UNIVERSITE KASDI MERBAH - OUARGLA

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département des Sciences Agronomiques

Année : 2018/2019

N° d'enregistrement :

/…../…../…../…../

THESE

Pour l'obtention du diplôme de Doctorat en sciences Agronomiques

Contribution à l'étude de la minéralisation de la matière organique en conditions salines sahariennes : Cas des Ziban (Algérie)

Par : MANCER Halima

Soutenue le : 07/03/2019

CHELOUFI Hamid	**Président**	**Professeur**	**Université de Ouargla**
DADDI BOUHOUN Mustapha	**Rapporteur**	**Professeur**	**Université de Ouargla**
BENSLAMA Mohamed	**Examinateur**	**Professeur**	**Université de Annaba**
MASMOUDI Ali	**Examinateur**	**MCA**	**Université de Biskra**
BENKHELIFA Mohamed	**Examinateur**	**Professeur**	**Université de Mostaganem**
HAMDI AISSA Belhadj	**Examinateur**	**Professeur**	**Université de Ouargla**

Dédicace

Je dédie ce modeste travail :

Mes très chers parents, pour son amour, son support moral et physique, et ses prières pour m'avoir donnée la force de continuer et obtenir ce document ;

Mon très cher mari pour sa patience ;

Mes précieux enfants Sirine et Mohamed Sajed ;

Mes soeurs, mes frères ;

À ma grande famille, et particulièrement mes ancles Bachir et Mahmoud ;

La famille Azizi ;

Tous ceux qui nous enseignent ;

Tous ceux qui nous soutiennent ;

Tous ceux qui nous chérissent.

Mme Halima MANCER

Avant propos

Ce travail est dédié à la mémoire de mon professeur **SAKER Mohamed Lakhder**, qui m'a toujours poussé et motivé dans mes travaux de thèse.

Je voudrais exprimer ma plus sincère gratitude au Professeur **DADDI BOUHOUN Mustapha**, pour avoir accepté de diriger et de suivre cette thèse ainsi que pour son soutien, sa disponibilité et ses conseils tout au long de ce travail.

Mes sincères remerciements et ma gratitude aux membres du jury:

Monsieur **CHELOUFI Hamid**, Professeur à l'Université de Ouargla, qui m'a fait l'honneur de présidé le jury de cette thèse ;

Monsieur **BENSLAMA Mohamed**, Professeur à l'Université de Annaba, pour avoir accepté de juger et de commenter ce travail ;

Monsieur **MASMOUDI Ali**, Maître de conférence à l'Université de Biskra, pour son aide, et pour avoir accepté de juger et de commenter ce travail ;

Monsieur **BENKHELIFA Mohammed**, Professeur à l'Université de Mostaganem, pour avoir accepté de juger et de commenter cette thèse ;

Monsieur **HAMDI AISSA Belhadj**, Professeur à l'Université de Ouargla, pour avoir accepté de juger et de commenter ce travail.

Je tiens à remercier Madame **LAKHDARI Fattoum**, Directrice du CRSTRA, qui m'ont permis de faire les travaux d'analyse dans leur laboratoire, et ont permis à cette thèse de se dérouler dans les meilleures conditions.

Mention spéciale à ma bonne amie **Bettiche Farida** qui m'a supporté et m'a permis de me lever motivé depuis le début de ma thèse. Très humblement, je voudrais te dire merci pour ton soutien pendant mes périodes de doutes et pour tes multiples encouragements répétés.

J'adresse toute ma gratitude à tous mes ami(e)s et à toutes les personnes qui m'ont aidé dans la réalisation de ce travail : W Chaïb, F Hiouani, M Rechachi, S Benaoun, Z Othmani, H Rouahna, S Souici, S Lahmadi, K Bengouga, S Tahar Chaouch, H Menasria, N Chellouai. N Salemkour.

Enfin, les mots les plus simples étant les plus forts, j'adresse toute mon affection à ma famille, et en particulier à mes parents, mon mari, mes enfants, mes sœurs et frères et ma belle famille.

Résumé

Dans les régions sahariennes, plusieurs contraintes menacent le développement de la production agricole quelles soient climatiques ; édaphiques, et/ou hydriques. Parmi les problèmes majeurs des sols et des eaux de ces régions, figure surtout la salinité élevée.

L'objectif du présent travail est d'étudier la minéralisation de la matière organique dans ces conditions saharienne : cas des Ziban et ce afin d'améliorer la qualité physique, chimique et biologique de ces sols par la valorisation des produits organiques (fumier d'ovin et de volaille) utilisés dans cette région. L'approche méthodologique repose sur deux expérimentations : la première dans des conditions contrôlées de laboratoire où le sol a été incubé en conditions contrôlées (70j à 28°C), afin de suivre le taux de minéralisation du carbone organique dans un sol non salé irrigué avec des solutions salinisées avec trois types de sels et chaque sel avec différentes doses (NaCl, $CaCl_2$, et $MgCl_2$) et trois conductivités électrique (3, 6 et 9 $dS.m^{-1}$). La seconde est une expérimentation en conditions semi contrôlées a été menée pendant six mois sur la culture de ray-grass anglais; pour apprécier la fertilité des sols salés irrigués par des eaux salées et amendées avec des produits organiques les plus utilisés en agriculture dans les Ziban. Ainsi deux facteurs ont été testés : un facteur apport de matière organique avec deux fumiers (d'ovin et de volaille) ; et chaque fumiers avec trois doses et un facteur salinité des sols (deux niveaux). Les doses d'apport organique qui ont été testées sont de l'ordre de 0,5 ; 1 et 1,5 de la dose moyenne de fumier d'ovin appliqué dans les systèmes de culture pratiquées au Ziban (céréalicultures : environ 20 $t.ha^{-1}$), après avoir déterminé la qualité de ces produits organiques, de ces sols et de ces eaux d'irrigation.

Les résultats de CO_2 dégagés à partir de la minéralisation du carbone organique de sol non salé irrigué avec les solutions salées sur une période de 70 jours indiquent que son (la minéralisation) taux d'évolution a diminué avec l'augmentation de la salinité de l'eau d'irrigation représentée par les valeurs de conductivité électrique (CE). Aussi, nos résultats confirment l'importance d'une fertilisation organique (essentiellement du fiente de volaille) pour améliorer la disponibilité des éléments nutritifs dans les sols salés et pour obtenir des rendements significatifs de ray-grass anglais, mais concernant la salinité, elle a augmenté dans les sols à la fin de l'expérience, et le sol amendé par le fumier de volaille a une salinité supérieure à celle du sol amendé par le fumier d'ovin. Donc, il est primordial de choisir un produit organique approprié qui dans le cas des sols salés doit être le plus performant en terme d'amélioration des propriétés physico-chimiques des sols surtout la salinité.

Mots clés: salinité, matière organique, minéralisation, NPK, sol, eau d'irrigation, ray-grass anglais, Ziban (Algérie).

Abstract

In the Saharan regions, several climatic, edaphic and/or hydric constraints threaten the agricultural production development. Among the major problems of soil and water in these areas, especially salinity is high.

The objective of the present work is to study the organic matter mineralization under these Saharan conditions: the case of Ziban, in order to improve the physical, chemical and biological quality of these soils through the valorization of organic products (dung sheep and poultry) used in this region. The methodological approach is based on two experiments: the first under controlled laboratory conditions where the soil was incubated under controlled conditions (70 days at 28 °C), in order to monitor the rate of mineralization of organic carbon in an unsalted soil irrigated with saline solutions with three types of salts and each salt with different doses (NaCl, $CaCl_2$, and $MgCl_2$) and three electrical conductivities (3, 6 and 9 $dS.m^{-1}$). The second is an experiment under semi-controlled conditions was conducted for six months on the cultivation of ryegrass; to appreciate the fertility of salt soils irrigated by salt water and amended with organic products most used in agriculture in the Ziban. Thus; Two factors were tested: a factor adding organic matter with two manures (sheep and poultry); and each manure with three doses and soil salinity factor (two levels). The doses of organic feed that have been tested are of the order of 0.5; 1 and 1.5 of the average dose of sheep manure applied in cultivation systems practiced in Ziban (cereals: about 20 $t.ha^{-1}$), after having determined organic products quality of these soils and these irrigation water.

The CO_2 released from mineralization of organic carbon from unsalted soil irrigated with saline solutions over a 70-day period indicate that its mineralization's evolution rate decreased with increasing water of irrigation salinity represented by the electrical conductivity (EC) values. Also, our results confirm the importance of organic fertilization (mainly poultry manure) to improve the availability of nutritional elements in salty soils and to obtain significant yields of ryegrass, but concerning salinity, it has increased in soils at the end of the experiment, and the soil amended by the poultry manure has a higher salinity than that of the soil amended by the sheep manure. Therefore, it is essential to choose an appropriate organic product which in the case of salty soils must be the most efficient in terms of improving the physicochemical properties of soils especially salinity.

Key words: salinity, organic matter, mineralization, NPK, soil, irrigation water, perennial ryegrass, Ziban (Algéria).

ملخص

تواجه المناطق الصحراوية العديد من العراقيل و ذلك ضد تطور الإنتاج الزراعي, فمنها ما يتعلق: بالمناخ ، أو بالتربة، أو بالمياه ، ومن بين أهم المشاكل التي تتعلق بالتربة وبالمياه الملوحة بشكل أساسي. في هذا الإطار، هدفنا هو دراسة تمعدن المادة العضوية في هذه الظروف الصحراوية: حالة الزيبان، و ذلك من أجل تحسين الجودة الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية لهذه التربة عن طريق تثمين المنتجات العضوية المتوفرة في هذه المنطقة. يعتمد المنهج التطبيقي المتبع في هذه الدراسة على تجربتين ، الأولى تحت ظروف مخبرية محكمة (تم حضن التربة تحت ظروف محكمة (70 يوم عند 28 درجة مئوية) ، لمراقبة معدل تمعدن الكربون العضوي في التربة غير المالحة و المروية بمحاليل محضرة بإذابة ثلاثة أنواع من الأملاح وكل ملح بثلاث جرعات مختلفة ($NaCl$ ، $CaCl_2$ ، و $MgCl_2$ ، مع ثلاثة التوصيلات الكهربائية 3 و 6 و 9 $dS.m^{-1}$). وأخيرًا ، أجريت تجربة في ظروف شبه محكمة و ذلك لمدة ستة أشهر على زراعة نبات الزوان ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) . وذلك لتقييم خصوبة التربة المالحة المروية بالمياه المالحة وتعديلها مع المنتجات العضوية الأكثر استخدامًا في هذه المنطقة (الزيبان) ، تم اختبار عاملين، الاول هو اضافة المواد العضوية مع سماد (الأغنام والدواجن) . وكل سماد يضاف بثلاث جرعات ، والعامل الثاني هو ملوحة التربة (مع مستويين) ، الجرعات المختبرة هي 0.5 ؛ 1 و 1.5 من الجرعة المتوسطة لسماد الأغنام المطبقة في نظم الزراعة في منطقة الزيبان (20 طن/هكتار) ، وكل ذلك بعد تحديد خصائص هذه المنتجات العضوية ، و التربة و مياه الري المستعملة.

نتائج ثاني أكسيد الكربون الناتجة عن تمعدن الكربون العضوي من التربة غير المالحة المروية بالمحاليل الملحية على مدى فترة 70 يومًا تشير إلى أن معدل تطورها انخفض مع زيادة ملوحة مياه الري المقدمة على شكل قيم الموصلية الكهربائية (CE). و تؤكد نتائجنا أيضا أهمية الإخصاب العضوي (خاصة سماد الدواجن) وذلك من أجل تحسين خصوبة التربة المالحة في ما يخص العناصر الرئيسية NPK والحصول على غلة كبيرة من نبات الزوان، ولكن فيما يتعلق بالملوحة فقد زادت في التربة خلال نهاية التجربة ، ولكن نلاحظ أن التربة المعدلة من روث الدواجن لديها ملوحة أعلى من التربة المعدلة من روث الأغنام. لذلك، من الضروري اختيار منتج عضوي مناسب في حالة التربة المالحة و يكون الأكثر كفاءة من حيث تحسين الخصائص الفيزيائية الكيميائية للتربة خاصة الملوحة.

الكلمات المفتاحية : ملوحة ، مادة عضوية ، تمعدن ، NPK ، تربة ، مياه الري ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) ، الزيبان (الجزائر).

