, C.M., Mitchell, M.J., 1988.** Intercation of earthworm species in sewage sludge-amended microcosms: *Lumbricus terrestris* and *Eisenia fetida*. *J. Appl. Ecol.*, 25: 847-852.
- Hammel, J. E., 1989.** Long-term tillage and crop rotation effects on bulk density and soil impedance in Northern Idaho. *Soil Science Society of America Journal*, 53, 1515-1519.
- Hanlon, R.D.G., 1981.** Some factors influencing microbial growth on soil animal faeces. II. Bacterial and fungal growth on soil animal faeces. *Pedobiologia*, 21: 264-270.
- 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.
- Haukka, J., 1991.** Spatial distribution and formation of earthworm burrows. *Pedobiologia*, 35: 175- 178.
- Hayes, A.R., Mancino, C.F., Pepper, I.L., 1990.** Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent. I. Soil and leachate water quality. *Agron. J.*, 82:939-943.
- Haynes, R. J., Beare, M. H., 1997.** Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, 1647-1653.
- Haynes, R. J., Naidu, R., 1998.** Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 123-137.
- Heard, J. R., Kladvik, E. J., Mannering, J. V., 1988.** Soil macroporosity, hydraulic conductivity and air permeability of silty soils under long-term conservation tillage in Indiana. *Soil & Tillage Research*, 11, 1-18.
- Henin, S., 1976.** cours de physique du sol(vol 2),Ed. ORSTOM,371p.
- Hernández, J. L., Lopez, R., Navarrete, L., Sánchez-Giron, V., 2002.** Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil & Tillage Research*, 66, 129-141.
- Hill, R. L., 1990.** Long-term conventional and no-tillage effects on selected soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 161-166.
- Hillel, D., 1998.** Environmental soil physics: fundamentals, applications and environmental considerations. Academic Press, 801 p.
- Holland, J. M., 2004.** The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103, 1-25.
- Holmgren, S., 1985.** Phytoplankton in a polluted subarctic lake before and after nutrient reduction. *Water Res.* 19(1)63-71.

- Hoogerkamp, H., Rogaar, H., Eijsackers, H.J.P., 1983.** Effect of earthworms on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands. *In* Satchell J.E. (Ed.). *Earthworm ecology: from Darwin to vermiculture*. Chapman & Hall, London, p 85-105.
- Hopkins, W.G., Evrard, C.M., 2003.** *Physiologie végétale*. De Boeck, 1^{ère} Edition, Bruxelles.
- Hopp, H., 1947.** The ecology of Earthworms in cropland. *Proc. Soil Sci. Amer.*, 12: 503-507.
- Huang, C., Gascuel-Oudou, C., Gros-Cayot, S., 2002.** Hillslope topographic and hydrologic effects on overland flow and erosion. *Catena*, 46, 2-3 : 177-188.
- Hussain, I., Olson, K. R., Siemens, J. C., 1998.** Long-term tillage effects on physical properties of eroded soil. *Soil Science*, **163**, 970-981.
- Hussain, C., Saati, A. J., 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.
- Hütsch, B. W., Augustin, J., Merbach, W., 2002.** Plant rhizodeposition - an important source for carbon turnover in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **165**, 397-407.
- Jakobsen, B. F., Dexter, A. R., 1988.** Influence of biopores on root growth, water uptake and grain yield of wheat (*Triticum aestivum*) based on predictions from a computer model. *Biology and Fertility of Soils*, **6**, 315-321.
- Jeanson, C., 1964.** Micromorphology and experimental soil zoology; contribution to the study, by means of giant-size thin sections of earthworm-produced artificial structure. *In* A. Jongerius (ed.) *Soil micromorphology*. Proc 2nd Int. Work. Meet. Soil Micromorph., Arnheim, Netherlands. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- Jegou, D., Hallaire, V., Cluzeau, D., Trehen, P., 1999.** Characterization of the burrow system of earthworms *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea giardi* using X-ray computed tomography and image analysis. *Biol. Fertil. Soils*, 39: 314-318.
- Jegou, D., Cluzeau, D., Hallaire, V., Balesdent, J., Trehen, P., 2000.** Burrowing activity of earthworms *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea giardi* and consequences on C transfers in soil. *Eur. J. Soil Biol.*, 36: 27-34.
- Jegou, D., Capowiez, Y., Cluzeau, D., 2001.** Interaction between earthworm species in artificial soil cores assessed through the 3D reconstruction of the burrow systems. *Geoderma*, 102: 123-137.
- Jiries, N.G., Al Nasir, F.M., 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.
- Jordan, D., Stecker, J.A., Cacio-Hubbard, V.N., LIF., Gantzer, C.J., Brown, J.R. 1997.** Earthworm activity in no-tillage and conventional tillage systems in Missouri soils: a preliminary study. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 489 -491.
- Kay, B. D., 1990.** Rates of change of soil structure under different cropping systems. *In* Steward, B. A. (ed.), *Advances in soil science*, Vol. 12, Springer-Verlag, New-York (USA), pp. 1-52.