Liste des abréviations

AF : Acide fumique

AH : Acide humique

CEC : Capacité d'Echange Cationique

C : Carbone

COT : Carbone Organique Total

CO_2 : Dioxyde de carbone

CE : Conductivité électrique

C.T.D. : Charge solide dissoute

ha : Hectare

kg : Kilogramme

km^2 : Kilomètre carré

meq : milliequivalent

ml : Millilitre

MO : Matière Organique

MOS : Matières Organiques du Sol

N : Azote

NH_4^+ : Ammonium

NO_3^- : Nitrates

P : Phosphore

pF : point de flétrissement

pH : Potentiel hydrogène

Réf : Référence

t : Tonne

Table des matières

Introduction générale 1

première partie : synthèse bibliographique

Chapitre I : Matière organique du sol 5

1. Introduction 5

2. Définition 5

3. Origine des matières organiques 5

4. Rôle de la matière organique dans le sol 6

5. Caractéristiques des matières organiques 7

5.1. Matières organiques particulières 7

5.2. Matières organiques résultant de transformations chimiques 7

6. Nature et déterminisme des biotransformations des matières organiques 11

6.1. Biodégradation et minéralisation 11

6.2. Biosynthèses organiques et humification 12

7. Facteurs contrôlant la biotransformation des matières organiques 12

7.1. Facteurs des biotransformations liés aux matières organiques 12

7.2. Influence des facteurs du milieu sur les biotransformations des matières organiques 14

8. Conclusion 19

Chapitre II : Salinité du sol 20

1. Introduction 20

2. Définitions des sols salés 20

3. Caractéristiques des sols salins et sodiques 20

3.1. Conductivité électrique 20

3.2. Alcalinité résiduelle (pH) 21

3.3. Spéciation ionique 21

3.4. Efflorescences salines 21

3.5. Sodium échangeable 22

3.6. Salinisation-sodisation-alcalisation 22

4. Mécanisme de salinisation des sols 23

5. Classification des sols salés 24

5.1. Sols salins ou « solontchaks » 24

5.2. Sols salins- sodiques ou « solontchaks- solonetz » 24

5.3. Sols sodiques ou « solonetz » 24

6. Options agronomiques de gestion de la salinité 25

7. Conclusion 25

Chapitre III. Impacts de la salinité sur la matière organique des sols 26

1. Introduction 26

2. Effets des conditions de milieu sur les matières organiques 26

2.1. Effets de la température 26

2.2. Effets de la sècheresse 26

2.3. Effets de l'hydromorphie 27

2.4. Effets de la salinité 27

2.5. Effets de sodium du sol 28

2.6. Effets de pH du sol 28

2.7. Effets de la texture des sols 28

2.8. Effets de calcaire des sols 29

3. Effets des amendements organiques sur la salinité et sur la fertilité des sols 29

3.1. Effets sur la salinité 29

3.2. Effets sur la matière organique 30

3.3. Effets sur la fertilité, l'azote, le phosphore et le potassium du sol 30

4. Conclusion 31

deuxième partie : matériels et méthodes

Chapitre IV. Cadre de l'étude 32

1. Introduction 32

2. Situation géographique de la région d'étude 32

3. Données physiques de base 33

3.1. Pédologie 33

3.2. Synthèse climatique 33

3.3. Hydrogéologie 36

4. Conclusion 36

Chapitre V. Matériels et méthodes d'étude 37

1. Introduction 37

2. Matériels d'étude 37

2.1. Choix de la région d'étude 37

2.3. Choix de site d'étude 38

3. Présentation du matériel d'étude 39

3.1. Sol 39

3.2. Eau d'irrigation 39

3.3. Amendements organiques 40

3.4. Matériel végétal 40

4. Méthodes d'étude 41

4.1. Approche méthodologique 41

4.2. Méthodes d'analyse 48

4.3. Analyse statistique 49

5. Conclusion 49

Troisième partie : résultats et discussions

Chapitre VI. Caractérisation hydro-édaphique 50

1. Introduction 50

2. Caractéristiques de l'eau d'irrigation 50

2.1. Risque de salinité et de sodicité 50

2.2. Détermination de faciès hydrochimique 52

3. Sol 54

4. Conclusion 55

Chapitre VII. Caractérisation des amendements organiques étudiés 57

1. Introduction 57

2. Evaluation des fumiers 57

2.1. pH 57

2.2. Salinité 58

2.3. Carbone organique 58

2.4. Azote total et rapport C/N 59

2.5. Phosphore total 60

2.6. Potassium total 61

3. Conclusion 61

Chapitre VIII. Impacts de l'hydro-halomorphe sur le carbone organique du sol 62

1. Introduction 62

2. La qualité des sols à la fin de l'essai 62

2.1. pH et salinité des sols 62

2.2. Matière organique des sols 63

3. Effet de la salinité de l'eau d'irrigation sur le CO_2 dégagé par le sol 64

4. Effet de type des sels sur le CO_2 dégagé par le sol 67

5. Conclusion 68

Chapitre IX. Impact des amendements organiques sur l'halomorphie des sols 69

1. Introduction 69

2. Effet de la température de l'air et de l'amendement organique sur la température du sol... 69

3. Effet de l'amendement organique sur la matière sèche du Ray grass anglais..... 72

4. Effet de l'amendement organique sur les caractéristiques des sols..... 73

4.1. pH..... 73

4.2. Conductivité électrique des sols 75

4.3. Matière organique des sols..... 76

4.5. Sodium soluble 79

4.6. Calcium soluble..... 80

4.7. Magnésium soluble..... 81

4.8. SAR..... 82

4.9. Azote total..... 83

4.10. Phosphore assimilable 85

4.11. Potassium assimilable..... 87

5. Conclusion..... 89

Conclusion générale 90

Références bibliographiques 94

Annexes 104

Liste des figures

Liste des figures	page
Figure 1: Composés inorganiques formés en présence d'oxygène à partir des formes organiques des éléments C, N, P et S	11
Figure 2 : Composés inorganiques formés dans les milieux peu aérés ou dépourvus d'oxygène	12
Figure 3 : Situation géographique des Ziban	32
Figure 4 : Diagramme Ombrothermique de Gaussen et Bagnouls de la région de Biskra (Période1973-2014)	34
Figure 5 : Projection de la région de Biskra sur le climagramme d'Emberger	35
Figure 6 : Situation géographique de la plaine d'El-Outaya	38
Figure 7 : Schéma récapitulatif des différentes étapes de l'essai a) préparation, b) mise en place	47
Figure 8 : Diagramme de Richards	51
Figure 9 : Diagramme de Wilcox	52
Figure 10 : Diagramme de piper	53
Figure 11 : Digramme Stabler	53
Figure 12 : Variation de pH des fumiers	57
Figure 13 : Variation de la salinité des fumiers	58
Figure 14 : Variation de taux de carbone et de matière organique dans les fumiers	59
Figure 15 : Variation des taux de l'azote total dans les fumiers	59
Figure 16 : Variation de rapport C/N des fumiers	60
Figure 17 : Variation des taux de phosphore dans les fumiers	60
Figure 18 : Variation des taux de potassium dans les fumiers	61
Figure 19 : pH des sols à la fin de l'expérience	63
Figure 20 : CE (salinité) des sols à la fin de l'expérience	64
Figure 21 : Carbone organique des sols à la fin de l'expérience	64
Figure 22 : pertes accumulatives de CO_2 pendant une période de 70 jours	65
Figure 23 : effet de type de sel sur le taux de CO_2 dégagé par le sol	65

Figure 24 : effet de la salinité de chaque type de sel sur le taux de CO_2 dégagé par le sol 67
Figure 25 : impact température de l'air sur la température du sol 70
Figure 26 : Evolution de la température du sol sous l'effet de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol 71
Figure 27 : Evolution de la matière sèche aérienne en fonction du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol (coupe 1 : 15 Avril 2017) 73
Figure 28 : Evolution de la matière sèche aérienne en fonction du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol (coupe 1 : 15 Mai 2017) 73
Figure 29 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le pH (prélèvement 1 : 15 avril 2017) 74
Figure 30 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le pH (prélèvement 2 : 15 juin 2017) 75
Figure 31 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la CE 76
Figure 32 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la CE (prélèvement 2 : 15 juin 2017) 76
Figure 33 : Impact de type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la MO (prélèvement 2 : 15 avril 2017) 78
Figure 34 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la MO (prélèvement 2 : 15 juin 2017) 78
Figure 35 : matière organique minéralisée à la fin de l'expérience par celle du sol totale initiale (du sol + de fumier) en fonction de la quantité de C organique apporté 79
Figure 36 : impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le sodium 80
Figure 37 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le calcium de celui 81
Figure 38 : Impact de type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le magnésium de celui 82
Figure 39 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le SAR de celui 83
Figure 40 : Evolution de l'azote total sous l'effet du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol 84

Figure 41 : Perte en N total apporté par le fumier après 6 mois en fonction de la quantité de C organique apporté 85
Figure 42 : Impact de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol sur le phosphore assimilable du sol 87
Figure 43 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le potassium assimilable du sol 88
Figure 44 : relations entre la matière organique et le potassium assimilable à la fin de l'expérience 88

Liste des tableaux

Liste des tableaux	page
Tableau I 1**:** Interventions des organismes vivants du sol dans les différents processus du sol	10
Tableau I 2 : Comparaison entre quelques caractéristiques des microorganismes aérobies et anaérobies	15
Tableau II 1 : les grands types chimiques de sols salés du monde	24
Tableau IV 1 : températures et pluviométries moyennes mensuelles : 1973-2014	33
Tableau IV 2 : les valeurs de Q_2, P, M et m : Période1973-2014	35
Tableau V 1 : Conductivité électrique des solutions préparée	40
Tableau V 2 : Dispositif expérimental	44
Tableau VI 1 : Caractéristiques de l'eau d'irrigation	50
Tableau VI 2 : Caractéristiques physico-chimiques du sol étudié	54
Tableau VI 3 : Caractéristiques physico-chimiques des sols échantillonnés à la station d'El Outaya	55
Tableau VIII 1 : résultats d'analyse des sols à la fin de l'expérience	63

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Il est bien connu que les sols des régions sahariennes sont des sols de structure dégradée, cette dégradation est souvent liée à la salinité élevée, c'est la principale cause de la diminution du rendement des cultures dans ces sols. En revanche, une mauvaise gestion de l'eau dans les périmètres irrigués dans ces régions est le principal facteur de salinisation des sols.

Le drainage est la solution la plus utilisée pour évacuer les sels en profondeur, mais il exige des eaux de bonne qualité, malheureusement, les eaux dans les régions arides sont de qualité médiocre. En plus, le gypse, le calcaire et la matière organique sont des approches réussies efficace, peu coûteuse pour améliorer la qualité physico-chimique des sols salés. De plus, l'application de matière organique améliore les propriétés biologiques du sol.

D'autre part, La décomposition de la matière organique varie avec la nature physico-chimique des sols, notamment la salinité et l'alcalinité qui conditionnent l'activité des micro-organismes et son évolution dans des situations d'halomorphie.

Les sols des régions arides représentent à peu près 40 % des terres dans le monde (Robert, 2002 ; Halitim, 2008; Halitim, 2011), soit 5,2 milliards d'hectares, sur lesquelles vivent plus de 2 milliards de personnes (Halitim, 2008; Halitim, 2011). La zone naturelle hyper-aride couvre à peu près 1 milliard d'hectares tandis que les zones arides, semi-arides et sub-humide sèches représentent 5,1 milliards d'hectares (Robert, 2002). L'Afrique contient 37 % de zones arides. En Algérie, ces dernières représentent prés de 95 % du territoire national, dont 80 % dans le domaine hyper aride (Halitim, 2008; Halitim, 2011).

La salinisation des terres doit être considérée comme un risque majeur susceptible d'affecter environ 25 % des superficies irriguées ou 10 % de la production alimentaire mondiale (Marlet et al., 2006). L'ensemble des surfaces salées dans le monde couvre une superficie estimée à environ 9,5 millions de km^2, soit 6,4 % des continents (Girard et al., 2005). Les sols salins et sodiques sont présents sous tous les climats et sur tous les continents. Il est bien évident que l'accumulation des sels dans le sol est surtout favorisée sous les climats où les processus évaporatoires dominent (arides, semi-arides et continentaux), ou dans les grandes dépressions endoréiques (Matthieu, 2009).

En **Algérie** saharienne et présaharienne, la formation et l'évolution des sols sont essentiellement conditionnées par le climat et la salinité. L'absence de végétation ou sa rareté

font également que ces sols sont dépourvus de matière organique et d'humus (Dubost, 2002). Aussi, ces sols supportant des conditions aussi sévères, présentent un certain nombre de caractères constants : évolution lente, profondeur souvent réduite, matière organique fortement évoluée, peu abondante et superficielle ou un peu plus abondante et répartie dans l'ensemble du profil, bien affectée par la salinité (Dellal et Halitim, 1992), de structure faiblement définie en général ; éléments minéraux assez peu altérés ; éléments solubles concentrés en surface ou partiellement lessivés et accumulés, à un niveau ou un autre du profil, jusqu'à donner naissance à des nodules ou à des croûtes calcaires, gypseuses ou salées ; fréquence, au moins dans les sols des zones semi-arides, des phénomènes d'hydromorphie. Très souvent calcaires, ces sols sont aussi fréquemment salés (Aubert, 1960).

Les problèmes de salinité et de sodicité sont courants dans les régions arides et semi-arides, où les précipitations sont insuffisantes pour lessiver les sels et les ions de sodium excédentaires hors de la rhizosphère, ces problèmes dans presque toutes les régions irriguées du monde se posent également sur les terres cultivées et les terres de parcours non irriguées (Pessarakli et Szabolcs, 1999) où, les sols affectés par la salinité sont caractérisés par des concentrations élevées de sels solubles et une faible teneur en matière organique et en azote (Lodhi et al., 2009). Le problème de la faible productivité des sols salins peut être attribué non seulement à la toxicité des sels ou aux dommages causés par des quantités excessives de sels solubles, mais aussi au manque de matière organique et de nutriments minéraux disponibles, en particulier de N, P et K. Les quantités excessives de sel affectent négativement les propriétés physiques et chimiques du sol, ainsi que les processus microbiologiques (Lakhdar et al., 2009). Les matières organiques peuvent constituer un des indicateurs de la fertilité d'une parcelle pour évaluer les effets d'un système de culture. En effet, elles jouent un rôle important dans de nombreuses propriétés du sol et déterminent donc partiellement la conservation de la ressource sol et la productivité végétale (Feller, 1995). Elles sont une composante importante de la qualité des sols, car elles contribuent à de nombreuses propriétés et fonctions du sol. De plus, la teneur en matières organiques d'un sol ainsi que leur qualité, peuvent varier de manière importante en fonction du mode d'occupation du sol et des pratiques culturales (Chenu, 2003). Le carbone organique du sol résulte de la fixation du CO_2 par la photosynthèse, si on augmentait chaque année de 4 ‰ le stock de tous les sols de la planète, on pourrait compenser les émissions de CO_2 dues aux activités humaines pendant quelques dizaines d'années (Chenu, 2015).