- Kladivko, E.J., Akhoury Neela, M., Weesies, G., 1997.** Earthworm population and species distributions under no-till and conventional tillage in Indiana and Illinois. *Soil Biol. Biochem.*, 29(3/4): 613-615.
- Kladivko, E. J., 2001.** Tillage systems and soil ecology. *Soil & Tillage Research*, **61**, 61-76.
- Klawijk, S.P., 1981.** Le déphosphatage : l'importance des études régionales hydrobiologiques. Tri. Cebedeau, pp. 513-518.
- 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.
- Kretzschmar, A., 1982.** Description des galeries de vers de terre et variation saisonnière des réseaux (observations en conditions naturelles). *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 19: 579-591.
- Kretzschmar, A., 1987.** Soil partitioning effect of an earthworm burrow system. *Biol. Fertil. Soils*, 3: 121-124.
- Kretzschmar, A., 1989.** Galeries des lombriciens en réseau structures fonctionnelles et signatures comportementales. Thèse de l'université, Paris-Sud-Orsay, 228p.
- Kretzschmar, A., 1990.** Experimental burrow system : pathway patterns and building behaviour for the earthworm *Aporrectodea longa*. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 27 (3): 299-306.
- Kretzschmar, A., Aries, F., 1990.** 3D images of natural and experimental earthworm burrow systems. *Ecol. Biol. Soil*, 27: 407-414.
- Kribaa, M., 2003.** Effet de la jachère sur les sols en céréaliculture pluviale dans les zones semi-arides méditerranéennes. Cas des hautes plaines sétifiennes en Algérie. Thèse doctorat D' état en science agronomique EL-Harrache (Alger), 221p.
- Lamande, M., 2003.** Effets de l'interaction des pratiques culturales et des communautés lombriciennes sur la structure du sol et son fonctionnement hydrique. Thèse de doctorat. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 149p.
- Lampurlanés, J., Cantero-Martínez, C., 2003.** Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal*, **95**, 526-536.
- Lampurlanés, J., Cantero-Martínez, C., 2006.** Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil & Tillage Research*, **85**, 13-26.
- 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.
- Langmaack, M., Schader, S., Rapp-Bernhardt, U., Kotzke, K., 1999.** Quantitative analysis of earthworm burrow systems with respect to biological soil-structure regeneration after soil compaction. *Biol. Fertil. Soils*, 28: 219-229.

Lauren, J.G., Wagenet, R.J., Bouma, J., Wosten, J.H., 1988. Variability of saturated hydraulic conductivity in a Glossoptic Hapludalf with macropores. *Soilsci.* 145(1), 20-28.

Lavelle, P., 1983c. The structure of earthworm communities. In Satchell J.E. (Ed.). *Earthworm Ecology: from Darwin to vermiculture*. Chapman & Hall, London, p 449- 466.

Lavelle, P., 1997. Fauna activities and Soil Processes : adaptive strategies that determine ecosystem function. *Ecological research*, 27: 93-132.

Lavelle, P., Spain, A.V., 2001. *Soil ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 654p.

Lebayon, R.C., 1999. Influence des activités des lombriciens sur la dynamique (disponibilité, transfert) du phosphore en sols tempérés. Thèse de doctorat, Université de Rennes I, 154p.

Lebayon, R.C., Moreau, S., Gascuel-Oudou, C., Binet, F., 2002. Annual variations in earthworm surface-casting activity and soil transport by water runoff under a temperate maize agroecosystem. *Geoderma*, 106: 121-135.

Lebissonais, Y., 1998. Analyses de mécanismes de désagrégation et de mobilisation des particules de terre sous l'action des pluies. Thèse de Doctorat, Université d'Orléans, 192p.

Lee, K., 1985. *Earthworms their ecology and relationship with soil land use*. Academic press. Sydney, 411p.

Lee, K.E., Foster, R.C., 1991. Soil fauna and soil structure. *Austr. J. Soil Res.*, 29:745-775

Leonard, J., 2000. Interaction entre le ruissellement et les macropores créées par les termites dans le cas d'un sol encroûté au Sahel : étude expérimentale et modélisation. Thèse de Doctorat, Université de Paris VI, 151p.

Ligthart, T.N., 1996. Development of earthworm burrow systems and the influence of earthworms on soil hydrology. PhD thesis, University of Wageningen, 140p.

Ligthart, T.N., Peek, G.J.W.C., 1997. Evolution of earthworm burrow systems after inoculation of lumbricid earthworms in a pasture in the Netherlands. *Soil. Biol. Biochem.* 29 (3/4): 453- 462.

Lin, H. S., McInnes, K. J., Wilding, L. P., Hallmark, C. T., 1999. Effects of soil morphology on hydraulic properties: I. Quantification of soil morphology. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 948-954.