Sur le plan agronomique, une teneur élevée en carbone n'indique pas toujours un sol fertile, mais plutôt un sol où les conditions de transformation de la matière organique sont difficiles. Quant à l'azote, la fourniture de cet élément aux plantes dépend plus des conditions de minéralisation (fonction de la température, de l'humidité, de la nature du sol) que du stock global sous forme organique (Dabin, 1970).

Dans le passé et jusqu'à une période assez récente, on n'attendait du sol que la capacité à fournir une production végétale. Aujourd'hui, cette attente existe toujours, quoique en des termes différents, mais elle est accompagnée par d'autres préoccupations relatives à la qualité de l'environnement et à sa préservation dans le cadre de ce qui est appelé le développement durable (Karlen et al., 2001 ; Lal, 2001) in Calvet, 2003. Où, les matières organiques du sol peuvent aussi être des sources de polluants potentiels, comme les nitrates et les phosphates. Elles influencent également la qualité de l'air, par le stockage ou l'émission de gaz à l'effet de serre (Citeau et al., 2008).

Les résultats ont été observé par Malik et Azam (1979), qui ont trouvé que les sols artificiellement salinisés en ajoutant un mélange de sels ont contribué à réduire la vitesse de minéralisation du carbone. Aussi, des travaux de Naâman et al. (2000), ont montré que les sels solubles en quantités dans l'eau d'irrigation provoquaient dans les sols des inhibitions de la croissance et des transformations microbiennes. Delà, des processus de décomposition/ minéralisation et de synthèse/humification de la matière organique ne sont plus assurés, d'où une véritable dégradation de la fertilité de ces sols irrigués. Même, dans des conditions contrôlés, Walpola et Arunakumara (2010), ont montré dans des incubations en laboratoire des deux types de sol (sols salins et non salins) combinées à trois types de fumier (ex: fumier de volaille, fumier d'ovin et fumier de bovin) pendant 70 jours, que la salinité a entraîné une réduction des taux d'évolution du CO_2 de 43, 24 et 6% respectivement dans le fumier de volaille, le fumier d'ovin et le fumier de bovin. Cependant, l'effet positif des amendements organiques sur la qualité biologique du sol est dû à la stimulation de la croissance microbienne, qui peut contrecarrer l'effet négatif de la salinité (Lakhdar A., 2010) où, l'incorporation de matière organique dans les sols salés a augmenté la quantité de minéralisation du carbone organique, même à des niveaux élevés de salinité (Silva et al., 2012).

Dans ce cadre, l'objectif de notre travail consiste en un suivi de la minéralisation de la matière organique dans les sols de la région du Ziban par :

1. l'étude de l'effet des eaux artificielles de différentes qualités et quantités de sels sur cette minéralisation dans des sols non salés en conditions contrôlés (incubation au laboratoire).
2. des essais sur terrain d'amendements organiques les plus utilisés dans cette région ; des sols salés irrigués avec une eau salée, après la caractérisation : a/ de l'eau d'irrigation, b/ de deux amendements organiques utilisés (fumier d'ovin et fumier de volaille), et c/ des deux types de sols de différentes salinités mais de texture voisine, afin d'améliorer les caractéristiques de ces sols salés.

L'apport de la matière organique est la meilleure solution pour faire face à la dégradation des sols salés, mais la minéralisation de cette matière organique dans les conditions de la salinité des sols et dans le climat des régions sahariennes, nous amène à nous interroger : sur la qualité des substances résultantes de cette minéralisation et de leurs effet et de leurs devenir dans le sol, aussi : sur l'effet de la salinité des eaux d'irrigation sur cette minéralisation. Les réponses à ces questionnements nous aiderons à prendre des préoccupations relatives à la qualité de l'environnement et à sa préservation dans le cadre du développement durable.

Notre étude se scinde en trois parties à savoir :

1. **Synthèse bibliographique** : Cette partie est consacrée à une synthèse bibliographique sur les matières organiques des sols et les facteurs qui influencent leurs décompositions. En plus, d'une vue générale sur la salinité des sols, des causes et des mécanismes de leur salinisation.

2. **Matériels et méthodes** : Dans cette partie, nous présentons un aperçu général sur la région d'étude (Ziban), ainsi que les matériels et les méthodes utilisés dans notre étude, les analyses effectuées pour caractériser le sol, le fumier et l'eau d'irrigation, le site d'échantillonnage des sols, le protocole expérimental emprunté dans ce travail.

3. **Résultats et discussions :** Cette partie présente les résultats essentiels obtenus et leurs discussions, par rapport à d'autres travaux nationaux et internationaux.

Première partie

Synthèse bibliographique

Chapitre I

Matière organique du sol

CHAPITRE I : MATIERE ORGANIQUE DU SOL

1. Introduction

Dans ce chapitre nous rappelons tous ce qui concerne les matières organiques du sol : Quelques définitions, rôles et importance de ces matières, et surtout les conditions et les facteurs influençant leur dégradation dans les sols.

2. Définition

Les matières organiques du sol sont un ensemble très hétérogène : êtres vivants, tels que racines des plantes, faune ou microorganismes et produits de la décomposition de ces derniers, qu'il s'agisse de débris végétaux en cours de décomposition, de matières organiques de taille très fine « colloïdales », ou de matières organiques solubles (Chenu, 2003), elles renferment de nombreux éléments chimiques dont les principaux sont : C, O, H, N, P, S : le carbone représente 50 à 60 % de la totalité, l'oxygène de 30 à 35 % et l'azote environ 5% (Vilain, 1997). Etant donné la variété morphologique de ces constituants, il est conseillé d'employer toujours le pluriel (Baize, 2004).

Les méthodes de quantification des matières organiques sont disponibles depuis longtemps : la teneur en matières organiques est évaluée à partir d'une mesure de la teneur en carbone du sol, en utilisant un coefficient multiplicatif. Cependant, le coefficient utilisé peut varier selon les types de sols ou selon les laboratoires (Chenu, 2003).

Compte tenu du rapport moyen entre les teneurs en carbone organique et en azote, on peut aussi utiliser la relation suivante :

Teneur en matière organique = teneur en azote organique * 24 (Calvet, 2003).

3. Origine des matières organiques

Les matières organiques des sols sont d'origine animale, végétale et microbienne. Les produits résiduaires organiques sont d'autres sources de composés organiques apportés aux sols pour augmenter ou maintenir leur richesse en matière organique (Calvet et al, 2011).

4. Rôle de la matière organique dans le sol

Dans les sols, les matières organiques assurent de multiples fonctions clés :

- Elles assurent le stockage et la mise à disposition, pour la plante, par minéralisation des éléments nutritifs dont elle a besoin (Citeau et al., 2008), aussi elles retiennent sur leur capacité d'échange cationique ; des éléments minéraux, tels que Mg, Ca, Mn, Fe...

- La CEC des matières organiques est très élevée (200 à 300 meq/100 g), et essentiellement due à leurs constituants très fins, biomolécules et substances humiques (Chenu, 2003);

- Elles stimulent l'activité biologique, étant à la fois source d'énergie et d'éléments nutritifs pour les organismes du sol (Robert, 2002; Citeau et al., 2008);
- Elles ont un rôle central dans la structuration du sol et participent à sa stabilité vis-à-vis des agressions extérieures. Elles contribuent à la perméabilité, l'aération du sol et la capacité de rétention en eau (Citeau et al., 2008), où deux types de constituants organiques sont actifs pour ça : les colloïdes et les êtres vivants. Les colloïdes organiques, biomolécules produites par les racines et les microorganismes du sol et substances humiques, s'adsorbent sur les particules des êtres vivants du sol et les lient entre elles ou les rendent moins mouillables ; les champignons filamenteux et les racines retiennent mécaniquement les particules entre leurs filaments. Les racines, les bactéries, les champignons et les vers de terre secrètent des polysaccharides qui agrègent les particules minérales entre elles (Chenu, 2003);
- Elles jouent un rôle fondamentale pour les autres compartiments de l'environnement en participant au maintien de la qualité de l'eau par leur forte capacité de rétention des polluants organiques (pesticides, hydrocarbures,…) et minéraux (élément traces métalliques) (Citeau et al., 2008). Cependant, d'après Savadogo et al., (2008), l'apport de matière organique permet d'accélérer la dégradation du pesticide dans le sol.
- Mais elles peuvent aussi être de sources de polluants potentiels, comme les nitrates et les phosphates. Elles influencent également la qualité de l'air, par le stockage ou l'émission de gaz à l'effet de serre (Citeau et al., 2008).

5. Caractéristiques des matières organiques

5.1. Matières organiques particulières

Les résidus végétaux peuvent s'accumuler à la surface du sol où ils constituent la litière ou y être incorporés par la faune du sol ou par le labour. Cette accumulation a lieu quand l'altération biochimique est lente, ou encore lorsque le sol n'est pas labouré. Dans toutes les situations, cependant, des fragments de végétaux sont plus ou moins mélangés aux minéraux et constituent les matières organiques particulières (Calvet et al., 2011).

5.2. Matières organiques résultant de transformations chimiques

Il s'agit des matières organiques chimiquement transformées, des composés des rhizodépôts, et des molécules excrétées par les microorganismes, notamment les enzymes :

5.2.1. Biomolécules

Elles appartiennent à quatre groupes :

a. Composés azotés

L'azote se trouve sous deux formes principales, inorganique ou organique (acides amines, peptides puis protéines). Cet azote organique pourra être minéralisé via différents acteurs capables de sécréter des enzymes comme les protéases, les peptidases et les désaminases (Gobert et Plassard, 2008). Les protéines sont essentiellement d'origine microbienne, car intrinsèquement labile à la dégradation, leur persistance dans les sols pourrait s'effectuer grâce à une interaction avec la phase minérale (Kleber et al., 2007).

b. Hydrates de carbone

Ils proviennent de la biodégradation des résidus végétaux, des synthèses microbiennes et de l'exsudation racinaire (glucose, cellulose,…), ils sont rapidement biodégradés dans le sol, sauf lorsqu'ils sont associés aux minéraux et aux substances humiques (Calvet et al., 2011). Les sucres peuvent être facilement dégradés par les microorganismes, qui synthétisent à leur tour des polysaccharides (parois et mucilages). Par conséquent, dans les sols ; ils sont d'origine végétale (cellulose et hémicellulose) et microbienne (hémicellulose). La complexité de leurs structures, leurs adsorptions sur les composés minéraux et leurs liaisons avec des substances humiques peuvent conférer une certaine résistance à la dégradation (Kiem et Kögel-Knabner, 2003).

c. Lipides

Les lipides représentent un groupe diversifié de matériaux allant de composés relativement simples tels que les acides gras à des substances plus complexes telles que les stérols, les terpènes, la chlorophylle, les graisses et les résines (Weber, 2015). Il est généralement admis que leur biodégradabilité est assez faible en raison de leur caractère aliphatique, sauf pour les acides gras libres (Calvet et al., 2011).

d. Autres molécules biologiques

Ce sont des molécules insolubles dans l'eau qui résistent à la dégradation par hydrolyse enzymatique (Calvet et al., 2011), nous avons les:

- Lignines : elles sont dégradées plus lentement que la cellulose. Après disparition des chaînes latérales, des dernières puis des monomères sont libérées. En conditions favorables, la dégradation est surtout opérée par des champignons, grâce à des enzymes appropriées, les agents de la pourriture blanche (ascomycètes et basidiomycètes) réalisent l'ouverture des noyaux aromatiques, opération qui exige au laboratoire des réactifs très puissants (Reid, 1995).
- Principales autres macromolécules biologique : les acides désoxyribonucléiques persisteraient dans les sols essentiellement à l'état adsorbé. Les tanins sont des molécules polyphénoliques très peu biodégradables dans les sols. Les cutines et les subérines sont des polymères de type polyesters, non hydrolysables et peu biodégradables (Calvet et al., 2011).

5.2.2. Substances humiques

Dans le sol, l'humus est la partie la plus active biologiquement (Huber et Schaub, 2011). Le terme d'humus correspond à la matière organique du sol décomposée. Cela recouvre à la fois des biomolécules héritées du vivant dont on peut définir la nature chimique, telles que des polysaccharides, des protéines ou des lignines, et des composés humiques, substances colloïdales et chimiquement complexes (Stengel et Gelin, 1998). Le carbone organique de l'humus du sol constitue 58% de la matière organique (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2003).

L'addition de substances humiques aux sols contribue à neutraliser le pH de ces sols. Les sols acides et alcalins sont neutralisés. Une fois le sol neutralisé, de nombreux oligo-éléments liés au sol et inaccessibles aux racines des plantes, à cause de conditions alcalines ou acides, deviennent disponibles pour les racines des plantes. Les substances humiques libèrent

également du dioxyde de carbone (CO_2) à partir des carbonates de calcium présents dans le sol. Le CO_2 libéré peut être absorbé par la plante ou formé des acides carboniques. Les acides carboniques agissent sur les minéraux du sol pour libérer les éléments nutritifs des plantes (Pettit, 2014). Ces composés humiques, rangés par ordre de poids croissant sont : l'acide fulvique, l'acide humique et l'humine.

a. Acide fulvique

L'acide fulvique se caractérise par son poids moléculaire relativement bas et son association avec les polysaccharides présents dans le sol. Il est soluble dans les réactions acides et basiques (Huber et Schaub, 2011; Weber, 2015). Sa minéralisation peut prendre de 1 à 3 ans (Huber et Schaub, 2011).

b. Acide humique

L'acide humique est insoluble dans les acides et les alcools, et a un poids moléculaire intermédiaire. Il améliore notablement la rétention d'eau dans le sol : il peut en retenir l'équivalent de 16 fois son propre poids. Il lui est également attribué une augmentation de la CEC, et il régule les processus d'oxydoréduction du système édaphique améliorant ainsi la disponibilité en oxygène pour les racines des plantes (Huber et Schaub, 2011).

c. Humine

L'humine est le composé humique le plus stable dans le sol, du fait de son haut poids moléculaire. Elle est insoluble dans les divers agents chimiques de dégradation (acides, alcools et bases) (Huber et Schaub, 2011; Weber, 2015) ; et perdure fortement unie aux colloïdes minéraux les plus fins du sol comme les argiles (Huber et Schaub, 2011). Ces substances sont des échangeurs de cations et possèdent une capacité d'échange cationique élevée de l'ordre de 0,1 à 10 mol_c/ kg, plus grande que celle des minéraux argileux qui est de l'ordre de 0,05 à1 mol_c/ kg (Calvet et al., 2011).