Logsdon, S. D., McCoy, E. L., Allmaras, R. R., Linden, D. R., 1993. Macropore characterization by indirect methods. *Soil Science*, 155, 316-324.

Loquet, M., Bhatnagar, T., Bouche, M.B., Rouelle, J., 1997. Essai de l'estimation de l'influence écologique des lombriciens sur les microorganismes. *Pedobiologia*, 17: 400-417.

Lopes-Assad, M.L., 1987. Contribution à l'étude de la macroporosité lombricienne de différents types de sols de France. Thèse de doctorat. Université des Sciences et techniques du Languedoc. 218p.

Loranger, G., Ponge, J.F., Blanchart, E., Lavelle, P., 1998. Influence of agricultural practices on arthropod communities in a vertisol (Martinique). *Eur. J. Soil Biol.*, 34: 157-165.

- Lozet, J., Mathieu, C., 1997.** Dictionnaire de science du sol. Paris, Lavoisier Tec & Doc.
- Luxmoore, R.J., 1981.** Micro-, meso-, macroporosity in soil. *Soil Science Society of America Journal*. 45: 671-673.
- Mancino, C.F., 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.
- Margerite, P., Descaens, T., Bureau, F., Alar, D., 2001.** Spatial distribution of earthworm species assemblages in a chalky slope of Seine Valley (Normandy, France). *Eur. J. Soil Biol.*, 37:291-296
- Marschner, H., 1995.** Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Academic press, NY.
- McGarry, D., Bridge, B. J., Radford, B. J., 2000.** Contrasting soil physical properties after zero and traditional tillage of an alluvial soil in the semi-arid subtropics. *Soil & Tillage Research*, 53, 105-115.
- McKeague, J.A., Wang, C., Topp, P G.C., 1982.** Estimating saturated hydraulic conductivity from soil morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 1239-1244.
- McKenzie, B. M., Dexter, A. R., 1988a.** Axial pressures generated by the earthworm *Aporrectodea rosea*. *Biology and Fertility of Soils*, 5, 323-327.
- McKenzie, B. M., Dexter, A. R., 1988b.** Radial pressures generated by the earthworm *Aporrectodea rosea*. *Biology and Fertility of Soils*, 5, 328-332.
- 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.
- Mele, P.M., Carter, M.R., 1999.** Impact of crop management factors in conservation tillage farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia. *Soil Tillage Res.*, 50: 1-10.
- 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, 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., Saleem-Saif, M., 2004.** NPK status in effluent irrigated soils of some selected sites of NWFP. *Int. J. Agric. Biol.* 6(2): 264-267.
- Miller, J. J., Sweetland, N. J., Larney, F. J., Volkmar, K. M., 1998.** Unsaturated hydraulic conductivity of conventional and conservation tillage soils in southern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, 78, 643-648.

- Mohammad, M.J., 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.
- Molope, M.B., Grieve, I.C., Page, E.R., 1987.** Contributions by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. *J. Soil Sci.*, 38: 71-77.
- Munawar, A., Blevins, R. L., Frye, W. W., Saul, M. R., 1990.** Tillage and cover crop management for soil water conservation. *Agronomy Journal*, 82, 773-777.
- Nakayama, F.S., Bucks, D.A., 1986.** Truckle irrigation for crop production : Design, operation and management. Elsevier, New York, NY.
- Ndiaye, M.L., Guène-Girardet, A., 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
- 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.
- NRC.,1996.** National Research Council (NRC) (1996) Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop. National Academies Press (NAP), Washington, D.C. (USA), 193 p.
- Nordstrom, S., Rungren S., 1973.** Association of lumbricids in southern Sweden. *Pedobiologia*, 13: 301-326.
- Nuutinen, V., Pitkanen, J., Kuusela, E., Widbom, T., Lohilathi, H., 1998.** Spatial variation of earthworm community related to soil properties and yield in a grass-clover field. *Applied Soil Ecology*, 8: 85-94.
- Nuutinen, V., Poyhonen, S., Ketoja, E., Pitkanen, J., 2001.** Abundance of the earthworm *Lumbricus terrestris* in relation to subsurface drainage pattern on a sandy clay field. *European Journal of Soil Biology*, 37 (4): 301-304
- Oades J.M., 1993.** The rol of biology in the for formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56,377-223.
- 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.
- Otokunefor, T.V., 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.
- Pachepsky, Y. A., Rawls, W. J., 2003.** Soil structure and pedotransfer functions. *European Journal of Soil Science*, 54, 443-451.

Parkin, T.B., Berry, E.C., 1999. Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows. *Soil Biol. Biochem.*, 31: 1765-1771.

Pekrun, C., Kaul, H.P., Claupein, W., 2003. Soil tillage for sustainable nutrient management. In El Titi, A. (ed.), *Soil tillage in agroecosystems*, CRC Press, New-York (USA), pp. 83-113.

Peres, G., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V., 1998a. Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. *Biol. Fertil. Soils*, 27: 417-424.