5.3. Organismes vivants du sol : matière organique vivante

Ce sont les racines vivantes, les microorganismes et la faune qui représentent un ensemble correspondant à une biomasse d'environ 15 % de la quantité totale de carbone du sol (Calvet et al., 2011), où la biomasse microbienne a un taux de renouvellement important mais ne représente qu'un faible pourcentage (1 à 3 %) de la matière organique totale (Chaussod, 2001). Leurs interventions dans les processus du sol sont résumées dans le tableau I 1.

Tableau I 1**:** Interventions des organismes vivants du sol dans les différents processus du sol (Calvet et al., 2011).

	Dynamique des éléments nutritifs	**Formation de la structure des sols**
Bactéries, champignons	• Biodégradation des matières organiques. • Minéralisation des formes organiques de C, N, P et S. • Immobilisation des formes inorganiques de C, N, P et S par l'organisation microbienne.	• Production de composés organiques liants (polysaccharides). • Production par les champignons d'hyphes qui agrègent des particules de sol.
Microfaune	• Régulation des populations bactériennes et fongiques. • Intervention dans le recyclage des éléments nutritifs.	• Action indirecte sur la structure par son influence sur les bactéries et les champignons. • Production de matières fécales.
Mésofaune	• Régulation des populations bactériennes et fongiques. • Intervention dans le recyclage des éléments nutritifs. • Fragmentation des résidus végétaux.	• Action indirecte sur la structure par son influence sur les bactéries et les champignons. • Formation des pores. • Production de matières fécales.
Macrofaune	• Fragmentation des résidus végétaux. • Interaction avec l'activité des microorganismes.	• Mélange des matières organiques et des minéraux. • Transport des matières organiques. • Formation des pores. • Production de matières fécales.
Racines vivantes	• Absorption des éléments nutritifs. • Intervention sur la dynamique des éléments nutritifs par le pH et les composés organiques excrétés. • Milieu favorable aux microorganismes (rhizosphère).	• Formation des pores. • Action de compression.

6. Nature et déterminisme des biotransformations des matières organiques

A la mort des végétaux et des animaux, les matières organiques s'accumulent dans les sols et y subissent des transformations physiques, chimiques et surtout biologiques. En effet, les organismes du sol utilisent les composés organiques comme ressource nutritive et font subir à ceux-ci des transformations physiques (fragmentation) et biochimiques (minéralisation et humification) qui aboutissent à la création de matières organiques plus ou moins complexes (Citeau et al., 2008).

6.1. Biodégradation et minéralisation

On appelle minéralisation des matières organiques, ou du carbone organique, la conversion des formes organiques en formes minérales : dioxyde de carbone (CO_2), NH_4^+, NO_3^-, SO_4^{2-}, HPO_4^{2-}, etc (Figure 1 et 2). La minéralisation est quasi-exclusivement due aux organismes décomposeurs, en majorité des bactéries et des champignons (Balesdent et al., 2005).

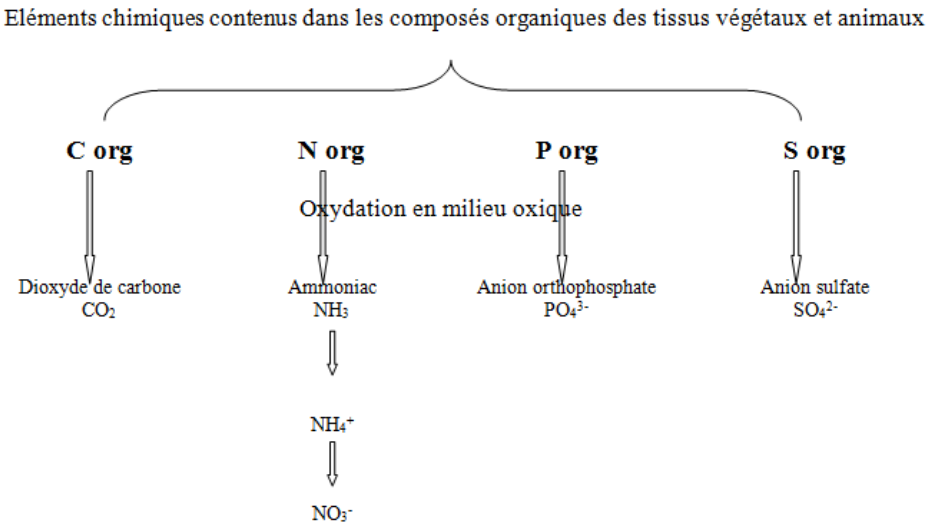


Figure 1: composés inorganiques formés en présence d'oxygène à partir des formes organiques des éléments C, N, P et S (Calvet et al., 2011).

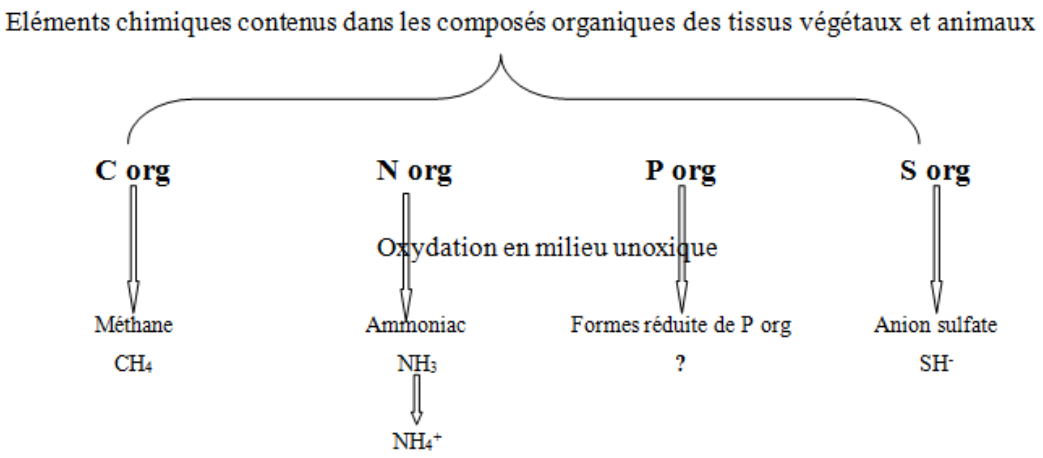


Figure 2 : composés inorganiques formés dans les milieux peu aérés ou dépourvus d'oxygène (Calvet et al., 2011).

6.2. Biosynthèses organiques et humification

Elles conduisent à la formation de molécules organiques de plus en plus grosses ainsi qu'à la construction d'agrégats moléculaires. On peut distinguer deux catégories : Les réactions chimiques endocellulaires à l'origine de la production de biomasse vivante microbiennes, végétale et animale, et les réactions chimiques exocellulaires dues à des enzymes présentes dans la solution du sol et à l'origine des macromolécules et d'édifices moléculaires complexes (Calvet et al., 2011).

7. Facteurs contrôlant la biotransformation des matières organiques

La nature biochimique des matières organiques n'est pas le seul facteur définissant le renouvellement de ces dernières, des paramètres complémentaires tels que le climat, la nature du sol et sa gestion influencent également la dynamique des matières organiques dans les sols.

7.1. Facteurs des biotransformations liés aux matières organiques

7.1.1 Compostions des matières organiques apportées

Il existe une composition élémentaire et une autre moléculaire :

a. Composition élémentaire

Pour la minéralisation du carbone, les résultants de Doublet et al., (2010) montrent qu'en général, un matériau organique est minéralisé d'autant plus rapidement que sa teneur en

azote est grande, donc que le rapport C/N est plus petit. Cependant il existe une valeur seuil du rapport C/N, environ 25 (Calvet et al., 2011).

b. Composition moléculaire

Il est habituel de distinguer les composés organiques de stockage intracellulaires et les composés organiques constituants les parois des cellules :

- **Composés intracellulaires et de réserve**

Ce sont des composés très facilement dégradés comme : les protéines, l'amidon, et les fructanes (Calvet et al., 2011) ;

- **Composés des parois cellulaires des végétaux**

Polysaccharides : ils sont fortement adsorbés par les minéraux argileux et les oxydes métalliques et combinés aux substances humiques par des liaisons ester ce qui en fait des composants des acides humiques et fulviques (Calvet, 2003). Ils sont plus lentement dégradés que les sucres simples en conditions oxiques par des bactéries et surtout par des champignons (Calvet et al., 2011).

Lignine : leur dégradation et leur minéralisation nécessitent une oxydation que seuls quelques microorganismes produisant des oxydoréductases spécifiques sont capables de réaliser. Elle est exclusivement dégradée en milieux oxiques alors qu'elle ne l'est pas en milieux anoxiques où elle s'accumule (Calvet et al., 2011). La lignine peut être dégradée principalement par certaines espèces de champignons saprophytes désignées collectivement sous le nom de pourriture blanche (Read et Perez-Moreno, 2003) où la lignine est plus stable que la cellulose (Robert, 2002).

7.1.2. Influence des apports de matières organiques

L'apport d'une source d'énergie (cellulose) permet aux microorganismes d'avoir une plus grande activité qui se traduit par une minéralisation plus grande dans la mesure où la quantité d'azote inorganique présente n'est pas limitant (Calvet et al., 2011). Les résultats de Fontaine et al., (2007), confirment ce fait et montrent grâce aux datations avec le C^{14}, que l'âge du carbone du dioxyde de carbone dégagé avec le matériau seul est de 222 années indiquant que le carbone minéralisé est assez jeune, provenant d'une matière organique récente. Au contraire, les résultats de la même étude montrent que l'âge du carbone du dioxyde de carbone dégagé par le matériau enrichi avec la cellulose est de 1329 années, indiquant la dégradation d'une matière organique ancienne qui avait été stockée en profondeur dans le sol.

7.1.3. Rhizosphère et biotransformations

Les racines contiennent beaucoup plus de lignine que les tiges et les feuilles. Par ailleurs, les matières organiques racinaires contiennent des composés récalcitrants comme des tanins et des subérines qui contribuent au stockage du carbone dans les sols. Ces caractéristiques chimiques font que les matières organiques racinaires se biodégradent moins rapidement que celle des parties aériennes (Calvet et al., 2011). Aussi, les exsudats racinaires comprennent en particulier des sucres, des acides aminés et des acides organiques représentant une source trophique pour les microorganismes telluriques hétérotrophes (Pérez-Jaramillo et al., 2016).

7.2. Influence des facteurs du milieu sur les biotransformations des matières organiques

Ces facteurs peuvent agir de manière directe ou indirecte et être climatiques, en rapport avec la structure et la composition des sols, physicochimiques ou biologiques.

7.2.1. Facteurs climatiques

a. Température

La température a une influence directe sur la physiologie des microorganismes et sur la quantité et l'activité des enzymes endocellulaires et exocellulaires. Elle a aussi une influence indirecte conduisant à l'inactivité des microorganismes quand elle atteint des valeurs extrêmes. Aussi, la minéralisation des matières organiques augmente avec la température jusqu'à un maximum d'environ 30 à 35 °C (Calvet et al., 2011).

Il admet souvent pour la dégradation et la minéralisation du carbone une loi de thermo-dépendance de type exponentielle: le temps requis pour dégrader une quantité donnée de carbone est divisé par un facteur 2,5 pour une augmentation de 10°C, dans le domaine 0 à 25°C. On appelle ce facteur le coefficient Q10 (Balesdent et al., 2005).

Lorsque la température de l'air augmente de 10°C, la minéralisation de l'azote est multipliée par 3,15 pour des températures inférieures à 25°C. Entre 25 et 35°C, la minéralisation augmente moins rapidement. Au-delà de 25°C, la valeur actuellement utilisée par les modèles français (Q10 = 3,15) surestime donc l'effet de la température sur la minéralisation. Cependant il y a des modèles utilisant un Q10 = 2.

b. Teneurs en eau et en oxygène du sol

L'humidité du sol favorise la biodégradation des matières organiques. Toutefois, en condition d'anaérobiose (sols saturés en eau), les matières organiques s'accumulent du fait du blocage de la biodégradation en l'absence d'oxygène (Citeau et al., 2008). À une température donnée, la quantité de carbone minéralisée augmente avec la teneur en eau jusqu'à une limite (environ 80 %) au-delà de laquelle elle ne varie plus (Calvet et al., 2011).

L'accroissement de la tension au-delà de 15 bars se traduit généralement, par un développement préférentiel des actinomycètes et des champignons par rapport aux bactéries dont les exigences hydriques, sont nettement plus élevées (Dommergues et Mangenot, 1970; Calvet et al., 2011). Aussi, des résultats de Rodrigo et al., (1997), il ressorte que l'activité bactérienne est très réduite pour des potentiels inférieurs à – 15 bars alors que celle des champignons l'est en dessous de – 80 bars.

En effet, selon Matthieu et al., (2007), lorsque le sol se rapproche de la saturation en eau (période hivernale ou situation irriguée en été), la dénitrification (pertes de nitrates sous forme gazeuse) peut se déclencher. Ce phénomène, induit par un défaut d'aération du sol, peut représenter des pertes d'azote importantes qu'il faut prendre en compte. Le tableau I 2 donne les principales caractéristiques des microorganismes aérobies et anaérobies.

Tableau I 2 : Comparaison entre quelques caractéristiques des microorganismes aérobies et anaérobies (Calvet et al., 2011).

Microorganismes aérobies	**Microorganismes anaérobies**
• Ce sont les plus nombreux. • Métabolisme énergétique : respiration aérobie (hétérotrophie pour la grande majorité). • Ils utilisent l'oxygène comme accepteur d'électrons dans le processus respiratoire. • Les microorganismes hétérotrophes sont capables de dégrader des composés organiques complexes et de produire beaucoup d'énergie servant à la production de biomasse. • Ce sont les minéralisateurs des éléments	• Représentent environ 10 % des microorganismes des sols. • Métabolismes énergétiques : respiration anaérobie, fermentation. • Ils utilisent d'autres accepteurs d'électrons : NO_3^-, SO_4^-, MnO_2, $Fe(OH)_3$ et CO_2. • Les transformations des composés organiques produisent moins d'énergie par respiration anaérobie et par fermentation, d'où une croissance microbienne plus lente.

essentiels : C, N, P et S. • Les microorganismes autotrophes catalysent des réactions d'oxydation comme la nitrification et l'oxydation du soufre.	• Les transformations conduisent souvent à une grande variété de composés : alcools, acides organiques, éthylène, méthane. • Des microorganismes catalysent la réduction de composés minéraux, conduisant à la formation de métaux à l'état réduit.

7.2.2. Structure des sols et biotransformations des matières organiques

Les matières organiques piégées dans les micro-agrégats du sol sont peu accessibles aux micro-organismes. De plus, les enzymes secrétées par les micro-organismes intervenant dans la dégradation des matières organiques peuvent être inactivées par adsorption sur les phases argileuses (Citeau et al., 2008).

Puget et al., (1995), suggèrent que le carbone nouveau (ou jeune) est le carbone apporté par le maïs et qui a remplacé le carbone préalablement apporté par le blé, ils voient que sa proportion croît des fractions les plus petites (< 50 µm) aux plus grossières (> 4 mm de diamètre). Ceci peut être expliqué par deux processus : les matières organiques jeunes ont un rôle actif dans la stabilisation des agrégats et se trouvent donc concentrées dans les agrégats les plus gros donc les plus stables ; ou bien les biotransformations sont plus lentes dans les fractions de plus petites tailles (Calvet et al., 2011).

La destruction des agrégats est plus grande quand le matériau est écrasé avec un mortier, ce qui entraîne une diminution de la protection physique des matières organiques vis-à-vis de l'action des microorganismes décomposeurs, et donc une minéralisation plus importante.

Dans les pores de dimensions suffisamment grandes pour abriter des microorganismes les conditions sont très favorables aux biotransformations pour plusieurs raisons (Calvet et al., 2011), à savoir:

- Ces pores sont souvent non saturés en eau, ce qui convient aux microorganismes aérobies ;
- La présence de mucilage au contact des parois des racines vivantes constitue une source d'énergie ;

- La proximité de sources de carbone et de nutriments comme des particules organiques et des microorganismes morts réduit beaucoup la distance du transport des exoenzymes et accroît la vitesse des biotransformations et l'activité microbienne.

7.2.3. Facteurs physicochimiques

a. Réaction du sol : pH

Les sols à pH acide, en particulier alumineux, sont caractérisés par un ralentissement de la biodégradation des matières organiques du fait de la faible activité des micro-organismes et des organismes fouisseurs tels que vers de terre dans ces sols (Citeau et al., 2008).

Les microorganismes supportent plus ou moins bien la présence de protons. En général, les champignons sont plus tolérants que les bactéries, mais certaines sont adaptées aux milieux très acides comme des bactéries impliquées dans les transformations chimiques du soufre. Le domaine de pH compris entre environ 5 et 7,5 est le plus favorable aux microorganismes car la concentration de Al^{3+} y est la plus petite (Calvet et al., 2011).

b. Propriétés physicochimiques des surfaces de la phase solide

L'argile liée à l'humus le protège contre l'attaque microbienne. On remarque en effet qu'en sol suffisamment argileux et bien pourvu en calcium, l'humification est favorisée par la liaison à l'argile. C'est ce qui explique aussi qu'en sols sableux, le manque d'argile et souvent une réaction acide ne favorisent pas l'humification, ni la formation d'un complexe argilo-humique (Huber et Schaub, 2011). Dans l'espace poral, les parois des pores sont des surfaces minérales et organiques dont les propriétés physicochimiques sont à l'origine d'interactions avec la solution du sol, les substances qui y sont dissoutes et les microorganismes (Calvet et al., 2011).

L'adsorption des substrats a deux conséquences, la première est de soustraire les substrats de la solution du sol, ce qui limite leur accessibilité aux exoenzymes et limite aussi leur absorption par les microorganismes, la deuxième est à l'origine d'associations avec les minéraux qui peuvent les rendre inaccessibles aux exoenzymes (Calvet et al., 2011).

7.2.4. Facteurs chimiques

a. Nutriments inorganiques

Les microorganismes ont besoin d'absorber de l'azote, du phosphore, du soufre et des oligoéléments (Calvet et al., 2011).

La richesse relative en azote par rapport au carbone (rapport C/N) des corps microbiens est généralement plus grande que celle des résidus végétaux (Calvet et al., 2011) où ce rapport est un des indices de qualité des produits. Un produit organique au C/N élevé (> 15-20, compostage incomplet) peut entraîner un risque de « faim d'azote » pour les plantes, car les micro-organismes du sol utiliseront l'azote du sol disponible pour la minéralisation du produit en question (Huber et Schaub, 2011).

b. Substances minérales et toxiques

La concentration de la solution en sels entraine une augmentation de la pression osmotique, celle-ci inhibe le développement des micro-organismes (Dellal et Halitim, 1992).

Les activités phosphatase séparent l'ion orthophosphate d'une molécule organique, et la synthèse de cet enzyme est inhibée par cet ion : leur activité est donc dépendante de la concentration en ions PO_4^- dans le sol (Chaussod, 2001).

Des métaux comme l'aluminium ont deux effets : l'un sur la stabilisation des composés organiques dont la biodégradabilité est diminuée, l'autre sur les microorganismes eux-mêmes dont l'activité est inhibée par l'action toxique de ce métal (Calvet et al., 2011).

7.2.5. Facteurs biologiques

a. Microorganismes

Les galeries creusées par les vers de terre sont des voies préférentielles de circulation de l'eau et de l'air (Calvet et al., 2011).

b. Végétation

La végétation est un facteur biologique qui exerce une grande influence sur les biotransformations. Cette influence est due à la composition chimique des espèces végétales, et à la répartition de la biomasse entre les parties aériennes et les parties souterraines (Calvet et al., 2011).

Les effets bénéfiques des racines des plantes sur l'amélioration du sol comprennent: (a) l'action physique des racines des plantes améliore la structure du sol et fournit des canaux

pour l'infiltration de l'eau; (b) une augmentation de la matière organique du sol par l'apport de matériel végétal souterrain constitué de racines; et (c) une augmentation de la dissolution de la chaux ($CaCO_2$) en présence de CO_2 provenant de la respiration des racines et de la décomposition de la matière organique (Ghafoor et al., 2001).

8. Conclusion

La vitesse des phénomènes de transformations des matières organiques dépend de leur composition et des conditions physico-chimiques locales (humidité, température, oxygène…) ; elle est ralentie par l'association de la matière organique à des particules minérales (notamment argileuses) qui assurent une « protection » physique de cette matière contre l'activité des micro-organismes.

Chapitre II

Salinité du sol

CHAPITRE II : SALINITE DU SOL

1. Introduction

Dans le présent chapitre, nous allons étaler des définitions et quelques principes de détermination et de caractérisation des sols salés et sodiques, et leurs classification. L'étude des causes et des mécanismes de salinisation des sols nous permettent de fournir une idée pour comprendre ce problème et ses conséquences sur l'environnement et surtout sur la sécurité alimentaire.

2. Définitions des sols salés

Les sols sont dits salés lorsqu'ils contiennent une certaine quantité d'éléments minéraux, dont notamment le Sodium (Na), sous forme dissoute, échangeable ou précipitée. Ils comprennent plusieurs types de sols qui se sont formés à partir de trois processus physico-chimique : la salinisation, la sodisation et l'alcalinisation (Girard et al., 2005). Lors des périodes de forte évapotranspiration, le sel remonte par ascension capillaire et forme souvent des efflorescences blanches en surface (Matthieu, 2009).

Les termes salins et sodiques s'appliquent aux sols qui contiennent une certaine quantité d'éléments minéraux, dont notamment le sodium sous l'une ou l'autre de ses formes : saline (NaCl, Na_2SO_4…) ou échangeable Na^+, parfois les deux, ainsi que des sols associés de magnésium ou de potassium (Matthieu, 2009).

3. Caractéristiques des sols salins et sodiques

La caractérisation et la différenciation des sols salsodiques se font à partir de différents critères, principalement chimiques et également morphologiques. Mais hormis les manifestations visibles de la salinité à la surface des sols (efflorescences, taches d'infertilité, végétation spécifique…), il est difficile d'apprécier d'ampleur du phénomène de salinisation sans avoir à passer par une phase analytique nécessaire (Matthieu, 2009).

3.1. Conductivité électrique

Dans les sols, les teneurs en sel ou la conductivité électrique doivent être estimées dans des conditions standard d'humidité. En général, on se réfère à un extrait de pâte saturée correspondant à l'humidité de l'échantillon à sa limite de liquidité. Parfois, on utilise des

humidités plus élevées : rapports massiques ou extraits 1:5 ou 1:10. La solution du sol peut aussi être prélevée sur le terrain par l'utilisation de capteurs comme les bougies poreuses ou les tensionics (Marlet et Job, 2006). Cette conductivité (C.E.) de la solution du sol mesurée à l'aide d'un pont de résistance ou d'électrodes est reliée à la charge solide dissoute (C.T.D.) par des relations empiriques du type :

C.T.D. (mg/l) = 0,64 * C.E. (mS/m) (US Salinity Laboratory, 1954 in (Stengel et Gelin, 1998).

3.2. Alcalinité résiduelle (pH)

L'alcalinité totale d'une solution est mesurée par titration et correspond à la quantité d'ions H^+ nécessaires pour neutraliser les anions accepteurs de protons ; en négligeant les anions organiques ($R\text{-}OO^-$). Les réactions de dissolution lors de l'altération des minéraux augmentent l'alcalinité des solutions, car elles sont sources de cations (Girard et al., 2005). Le pH peut inhiber la croissance racinaire en raison d'une toxicité de OH^- (effet direct) ou HCO^{3-} (effet indirect) (Marlet et Job, 2006).

3.3. Spéciation ionique

L'analyse chimique d'une solution électrolytique, exprimée en termes de concentration totales des éléments dissous, ne distingue pas les formes sous lesquelles se trouvent les espèces aqueuses (Girard et al., 2005).

3.4. Efflorescences salines

Les principaux sels que l'on peut rencontrer dans les efflorescences salines sont :

- Pour la voie acide : la rozénité ($Fe(SO_4)\ 4H_2O$), l'alunogène ($Al_2\ (SO_4)_3$, $17\ H_2O$), la tamarugite ($NaAl(SO_4)_2$, $6H_2O$), et la jarosite ($Na/\ K\ Fe\text{-}^3\ SO_4)_2\ (OH)_6$) ;

- Pour la voie saline neutre : la calcite ($CaCO_3$), le gypse ($CaSO_4$, $2H_2O$), les sulfates magnésiens ($Mg\ (SO_4)\ H_2O$), la Halïte (NaCl), et la sylvite (KCl) ;

- Pour la voie alcaline : la calcite ou la calcite magnésienne, la fluorine (CaF_2), la thénardite ($Na2SO_4$), la mivabilite ($Na_2\ SO_4$, $10H_2O$), Silicates magnésienne le natron (Na_2CO_3, $10H_2O$), et le trona $Na_3(HCO_3)$ (Girard et al., 2005);

3.5. Sodium échangeable

La sodisation correspond à une augmentation progressive de la quantité de sodium adsorbé sur le complexe d'échange cationique (Pourcentage de sodium échangeable, ESP) : ESP = Na/CEC (%) (Na échangeable, et CEC exprimée en meq/I). Avec l'augmentation de l'ESP, les agrégats du sol deviennent potentiellement instables et les propriétés physiques des sols sont susceptibles de se dégrader.

La notion de SAR (Sodium Adsorption Ratio) a été développée pour décrire empiriquement le déséquilibre entre les cations divalents (Calcium et Magnésium) et le Sodium :

SAR =Na/(Ca+ Mg)/2)$^{1/2}$, (Na, Ca, et Mg : Composition chimique de l'extrait de sol (1/5), exprimée en meq/I) (Richards et al., 1954).

3.6. Salinisation-sodisation-alcalisation

Les processus physico-chimiques caractéristiques de l'évolution des sols salsodiques sont la salinisation, la sodisation et l'alcalisation, les deux derniers souvent simultanés, étant regroupés sous le vocable d'alcalinisation (Matthieu, 2009).

- La salinisation se produit lorsque la quantité des sels dans la solution du sol dépasse un certain seuil sous l'influence de processus physiques ou hydrologiques (transfert hydrique, évaporation, altération, accumulation) induisant petit à petit la formation d'un horizon salique et permettant la conservation (Matthieu, 2009). Autrement dite, la salinisation consiste en une accumulation de sels solubles dans la solution du sol. Ces sels comprennent les ions potassium (K^+), magnésium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+}), chlorure (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), carbonate (CO_3^{2-}), bicarbonate (HCO_3^-) et sodium (Na^+) (Silva et al., 2012).