Phillipson, J., Abel, R., Steel, J., Woodell, S.R.J., 1976. Earthworms and the factors governing their distribution in an english beechwood. *Pedobiologia*, 16:258-285.

Picot, B., El Halouani, H., Caselles, C., Moersidik, S., Bontoux, J., 1991. Nutrient removal by high rate pond system in a mediterranean climate (France). *Wat. Sci. Tech.* 23: 1535-1541.

Pierce, F. J., Fortin, M. C., Staton, M. J., 1994. Periodic plowing effects on soil properties in a no-till farming system. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 1782-1787.

Pitkanen, J., Nuutinen, V., 1997. Distribution and abundance of burrows formed by *Lumbricus terrestris* L. and *Aporrectodea caliginosa* sav. In the soil profile. *Soil Biol. Biochem.*, 29: 463- 467.

Poier, K.R., Richter, J., 1992. Spatial distribution of earthworms and soil properties in an arable loess soil. *Soil Biol. Biochem.*, 24: 1601-1608.

Ramad, F., 1984. Elément d'écologie-Ecologie fondamentale, Ed. MCGRAW, Paris, vol 2, 397p.

Ramdani, M., 1986. Ecologie des crustacés : copépodes, cladocères et ostracodes des dayas marocaines. Thèse de Doctorat Es Sciences, Aix-Marseille. 217 p.

Ramirez-Fuentes, E., Lucho-Constantino, C., Escamilla-Silva, E., Dendouven, L., 2002. Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology* 85(2), 179-187.

Rasmussen, K. J., 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: a Scandinavian review. *Soil & Tillage Research*, 53, 3-14.

Ratel C., Nejjar, A., 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.

RAW F., 1959. Estimating earthworm populations by using formalin. *Nature* (London) 184: 1661- 1662.

RAW F., 1960. Earthworm population studies: a comparison of sampling methods. *Nature* (London), 187: 257.

- Ryan, J.G., Estefan, A., Rashid., 2006.** Soil and plant analysis laboratory manual. ICARDA, Aleppo (Syria). 2^{ième} Edition. 172 p.
- Reid, J. B., Goss, M. J., 1981.** Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. *Journal of Soil Science*, **32**, 521-541.
- Reutenauer, D., 1987.** Variabilité spatiale des propriétés physiques et hydriques des sols et des formations superficielles du bassin versant de la Fecht en amont de Turckheim (Haut-Rhin).
- Rhoton, F. E., Bruce, R. R., Buehring, N. W., Elkins, G. B., Langdale, C. W., Tyler, D. D. 1993.** Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems. *Soil & Tillage Research*, **28**, 51-61.
- Richards, L. A., 1969.** Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Handbook, n° 60. 160 p.
- Richard, G., Boizard, H., Roger-Estrade, J., Boiffin, J., Guerif, J., 1999.** Field study of soil compaction due to traffic in northern France: pore space and morphological analysis of the compacted zones. *Soil & Tillage Research*, **51**, 151-160.
- Rodier, J., 1996.** Analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduelles, Eau de mer. Edition Dunod, Paris. 1384 p.
- Rohrig, R., Langmaack, M., Schrader, S., Larink, O., 1998.** Tillage systems and soil compaction – their impact on abundance and vertical distribution of Enchytraeidae. *Soil & Tillage Research*, **46**: 117-127
- Romans, J.C.C., Robertson, L., 1975.** Some characteristics of the freely drained soils of the Etrick association in East Scotland. *Geoderma*, **14**(4): 297-317.
- Roper, M.M., Gupta, V. V. S. R., 1995.** Management practices and soil biota. *Australian Journal of Soil Research*, **33**, 321-339.
- Rossi, J.P., Lavelle, P., Albretch, A., 1997.** Relationships between spatial pattern of the endogeic earthworm *Polypheretima elongata* and soil heterogeneity. *Soil Biol. Biochem.*, **29**: 485-488.
- Rossi, J.P., Lavelle, P., 1998.** Earthworm aggregation in the Savannas of Lamto (Côte d'Ivoire). *Applied Soil Ecology*, **7**: 195-199.
- Russell, R. S., 1977.** *Plant root systems: their function and interaction with the soil*. McGraw-Hill Book Company (UK) Limited, Maidenhead, Berkshire (UK).
- Saber, N., Mrabet, R., 2002.** Impact of no tillage and crop sequence on selected soil quality attributes of a vertic calcixeroll soil in Morocco. *Agronomie*, **22**, 451-459.
- Sasal, M. C., Andriulo, A. E., Taboada, M. A., 2006.** Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil & Tillage Research*, **87**, 9-18.
- Satchell, J.E., 1955a.** Aspect of earthworm ecology. *In: Soil zoology*, Butterworths. London, 180-199.
- Schaefer, M., Schauerma, N.N. J., 1990.** The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiologia*, **34**: 299-314.

Scheu, S., 1991. Mucus excretion and carbon turnover of endogeic earthworms. *Biol. Fert. Soils*, 12: 217-220.