- La Sodisation : le complexe argilo-humique saturé par le Na ; l'accumulation excessive de sodium provoque indirectement des carences en calcium et magnésium (Stengel et Gelin, 1998). Le NaCl, un important contaminant salin dans le sol, est une petite molécule qui, lorsqu'elle est ionisée par l'eau, produit des ions sodium (Na^+) et chlorure (Cl^-). Ces ions toxiques provoquent un stress ionique et osmotique au niveau cellulaire chez les plantes supérieures (Chinnusamy et al., 2005).

- L'Alcalisation : lorsque le sol à complexe saturé en Na, le profil cesse d'être soumis à l'action de la nappe salée mais au contraire il se trouve sous la dépendance des eaux pluviales (les eaux de pluie étant légèrement chargées de CO_2 dissous), ce processus -intervient de la façon suivante (Girard et al., 2005; Legros, 2009) :

Complexe Na + H_2CO_3 ⟶ complexe H^+ + Na_2CO_3.

Où Na_2CO_3 est facilement soluble:

$$Na_2CO_3 + 2H_2O \longrightarrow 2Na^+ + 2HO^- + H_2CO_3$$

S'il s'agit d'eau douce la réaction peut s'écrire plus facilement :

Complexe Na^+ + H_2O ⟶ complexe H^+ + Na^+ + OH^-.

4. Mécanisme de salinisation des sols

Les flux d'eau artificiels (irrigation) peuvent en effet modifier considérablement les conditions d'évolution des sols et la salinisation secondaire peut prendre des voies distinctes soit en fonction de l'origine des sels, soit en fonction de la nature de ces sels :

1. En fonction de l'origine des sels

- L'eau d'irrigation contient des sels parfois en faible quantité (moins de 1 g/l), mais qui, avec l'évaporation et le temps s'accumulent dans le sol.
- L'eau d'irrigation ne contient pas de sels mais les couches inferieurs du sol sont salées et avec une irrigation excessive, la nappe phréatique remonte, la salinité primaire est remobilisée et ramenée en surface.
- Dans de nombreux cas, les deux processus sont simultanés.

2. En fonction de la nature des sels

- En présence des sels neutres (sulfates, chlorures) ceux-ci précipitent à un pH voisin de la neutralité, la salinisation du sol dont les effets sont proportionnels à la concentration en sels, est aisément perceptible sur le terrain et elle est réversible par des opérations de lessivage.
- En présence de carbonates, ceux-ci précipitent, entrainant une augmentation du pH et de la concentration en Na (Matthieu, 2009).

5. Classification des sols salés

La classification des sols salés prend en considération le niveau de la salinisation globale et de la sodicité, ainsi que l'état de dégradation de la structure du sol et on reconnaît, en général, trois (3) catégories de sols salés (Richards et al., 1954; Aubert, 1983):

5.1. Sols salins ou « solontchaks »

Sols salins : dont la salinité globale déterminée sur pâte saturée est supérieure à 4 mmhos/cm à 25°C et l'ESP inférieur à 15%, et habituellement leur pH est inférieur à 8,5.

5.2. Sols salins- sodiques ou « solontchaks- solonetz »

Sols salins à alcalin ou sols salins- sodiques : dont la salinité globale est supérieure à 4 et l'ESP est supérieur à 15.

5.3. Sols sodiques ou « solonetz »

Sols sodiques ou sols à alcalin : dont la salinité globale est inférieure à 4, et l'ESP supérieur à 15, et leur pH varie entre 8,5 et 10.

Le pH élevé caractérisant ces sols permet la dissolution de la matière organique en donnant une couleur noire, d'où l'apparition du salant noir dans les régions arides sahariennes (Servant, 1970; Marlet et Job, 2006).

Dans ce qui va suivre un tableau II 3, représentant les grands types chimiques de sols salés du monde.

Tableau II 1 : les grands types chimiques de sols salés du monde (Stengel et Gelin, 1998).

Types de sols	**Electrolytes causant la salinité ou l'alcalinité**	**Environnement**	**Propriétés affectant le milieu vivant**
Salins	Chlorure et sulfate de sodium	Aride et semi-aride	Valeur élevée de la pression osmotique de la solution du sol, effet toxique des chlorures
Alcalins	Ions sodium	Semi-aride, semi-humide et humide	pH élevé, mauvaises conditions physiques déficience en calcium
Magnésiens	Ions magnésium	Semi-aride et semi-	Effet toxique, pression

		humide	osmotique élevée ; déficience en calcium
Gypseux	Ions calcium (surtout $CaSO_4$)	Aride et semi-aride	Déficience en certains éléments nutritifs
Sulfatés-acides	Ions ferriques et aluminiques (principalement des sulfates)	Bordures littorales et lagons	Acidité élevée, effet toxique de l'aluminium, déficience en certains éléments nutritifs

6. Options agronomiques de gestion de la salinité

La première condition nécessaire au contrôle de la salinité est l'apport de volumes d'eau excédentaires, pluie ou irrigation, permettant de lessiver les sels au-delà de la zone racinaire. Une fraction de lessivage de l'ordre de 10 à 20% est le plus souvent suffisante. Dans le même temps, la salinité va imposer une fréquence d'irrigation plus élevée avant l'apparition d'un stress osmotique (Marlet et Job, 2006).

L'application d'amendements chimiques tels le gypse, le soufre ou l'acide sulfurique est parfois utilisée pour neutraliser l'alcalinité ou déplacer le sodium adsorbé. Ils sont généralement épandus en surface et associés à un labour. Ces amendements sont toutefois coûteux et leur efficience limitée en raison du fort pouvoir tampon exercé par le sol. En fait, les interventions biologiques sont souvent plus accessibles aux capacités des agriculteurs, et par conséquent plus efficaces. L'apport d'amendement organique permet d'améliorer les propriétés physiques des sols et de produire du CO_2 aux effets bénéfiques sur le pH des sols et la sodicité (Marlet et Job, 2006).

7. Conclusion

Le développement de l'irrigation des terres pour l'augmentation de la production agricole, a nécessité l'utilisation plus régulière de l'eau, malheureusement, presque dans tous les cas cette eau de qualité marginale a conduit à une diminution de la qualité de sols, et parfois, l'eau contient des sels en faible quantité (moins de 1 g/l), qui, avec l'évaporation et le temps s'accumulent dans le sol. En revanche, les couches inferieures du sol sont salées, la nappe phréatique remonte, la salinité primaire est remobilisée et ramenée en surface.

Chapitre III

Impact de la salinité sur la matière organique des sols

CHAPITRE III. IMPACTS DE LA SALINITE SUR LA MATIERE ORGANIQUE DES SOLS

1. Introduction

Le problème de la faible productivité des sols salins peut être attribué non seulement à la toxicité des sels ou aux dommages causés par des quantités excessives de sels solubles, mais aussi au manque de matière organique et de nutriments minéraux disponibles, en particulier de N, P et K. Les quantités excessives de sel affectent négativement les propriétés physiques et chimiques du sol, ainsi que les processus microbiologiques (Lakhdar et al., 2009).

Et les sols des régions arides sahariennes sont pauvres en matières organique, raison pour laquelle dans le présent chapitre nous allons étudier l'effet de différents paramètres et conditions de ces régions sur la minéralisation de ces matières. Surtout, la salinité comme un facteur très important qui caractérise les sols et les eaux d'irrigation de ces régions.

2. Effets des conditions de milieu sur les matières organiques

Les conditions pédoclimatiques du milieu aride défavorisent l'accumulation de la matière organique et le peu qui s'accumule est rapidement décomposé sous l'unique effet des paramètres physiques et chimiques, ce qui exclut dans la majorité des cas toute intervention microbienne dans les processus d'évolution de la matière organique (Birch, 1958).

La sécheresse, la température élevée, la rareté des eaux et la salinité sont devenus des problèmes sérieux qui menacent les régions arides.

2.1. Effets de la température

Jusqu'à une certaine limite, les activités biologiques et les taux de minéralisation d'azote augmentent avec les augmentations de température et d'humidité dans les sols (N'Dayegamiye et al., 2007) où, l'augmentation de la température et de ses amplitudes de variation serait susceptible d'augmenter les vitesses de l'activité microbienne, en particulier la biodégradation des matières organiques du sol (Robert et al., 2010).

2.2. Effets de la sècheresse

Dommergues (1962), souligne qu'en cas d'humidités très faibles, les microorganismes sont seuls à intervenir dans les cycles des différents éléments chimiques. Le potentiel de

minéralisation d'azote peut être réduit en conditions de sécheresse ou à cause de faibles teneurs en matière organique (N'Dayegamiye et al., 2007).

2.3. Effets de l'hydromorphie

Dans les sols hydromorphes, en conditions d'anaérobiose, les micro-organismes présents décomposent la cellulose et les hémicelluloses en donnant des acides organiques puis des produits gazeux. Dans ces conditions la cellulose ne sert pas à la construction de l'humus et la lignine subit une décomposition très lente en donnant de très faibles quantités de substances polymérisées (Matthieu, 2009).

2.4. Effets de la salinité

La présence de sels dans les sols peut être considérée comme un facteur défavorable à la conservation de la matière organique (Sokoloff, 1938). L'étude de l'évolution de la matière organique dans les sols salés montre une inhibition des activités microbiennes du processus de la minéralisation, ainsi qu'une pénurie en produits humiques polymérisés. L'évolution du rapport AF/AH augmente proportionnellement par rapport au degré de la salinité (Gallali, 1980) où, la présence des sels dissous en quantités importantes provoquent la formation de conditions défavorables pour de nombreux microorganismes, à cause de/du:

- la pression osmotique dans le sol directement liée à la concentration en sels;
- pH alcalin à très alcalin pH +/- 10;
- la structure asphyxiante;
- la présence d'ions toxiques (Naâman et al., 2000).

Les microorganismes des sols irrigués par l'eau à plus forte salinité peuvent réduire leur consommation d'une certaine source de carbone, mais ils peuvent en utiliser simultanément d'autres, ce qui explique le maintien des activités métaboliques totales (Lijuan et al., 2017).

La toxicité ionique spécifique de certains sels n'a pu être observée que pour la respiration, qui était moins inhibée par les sels contenant du SO_4^{2-} que de Cl^-, contrairement aux évaluations de la croissance microbienne. Ceci suggérait que l'inhibition de la croissance microbienne était uniquement expliquée par la force ionique totale, tandis que la toxicité spécifique aux ions devait également être considérée pour les effets sur la décomposition

microbienne (Rath et al., 2016). À des concentrations élevées de sels solubles, certains ions, notamment le Na^+, le Cl^- et les HCO_3^-, sont toxiques pour de nombreux microorganismes (Yan et al., 2015).

Dans certaines conditions, le calcium perdu par lessivage doit être réapprovisionné afin que la solution du sol conserve un faible taux d'adsorption de sodium (SAR) (Ammari et al., 2013). La partie fongique de la biomasse microbienne était fortement réduite dans les sols salins (Walpola et Arunakumara, 2010).

2.5. Effets de sodium du sol

Les réactions d'échange Na^+/H^+ provoquent une dégradation des propriétés physiques du sol à cause de la protonisation des argiles et de l'augmentation du pH, des conditions réductrices peuvent apparaître favorisent les pertes d'azotes par dénitrification. Les valeurs de pH deviennent supérieures à 8,5 et peuvent atteindre 10, la matière organique se solubilisant et migrant (Girard et al., 2005).

Gallali, (1980) montre que l'augmentation de la teneur en ions sodium dans le sol est corrélée avec une décroissance du degré de polycondensation, l'évolution du rapport AF/AH est proportionnelle au degré de la salinité expliquant ainsi la faible polymérisation des composés humiques dans les sols salés.

2.6. Effets de pH du sol

Le pH élevé caractérisant les sols salés et alcalins permet la dissolution de la matière organique en donnant une couleur noire, d'où l'apparition du salant noir dans ces sols (Servant, 1970; Bernard et al., 1994 ; Marlet et Job, 2006). La fertilité de ces sols est alors très fortement réduite car de nombreux éléments indispensables à la plante sont totalement insolubilisés à ce pH (Stengel et Gelin, 1998).

2.7. Effets de la texture des sols

Dans les sols de texture fine, leur plus grande proportion de mésopores et de micropores protège la matière organique contre une minéralisation très rapide. Cependant, ces types de sol se réchauffent lentement au printemps et ils peuvent aussi être mal drainés périodiquement (N'Dayegamiye et al., 2007).

2.8. Effets de calcaire des sols

Bien que tous les sols alcalins dans les conditions naturelles soient calcaires et contiennent une quantité appréciable de $CaCO_3$, en raison de sa faible solubilité à pH élevé, la culture souffre de sa carence. Le manque de Ca entraîne également des rapports Ca, Na et K perturbés provoquant un excès de Na et affectant le rendement (Chhabra, 2002).

Le facteur carbonate de calcium intervient rapidement en inhibant la biodégradation de matières organiques humufiées (minéralisation secondaire). Son intervention se manifeste par une action mécanique en formant un enrobage cristallin de $CaCO_3$ autour des matières organiques, inhibant ainsi l'accessibilité de la matière organique aux microorganismes (Muller, 1972). Malheureusement, ces sources de calcium ne se dissolvent pas dans les sols à pH élevé et ne peuvent donc pas aider à réduire les niveaux de sodium. Les sels de calcium et de magnésium sont à une concentration suffisamment élevée pour compenser les effets négatifs des sels de sodium sur le sol (Provin et Pitt, 2001).

3. Effets des amendements organiques sur la salinité et sur la fertilité des sols

Le taux excessif de sel peut influencer négativement les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Par conséquent, les sols affectés par le sel doivent être récupérés; La fertilisation organique est hautement durable par rapport à d'autres options à ce jour, considérée comme une solution aux problèmes mis en évidence (Diacono et Montemurro, 2015). Donc, on peut étudier l'effet de ces matières sur les caractéristiques des sols.

3.1. Effets sur la salinité

Les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol dans les zones affectées par le sel sont améliorées par l'application des matières organiques, ce qui améliore la croissance et le développement des plantes. Par conséquent, l'application de ces matières pour l'assainissement du sol est importante pour l'utilisation durable des terres et la productivité des cultures (Wong et al., 2009).

L'effet positif des amendements organiques sur la qualité biologique du sol est dû à la stimulation de la croissance microbienne, qui peut contrecarrer l'effet négatif de la salinité (Lakhdar et al., 2010). En effet, les résultats indiquent qu'une combinaison de compost de

déchets verts, de tourbe de laîche et de résidus de furfural a un potentiel substantiel d'amélioration des sols salins dans les régions côtières du nord de la Chine et qu'elle fonctionne mieux que chaque amendement seul (Wang et al., 2014).

3.2. Effets sur la matière organique

L'incorporation de matière organique a augmenté la quantité de minéralisation du C-CO_2, même à des niveaux élevés de salinité. Elle a également causé une réduction de l'effet négatif de la salinité sur l'activité microbienne (Silva et Fay, 2012).

3.3. Effets sur la fertilité, l'azote, le phosphore et le potassium du sol

L'incorporation de fumier organique dans les sols salins peut améliorer la fertilité du sol en augmentant l'activité de l'uréase et de la phosphatase du sol et l'activité biologique, et augmente la biodisponibilité du N et du P. L'ajout de fumier organique peut également augmenter l'absorption sélective et le transport de l'ion K, mais diminuer l'absorption et le transport de l'ion Na vers les pousses des racines (Liang et al., 2003).

On considère généralement que le phosphore naturel dans les sols alcalins se présente sous forme de phosphate de calcium (Rhoades, 1939). La teneur en phosphore dans la solution du sol a été augmentée par l'addition de matière organique. Ces augmentations du phosphore soluble dues aux applications de résidus de culture et de fumier sur les sols alcalins sont en grande partie dues au phosphore libéré par les matières organiques et non à une solubilité du phosphore du sol natal (Rhoades, 1939).

Les résultats obtenus par Ait Mechedel et al., (2017), montrent qu'il y a une corrélation positive entre le potassium rétrogradé et la matière organique des sols salés. Aussi, la réserve potassique totale des sols est indépendante du niveau de salinité, mais elle diminue avec l'augmentation de la sodicité des sols étudiés. Par ailleurs, l'augmentation du taux de sodium échangeable favoriserait l'adsorption du potassium sur le complexe adsorbant.

L'humidification des résidus végétaux et des organismes du sol peut produire un type de matière organique ayant une capacité d'échange de cations élevée. Il est possible que la matière organique soit importante pour maintenir le K du sol sous une forme échangeable. Cependant, l'humus retient plus fortement les cations divalents (Mg, Ca) que les cations monovalents (K, Na). Une plus faible rétention de K par rapport au Ca et Mg peut augmenter

la disponibilité du K mais, en même temps, elle rend le K plus susceptible à la lixiviation (Schroeder, 1978).

4. Conclusion

L'existence des teneurs élevées en sels dans les sols a pour conséquence la formation de milieux défavorables pour l'activité des microorganismes des sols. Cependant, l'incorporation des amendements organiques dans ces sols peut améliorer leur fertilité en augmentant leur capacité d'échange cationique, la biodisponibilité du N, P et du K, en plus de l'activité biologique dans ces sols.

Deuxième partie

Matériels et méthodes

Chapitre IV
Cadre de l'étude

CHAPITRE IV. CADRE DE L'ETUDE

1. Introduction

Après l'application du Plan National de Développement Agricole (PNDA) en Algérie en l'an 2000, la région des Ziban est devenue un pole agricole par excellence. Ce chapitre expose la présentation et les caractéristiques de cette région d'étude.

2. Situation géographique de la région d'étude

Ziban vient du mot arabe qui signifie ensemble d'oasis, pluriel de Zab. La région des Ziban se situe au pied de l'Atlas saharien, s'étend de part et d'autre de Biskra (figure 3); les Ziban correspondent à un secteur de piémont de 130 Km de long d'Ouest en est, sur 40 Km de large qui est limité au nord, par les monts du Zab et des Aurès. Au sud, par la dépression du Chott Melghir. A l'est par l'oued Bizar et à l'ouest par le plateau de Doucen (Abdelhafid, 2012).

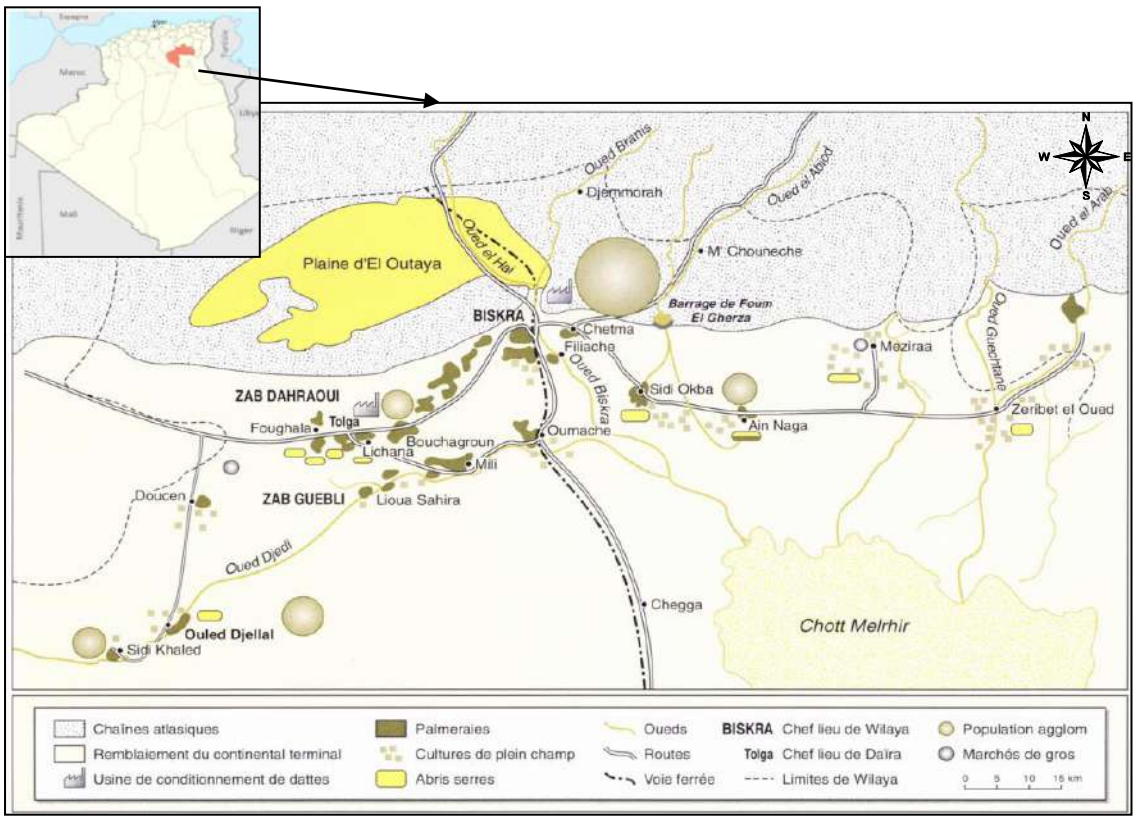


Figure 3 : Situation géographique des Ziban et de la plaine d'El Outaya au sein de la wilaya de Biskra

3. Données physiques de base

3.1. Pédologie

Dans la région de Ziban, (Khachai, 2001), ont défini plusieurs groupes dont 1) le groupe des sols de la région Sud, caractérisées par les accumulations salées, gypseuses et calcaires. 2) les sols des régions Est sont définies par des sols alluvionnaires et les sols argileux fertiles, 3) les sols des zones de Nord (ou zone de montagne) sont le siège de la formation des sols peu-évolués et peu fertiles. Enfin, 4) la plaine située au Nord-Ouest de Biskra où les sols argileux-sodiques (Plaine d'El Outaya) sont irrigués par les eaux fortement minéralisées.

En plus, ces sols d'El Outaya sont de textures variables mais généralement fines, ils sont d'apports alluviaux plus ou moins salés ou sodiques. Ces sols sont basiques (pH entre 7,4 et 8,6) avec un taux de matière organique, généralement faible (entre 0,3 et 3,1 %) très excessivement calcaires (de 26,6 à 63,6 %) et gypseux à très gypseux (de 6,3 à 28,6 %). Aussi, ils sont non salés à excessivement salés (CEe 0,4 à 57,8 $dS.m^{-1}$) et non sodiques à excessivement sodiques (SAR varie de 0,4 à 67,3) (Benaouda et al., 2008).

3.2. Synthèse climatique

La région de Biskra est caractérisée par un climat aride, avec des hivers froids et secs et des étés chauds et secs (Côte, 1979). Les températures sont relativement élevées durant 5 mois à partir du mois de Mai jusqu'au mois de Septembre. La température moyenne au cours de cette période chaude est de 30,81 °C (moyenne sur 41 ans). Les pluies sont rares et la moyenne interannuelle des précipitations est de l'ordre de 200 mm. Cependant, selon Brinis (2011) la plaine d'El-Outaya est caractérisée par un climat hyperaride à steppique avec des tendances sahariennes caractérisée par une saison sèche qui s'étale sur toute l'année.

Selon les données de l'O.N.M., (2014), les températures extrêmes minimale et maximale ainsi que la pluviométrie enregistrées dans notre région d'étude au cours de la période (1973-2014) sont rapportées dans le tableau IV 1.

Tableau IV 1 : températures et pluviométries moyennes mensuelles (1973-2014).

	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc
P (mm)	9,48	5,89	16,13	13,9	7,95	6,69	5,23	2,39	16,98	12,72	14,4	10,28
T (°C)	11,64	13,4	16,7	20,4	25,6	31	34,4	34,09	29	23,19	16,88	12,5

3.2.1. Diagramme Ombrothermique de Gaussen et Bagnouls

Ce diagramme permet de définir les périodes sèches et humides d'une région donnée. La sécheresse s'établit lorsque la pluviométrie mensuelle (P) exprimée en mm est inférieure au double de la température moyenne mensuelle (T) en degrés Celsius (P< 2 T) (Dajoz, 1985). Nous avons établi le diagramme Ombrothermique moyen pour la période (1973-2014) (Figure 4) qui montre une sécheresse sur toute l'année.

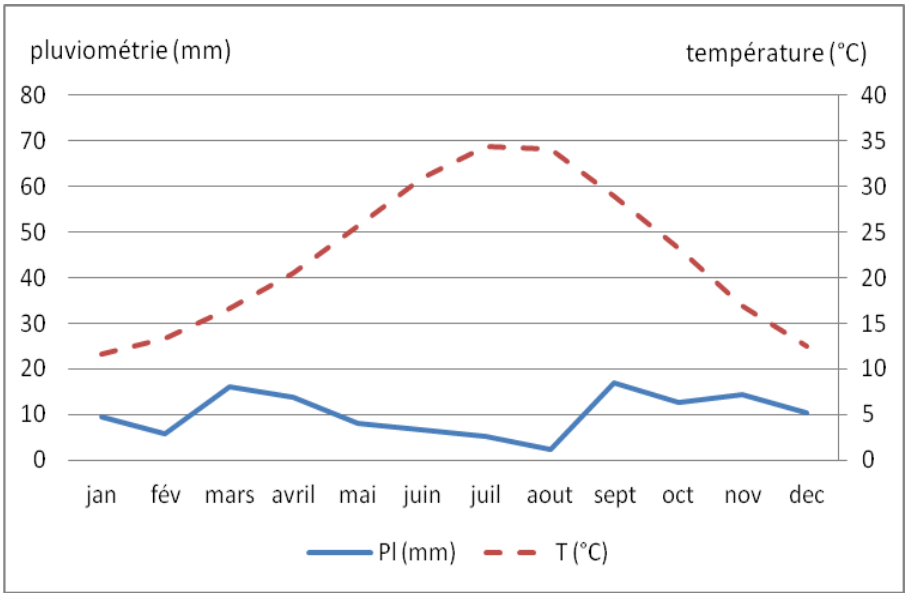


Figure 4 : Diagramme Ombrothermique de Gaussen et Bagnouls de la région de Biskra : Période1973-2014.

3.2.2. Climagrammme d'Emberger

Le quotient pluviométrique ou indice climatique d'Emberger, détermine les cinq différents types de climats méditerranéens, depuis le plus aride, jusqu'à celui de haute montagne (figure 5). Ce quotient est défini par la formule : Q_2= 2000*P/ (M^2-m^2).

Où :

- ✓ **Q2 :** quotient pluviométrique d'Emberger ;
- ✓ **P** pluviométrie annuelle en mm ;
- ✓ **M** la moyenne des températures du mois le plus chaud en kelvin (°K) ;
- ✓ **m** la moyenne des températures du mois le plus frais en kelvin (°K).

L'abaque de climagramme d'Emberger, comporte en ordonnées la valeur de Q_2, et en abscisses la température moyenne des minimas de la saison froide en °C. Ces valeurs de Q_2, m et celles de P et de M sont présentés dans le tableau IV 2.

Tableau IV 2 : les valeurs de Q_2, P, M et m : Période1973-2014.

Station	P (mm)	M (°K)	m (°K)	Q_2
Biskra	122,03	34,4 (°C) + 273,2	11,64 (°C) + 273,2	18,1

Dans le climagramme d'Emberger nous arrivons à situer la région de Biskra dans l'étage bioclimatique Saharien à hiver chaud (Figure 5).