Schmidt, O., Scrimgeour, C.M., Handley, L.L., 1997. Natural abundance of ¹⁵N and ¹³C in earthworms from a wheat and a wheat-clover field. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1301-1308.

Schrader, S., Joschko, M., Kula, H., Larink, O., 1995. Earthworm effects on soil structure with emphasis on soil stability and soil water movement. In *Soil structure – Its development and function*. Lewis Publishers., p 109-133.

Schrader, S., Bayer, B., 2000. Abundance of mites (Gamasina and Oribatida) and biotic activity in arable soil affected by tillage and wheeling. *Braunschweig Naturkundliche Schriften*, 6: 165-181.

Shuster, W.D., Subler, S., Mc Coy, E.L., 2000. Foraging by deep-burrowing earthworms degrades surface soil structure of a fluventic Hapludoll in Ohio. *Soil & Tillage Research*. 54: 179-189.

Shuster, W.D., Subler, S., Mc Coy, E.L., 2001. Deep-burrowing earthworm additions changed the distribution of soil organic carbon in a chisel-tilled soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 33: 983-996.

Shuster, W. D., Edwards, C. A., 2003. Interactions between tillage and earthworms in agroecosystems. In El Titi, A. (ed.), *Soil tillage in agroecosystems*, CRC Press, New-York (USA), pp. 229-260.

Skokart, P.O., Meeus-Verdinne, K., De Borger, R., 1983. Mobility of heavy metals in polluted soils near Zinc Melters. *Water, Air and Soil pollution*. 20:436-451.

Shaalán, N.S., 2001. Egypt country paper on wastewater reuse. Joint FAO/WHO consultation for launching the regional network on wastewater reuse. Amman, Jordan.

Shipitalo, M.J., Protz, R., 1989. Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma*, 45: 357-374.

Shipitalo, M.J., Butt, K.R., 1999. Occupancy and geometrical properties of *Lumbricus terrestris* L. burrows affecting infiltration. *Pedobiologia*, 43: 782-794.

Shuster, W.D., Subler, S., Mc Coy, E.L., 2000. Foraging by deep-burrowing earthworms degrades surface soil structure of a fluventic Hapludoll in Ohio. *Soil & Tillage Research*. 54: 179-189.

Siobhan, J., Rodda, N., Salukazana, L., 2006. Microbiological assessment of food crops irrigated with domestic greywater. *Water SA*. 32(5):700-704.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79, 7-31.

Solbrig, O.T., 1991. The IUBS-SCOPE-UNESCO program of research in biodiversity. In: Solbrig O.T. (Eds). From Genes to Ecosystem: a Research Agenda for Biodiversity. Mass.: IUBS, Cambridge, UK, pp. 5-11.

Soltner, D., 2000. Les bases de la production vegetal (tom 1). Ed. Science et techniques agricoles, 464p.

Sparks, L.D., 2003. Environmental soil chemistry. Academic Press, 2nd Edition, 367 p.

Stengel, P., Douglas, J. T., Guérif, J., Goss, M. J., Monnier, G., Cannell, R. Q., 1984. Factors influencing the variation of some properties of soils in relation to their suitability for direct drilling. *Soil & Tillage Research*, **4**, 35-53.

Streck, T., Richter, J., 1997. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale :I. Measurements and parametrization of sorption. *Journal of Environmental Quality* **26**, 49-56.

Swardji, P., Eberbach, P. L., 1998. Seasonal changes of physical properties of an Oxic Paleustalf (Red Kandosol) after 16 years of direct drilling or conventional cultivation. *Soil & Tillage Research*, **49**, 65-77.

Sveistrup, T.E., Haraldsen, T.K., Engelstad, F., 1997. Earthworm channels in cultivated clayey and loamy Norwegian soils. *Soil & Tillage Research* **43**: 251-262.

Svendsen, J.A., 1955. Earthworm population studies: A comparison of sampling methods. *Nature (Lond)*, **175**: 864.

Tan, C. S., Drury, C.F., Reynolds, W.D., Gaynor, J.D., Zhang, T.Q., Ng, H. Y. 2002. Effect of long-term conventional tillage and no-tillage systems on soil and water quality at the field scale. *Water Science and Technology*, **46**, 183-190.

Tebruge, F., During R.A., 1999. Reducing tillage intensity, a review of results from a long term study in Germany. *Soil & Tillage Research*, **53**: 15-28.

Tessier, D., 1984. Etude expérimentale de l'organisation des matériaux argileux, hydratation, gonflement et structuration au cours de la dessiccation et de la rehumection. Thèse doctorat. Es. Sci. Univ. Paris, 361p.

Tessier D., 1994. Rôle de l'eau sur les propriétés physiques des sols, *Secheresse* **5**, 143-150.

Texier, C., Cluzeau, D., Seux, R., Trehen, P., 1995. Influence of aldicarb kinetics on earthworm activities in experimental microcosms. *Acta Zool. Fennica*, **196**: 290-296.

Texier, C., Cortet, J., Gomot, A., Cluzeau, D., 1997. Etat de l'art critique sur l'utilisation de la faune du sol comme indicateur de l'impact des polluants sur la qualité des sols. Ademe Ed.

Tiwari, T.N., 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.

Turin, A., 1991. La pollution des eaux souterraines en Lorraine : cas des nitrates. Thèse Univ. Nancy II, France. 226 p.

Touchot, F., Kilbertus, G., Vannier, G., 1983. Rôle d'un collembole (*Folsomia candida*) au cours de la dégradation des litières de charme et de chêne, en présence ou en absence d'argile. In : newstrends in soil biology. P. Lebrun et al. (Eds), Dieu- Brichart, Louvain-la- Neuve.

Unger, P. W., Jones, O. R., 1998. Long-term tillage and cropping systems affect bulk density and penetration resistance of soil cropped to dryland wheat and grain sorghum. *Soil & Tillage Research*, **45**, 39-57.

Valentin, C., Bresson, L. M., 1992. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma*, **55**, 225-245.

Van Denbygaart, A.J., Protez, R., Tomlin, A.D., 2000. Changes in pore structure in a no-till chronosequence of silt loam soils, southern Ontario. *Canadian Journal of Soil Science*, **79**: 149-160.

Van Rhee, J.A., Nathans, S., 1973. Ecological aspects of earthworm populations in relation to weather conditions. *Rev. Ecol. Biol. Soil*, **10**, 4 : 523-533.

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

Vhevha, I., Ndamba, J., Mtetwa, S., 2000. Changes in river water quality with increasing distance from site of wastewater use. 1st warfa/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).

Vinten, A.J.A., Mingelgrin, U., Yaon, B., 1983. The effect of suspended solids in wastewater on soil hydraulic conductivity : II. Vertical distribution of suspended solids. *Soil Science Society of America Journal* **47** (3), 408-412.

Wang, D., Norman, J., Lowery, B., Mcsween., 1994. Non destructive determination of hydrogeometrical characteristics of soil macropores. *Soil Science Society of America Journal*, **58**: 294-303.

Wardle, D. A., 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. In Begon, M., Fitter, A. H. (eds.), *Advances in Ecological research*, Vol. 26, Academic Press, New-York (USA), pp. 105-185.

WEST, C.C., 1984. Microarthropods and plant species associations in two subantartic terrestrial communities, Copenhagen, *Oikos*, **4**: 66-73.

Whittington, W. J., 1968. *Root growth*. Butterworth & Co. Ltd., London (UK).

Widiatmaka., 1994. Analyse structurale et fonctionnement hydrique d'un système pédologique limoneux acide sur granite et sur schiste du massif armoricain. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 334p.

WUEST, S.B, 2001. Earthworm, infiltration, and tillage relationships in a dryland pea-wheat rotation. *Applied Soil Ecology*, **18**(2): 187-192.

Yadav, R.K., Goyal, B., Sharma, R.K., Dubey, S.K., Minhas, P.S., 2002. Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water- a case study. *Environment International* 28(6), 482-486.

Yang, Y., Zhang, F.S., Li, H.F., 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.

Zachmann, J.E., Linden, D.R., Clapp, C.E., 1987. Macroporous infiltration as affected by earthworms, tillage and residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1580-1586.

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

Annexe

Annexe 1. Caractéristiques des eaux usées de l'Oued El GOURZI (FIS-DIS)

Tableau 1. Valeurs moyennes des paramètres mesurés des eaux usées utilisées en irrigation.

Variation spatiale	Variation temporelle				
	S1	S2	S3	S4	moyenne
Température °C					
E1	5,7	11,6	11,6	12,5	10,35
E3	11,3	13,7	20,4	19,9	16,325
E4	13,2	16,8	19,9	19,9	17,45
pH					
E1	7,5	8,3	8,12	7,83	7,94
E3	7,85	8,06	7,83	7,66	7,85
E4	7,96	8,33	8	7,65	7,985
Redox (mV)					
E1	-60,5	-75	-66	-66	-66,88
E3	-54	-62,5	-53	-55	-56,125
E4	-60	-78	-62	-55	-63,75
CE ms/cm					
E1	1,81	2,09	2,31	1,65	1,97
E3	2,05	2,09	3	1,77	2,2275
E4	2,115	2,09	2,66	1,71	2,1425
Salinité (g/l)					
E1	0,95	1,13	1,24	0,88	1,05
E3	1,1	1,12	1,61	0,94	1,1925
E4	1,135	1,16	1,425	0,98	1,1675
O₂ (mg/l)					
E1	6,95	3,67	4,9	5,8	5,33
E3	4,4	3,31	3,45	7,05	4,5525
E4	5,375	3,49	4,175	6,425	4,86625
O₂ (%)					
E1	79,77	44,25	65,5	71	65,13
E3	50,25	38,5	40	92	55,1875
E4	73	51	37	92	63,25
Dureté (mg/l)					
E1	520	602	580	596	574,5
E3	532	562	620	520	558,5
E4	542	612	626	608	597
Alcalinité (mg/l)					
E1	610	711,6666667	660,8333333	610	648,125
E3	648,125	610	711,6666667	625,25	648,7604167
E4	662,5	680	605	575	630,625

Annexe

Tableau 2. Valeurs moyennes des molécules dans les eaux usées en irrigation.

Variation spatiale		Variation temporelle				moyenne
		S1	S2	S3	S4	
NO ₃ (mg/l)	E1	14,24	36,34	24,02	12,04	21,66
	E3	10,54	36,41	22,68	0	23,21
	E4	6,8975	21,34	14,2525	2,8575	11,336875
<hr/>						
NH ₄ (mg/l)	E1	70,10	81,84	170,26	160,75	137,616667
	E3	110,20	76,5	184,4	80,10	130,45
	E4	60,65	107,225	137,23	65,5	122,2275
<hr/>						
PO ₄ (mg/l)	E1	3,74	13,45	9,39	1,89	7,1175
	E3	3,06	9,77	11,59	0	8,14
	E4	2,5	8,35	1,755	4,725	4,3325
<hr/>						
Cl (mg/l)	E1	481,02	427	454,5	397,6	440,03
	E3	404,7	510,75	511,2	195,96	405,6525
	E4	401,15	450,85	507,65	325	421,1625
<hr/>						
SO ₄ (mg/l)	E1		5690,7	8348,7	3939,75	5993,05
	E3		5768	7807,6	3700	5758,533333
	E4		540	241,25	800	527,0833333

Annexe

Tableau 3. Valeurs moyennes des matériaux en suspensions.

Variation spatiale	Variation temporelle				moyenne
	S1	S2	S3	S4	
MES (mg/l)					
E1	312,5	1853,75	282,5	1327	943,9375
E3	372,5	712,5	970	220,4	568,85
E4	770	407,06	419	220,4	454,115
Turbidité (FTU)					
E1	30,15	68,61	51	52,06	50,455
E3	34,59	32,12	78,5	0	48,40333333
E4	57,65	54,5	50	54	54,0375
Dureté (mg/l)					
E1	520	602	580	596	574,5
E3	532	562	620	520	558,5
E4	542	612	626	608	597
Alcalinité (mg/l)					
E1	610	711,6666667	660,8333333	610	648,125
E3	648,125	610	711,6666667	625,25	648,7604167
E4	662,5	680	605	575	630,625

Tableau 4. Valeurs moyennes des matières organiques dans les eaux usées.

	DBO (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO/DCO	MO (mg/l)
E1	130	212	0,613207547	157,3333333
E3	124	140	0,885714286	129,3333333
E4	120	309	0,388349515	183

Tableau 5. Valeurs moyennes des métaux lourds (ppm) dans les eaux usées.

	Mn	Cu	Zn	Fe
E1	5,14	0,6	0,65	2,3
E3	7,1	0,64	0,28	2,2
E4	9,1	0,66	0,34	2,26

Annexe

Annexe 2. Paramètres hydro physiques du sol .

Tableau 1. Valeurs moyennes de la porosité du sol

horizon	automne	printemps
h1	48,2889734	48,6692015
	50,1886792	50,1886792
	49,0636704	49,8127341
h2	46,7680608	49,0494297
	49,4339623	49,8113208
	48,6891386	49,8127341
h3	46,7680608	48,2889734
	48,6792453	49,0566038
	48,3146067	49,8127341

Tableau 2. Valeurs moyenne de la rétention en eau du sol

horizon	pF	0	1,6	1,9	2,5	3	4,2
h1		58,56	39,4	37	27,91	22,67	17,67
		52,42	38,17	34,85	24,41	18,97	14,21
		62,61	47,35	42,73	33,95	29,55	24,43
h2		63,66	44,89	37,77	27,87	22,88	18,03
		56,71	41,57	36,84	27,21	19,37	14,39
		57,11	43,15	36,56	28,8	23,85	19,5
h3		55,82	42,6	37,88	22,96	21,84	17,62
		59,72	43,83	40,38	30,18	25,39	20,61
		56,4	40,77	38,94	28,93	24,3	20,29

Tableau 3. Valeurs moyennes de K(h) mm/h du sol.

horizon	potentiels 0.05 (kpa)	0.3 (kpa)	0.6 (kpa)	1.2 (kpa)
h1	2,3	0,85333333	0,36666667	0,1
	1,06666667	0,5	0,16666667	0,1
	2,3	0,7	0,4	0,1
h2	1,03333333	0,4	0,3	0,13333333
	3,36666667	0,9	0,33333333	0,1
	2,33333333	0,96666667	0,26666667	0,1
h3	0,26666667	0,13333333	0,1	0,08333333
	0,86666667	0,5	0,2	0,1
	2,7	0,86666667	0,36666667	0,1

Résumé

Les propriétés biochimiques et hydriques des sols cultivés sont influencées par l'activité anthropique (les pratiques culturales) et par l'activité biologique qui interagit au sein du système. Sur une étendue irriguée à l'eau usée de longue durée, nous avons cherché à caractériser l'eau et le sol et quantifier les conséquences de cette pratique sur le fonctionnement du sol. L'évolution du profil sous irrigation a été caractérisée sur les plans morphologique (porosité) et hydrique (rétention, conductivité hydraulique à des potentiels proche de la saturation).

Ce travail a été réalisé sur trois sites pour l'eau et aussi le sol. Les résultats montrent 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, DCO, orthophosphates, ammonium et nitrates, ce qui peut être nuisible à l'eau, au sol et à la vie aquatique du milieu récepteur. Pour le sol, les variables les plus liées aux facteurs étudiés sont, les éléments de fertilisation du sol qui varient considérablement dans l'espace. Au même titre que les caractéristiques chimiques et biologiques, les propriétés hydro physiques du sol sont influencées par l'irrigation à l'eau usée. Les teneurs en eau varient verticalement et horizontalement dans le profil et dans l'espace. Les variations de taux de matière organique s'accompagnent de valeurs de teneur en eau différentes. La participation des Lombriciens à la structuration du sol a des conséquences importantes sur les propriétés hydro physiques du sol. La fragmentation biologique est un processus important d'augmentation de la macroporosité d'assemblage.

Mots clés : eau usée, calcisols, propriétés hydro-physiques, activité biologique, semi-aride.

Abstract

The biochemical and hydraulic properties of cultivated soils are influenced by human activity (tillage) and biological activity that interacts within the system. In an area irrigated with wastewater of long duration, we sought to characterize the water and soil, and quantify the consequences of this practice on soil functioning. The changing of profile under irrigation has been characterized in morphological terms (porosity) and hydraulic terms (retention, hydraulic conductivity at potentials close to saturation). This work has been performed on three sites for water and also soil. The results show that the effluent of Oued El Gourzi, although they contribute to soil fertility, they contain relatively high concentrations of suspended matters,, BOR, COR, ammonium, nitrate, which can be harmful to water, to soil and aquatic life in the receiving environment. For soil variables most related to the factors studied are the elements of soil fertility that vary considerably in space. The same way as the chemical and biological characteristics, hydro physical properties of soil are influenced by irrigation with the wastewater. The contents of water vary vertically and horizontally in the profile and in space. Variations in rates of organic matter accompanied by different values of water contents. The participation of earthworms in the soil structure has important consequences on hydro physical properties of soil. The biological fragmentation is an important process to increase the macro porosity assembly.

KEYWORDS: wastewater- calcisols - hydro physical properties - biological activities - semi-arid

المخلص:

الخصائص البيوكيميائية و المائية للتربة الزراعية تتأثر بالنشاط الإنساني (الممارسات الزراعية) و بالنشاط البيولوجي المتفاعل في وسط النظام.

على مساحة مسقية بالمياه القذرة لمدة زمنية طويلة، بحثنا في دراسة خصائص الماء والتربة و تقدير نتائج هذه الممارسة على وظيفة التربة. التطور الحاصل على طول المقطع المسقي تميز على المستويات المرفولوجية (المسامية) والمائية (الاحتفاظ بالماء، الناقلية المائية باستطاعات قريبة من التشبع).

هذا العمل أنجز في 3 مواقع بالنسبة للماء و التربة. النتائج بينت أن مياه الصرف لواد القرزي بقدر ما تساهم في خصوبة التربة، إلا أنها تحوي تركيزات عالية نسبيا من المواد العالقة، الطلب البيوكيميائي للأكسجين، الطلب الكيميائي للأكسجين، الأمونيوم و النترات، مما يجعلها مضرّة بالماء و التربة و على الحياة المائية للوسط المستقبل. بالنسبة للتربة، المتغيرات الأكثر تعلقا بالعوامل المدروسة هي العناصر المخصصة للتربة التي تتغير بكثرة في المكان. كما هو عليه الحال للخصائص الكيميائية و البيولوجية، الخصائص المائية – الفيزيائية للتربة تأثرت أيضا بالسقي بالمياه القذرة، مما يجعل محتوى الماء يتغير عموديا و أفقيا على طول المقطع و المكان. تغيرات نسبية المادة العضوية مصاحبة لقيم مختلفة لمحتوى الماء. مساهمة ديدان الأرض في بنية التربة لها نتائج مهمة على الخصائص المائية – الفيزيائية لهذه الأخيرة و التجزئة البيولوجية تعتبر تطورا مهما في زيادة المسامية التجميعية الكبيرة.

الكلمات الدالة: المياه القذرة، التربة الكلسية، الخصائص المائية – الفيزيائية، النشاط البيولوجي، الشبه الجافة.