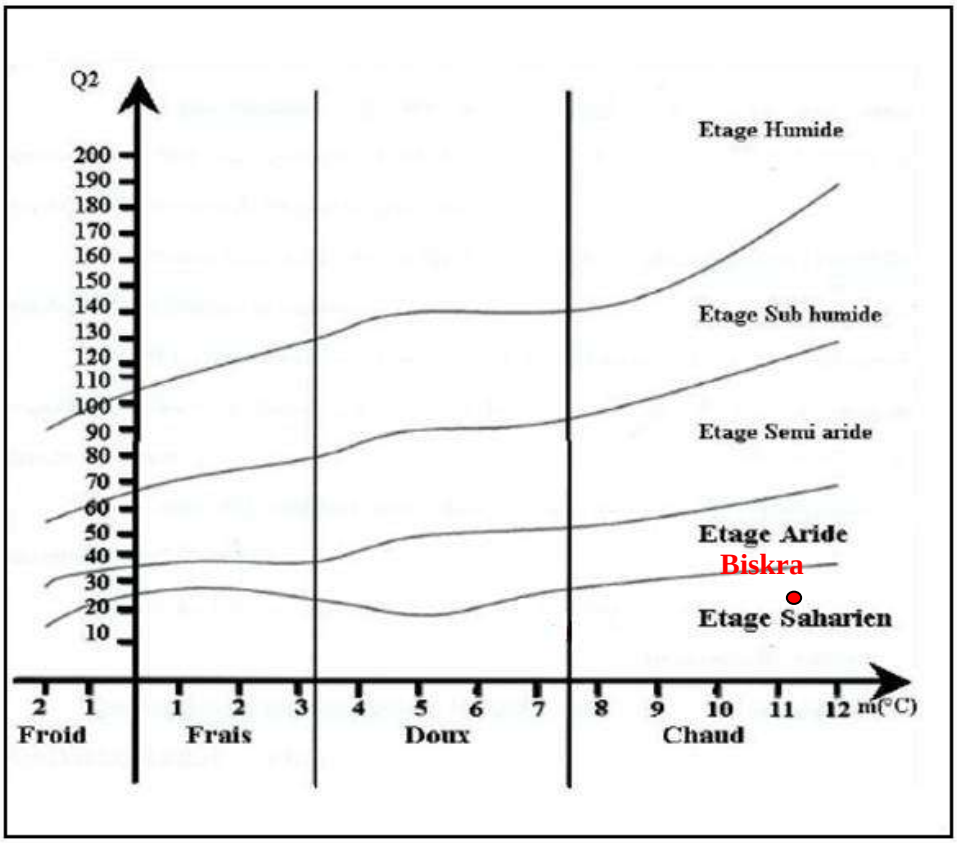


Figure 5 : Projection de la région de Biskra sur le climagramme d'Emberger.

3.2.3. Les vents

Deux types de vents sont fréquents durant l'année : les vents du Nord qui soufflent pendant l'hiver d'une vitesse pouvant atteindre 150 km/h (le maximum de forces des vents est enregistré en hiver et au printemps) avec un taux d'humidité maximum de 85% (Masmoudi, 2009) ; les vents du Sud et du Sud-Ouest « Siroccos » caractérisés par l'entraînement des

sables qui soufflent durant le printemps et l'été, les vents de sable sont fréquents en Mars, Avril et Mai.

3.3. Hydrogéologie

Brinis (2011), rapporte qu'un volume de 810,92 millions m3 (97,36%) des eaux souterraines est mobilisé au niveau de la wilaya de Biskra ce présente des ressources en eau souterraines importantes, représentées par quatre unités aquifères qui sont respectivement :

- La nappe phréatique du Quaternaire ;
- La nappe des sables du Mio-pliocène (Complexe Terminal : CT) ;
- La nappe des calcaires de l'Eocène inférieur et du Sénonien (CT) et
- La nappe des grès du Continental Intercalaire (CI).

4. Conclusion

La région de Biskra est située dans l'étage bioclimatique Saharien à hiver chaud et des étés chauds et secs. Les sols de cette région sont de textures variables, ils sont non salés à excessivement salés, en plus ils sont basiques, avec un taux de matière organique généralement faible.

Chapitre V

Matériels et méthodes d’étude

CHAPITRE V. MATERIELS ET METHODES D'ETUDE

1. Introduction

Les régions arides sont caractérisées à la fois par leur climat toujours peu pluvieux, et parfois très sec, et très irrégulier (Aubert, 1960), donc le développement de l'agriculture dans ces régions, nécessite couramment une irrigation importante. Dans ces conditions, l'irrigation entraine une accumulation progressive de sels dans la zone racinaire des plantes, cette accumulation peut être renforcée par l'utilisation d'eau d'irrigation de qualité médiocre ou par des intrusions d'eau salée (Soutter et al., 2007). Alors, selon Halitim (2011), les sols de ces régions sont pauvres en matière organique et sont caractérisés par la dégradation de la structure, l'érosion, la diminution de la couche arable, la baisse de la réserve en eau ainsi que de la productivité. Aussi ces sols sont plus ou moins salés ou sodiques (Aubert, 1960). Où les sols affectés par la salinité sont caractérisés par des concentrations élevées de sels solubles et une faible teneur en matière organique et en azote (Lodhi et al. 2009).

Ce chapitre traite les matériels et les méthodes utilisés dans l'étude de l'impact de la salinité des eaux d'irrigation sur la minéralisation du carbone organique du sol (incubation au laboratoire); aussi dans l'étude de l'impact de la minéralisation de la matière organique apportée par les fumiers sur les sols salés (essai dans les pots), et les analyses effectuées pour caractériser les sols, les fumiers et l'eau d'irrigation, les sites d'échantillonnage des sols, matériels d'étude, ainsi que le protocole expérimental utilisé dans ces travaux.

L'objectif de ce travail est l'étude de la minéralisation du carbone organique de sol sous les seules conditions de la salinisation par les eaux salées. Et pour le deuxième essai le but est la comparaison de l'effet des matières organiques issues des fumiers disponibles dans la région des Ziban, visant à pointer l'intérêt agronomique de ces produits et ce pour les intégrer dans une stratégie d'amélioration des sols salés.

2. Matériels d'étude

2.1. Choix de la région d'étude

La zone d'étude choisie est le Ziban située dans la wilaya de Biskra. Dernièrement cette wilaya est connue comme un pôle agricole par excellence. Et l'exploitation irrationnelle des ressources édaphiques et hydriques augmente l'extension des terres dégradés de faible fertilité (salinité, pauvre en matière organique et en éléments fertilisants). Et cette recherche vise à faire des comparaisons de l'effet des matières organiques de fumiers et de la qualité des eaux

d'irrigation sur la salinité des sols dans les conditions des régions arides. Donc le choix de cette zone expérimental repose principalement sur les critères suivants:

- Son climat aride ;
- Ses sols salés ;
- Ses eaux salées.

2.3. Choix de site d'étude

Le site expérimental est situé à 10 Km, au Nord-Ouest de la ville de Biskra, dans la région d'El Outaya et fait partie de la région des Ziban (versant sud des Aurès). Le site d'étude est localisé au sein de la station expérimentale du CRSTRA de Biskra (figure 6).

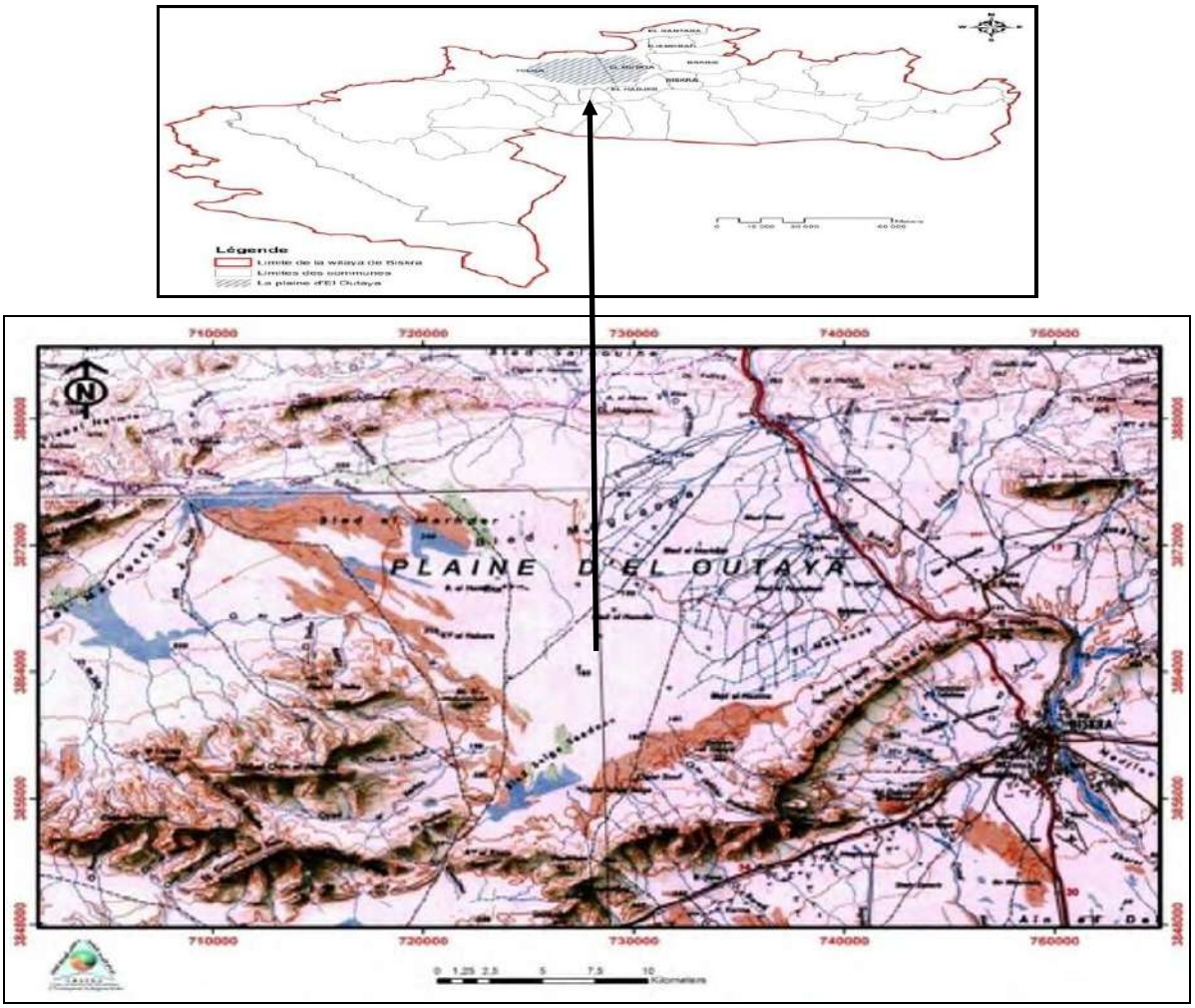


Figure 6 : Situation géographique de la plaine d'El-Outaya (Abdelhafid, 2011).

3. Présentation du matériel d'étude

3.1. Sol

a. Sol 1

Ce sol a été utilisé pour étudier l'effet de la salinité des eaux d'irrigation sur la minéralisation du carbone organique endogène du sol : les échantillons de sol utilisés dans cette étude ont été prélevés sur le site de Baïou situé dans la wilaya de Batna, il s'agit d'un sol non-cultivé. Le choix de ce sol a été effectué par rapport à sa richesse en matière organique et à sa salinité moins élevée, afin d'étudier l'effet de la salinité des eaux d'irrigation seule sur la minéralisation de la matière organique de ce sol.

b. Sol 2

Deux types de sol ont été utilisés pour étudier l'effet des amendements organiques sur les sols salés : ces échantillons de sol ont été prélevés sur le site expérimental d'El Outaya du C.R.S.T.R.A. ; en date du 04 décembre 2016, deux prélèvements ont été effectués : Un prélèvement « S0 » et un autre « S1 » sur une parcelle non cultivée et cultivée respectivement.

Historique de la parcelle

La parcelle a été cultivée une seule fois en 2007 en plantant de la tomate sous serre où elle a été amendée avec une quantité de fumier d'ovin représentant à peu près 21,66 qx/serre tunnel (400 m^2) (Bettiche, 2017), l'équivalent donc de 541,5 qx/ha.

3.2. Eau d'irrigation

a. Eau d'irrigation 1 (solutions préparées)

Ces solutions préparées ont été utilisées pour **étudier l'effet de la salinité des eaux d'irrigation sur la minéralisation de carbone organique endogène du sol** : neuf solutions ont été préparées plus un témoin (eau distillé) : leur préparation est faite par la dissolution des trois sels NaCl, $CaCl_2$, et $MgCl_2$ dans l'eau distillée chacune à part afin d'acquérir trois niveaux de salinité 3, 6, et 9 $dS.m^{-1}$ pour chaque type de sel. Le calcul des quantités de sels a apporté a été effectué par la formule suivante :

1 dS/m = 640 mg/1 de sel.

Le tableau ci-dessous explique la composition de ces solutions préparées avec leur conductivité électrique.

Tableau V 1 : Conductivité électrique des solutions préparée

Traitement	Quantité de sel ($g.l^{-1}$)	CE ($dS.m^{-1}$)
Na 3	1,92 g de NaCl	**3**
Ca 3	1,92 g de $CaCl_2$	**3**
Mg 3	1,92 g de $MgCl_2$	**3**
Na 6	3,84 g de NaCl	**6**
Ca 6	3,84 g de $CaCl_2$	**6**
Mg 6	3,84 g de $MgCl_2$	**6**
Na 9	5,76 g de NaCl	**9**
Ca 9	5,76 g de $CaCl_2$	**9**
Mg 9	5,76 g de $MgCl_2$	**9**

b. Eau d'irrigation 2 (Eau de forage)

Elle a été utilisée pour étudier **l'effet des amendements organiques sur les sols salés** : elle provient de la station expérimentale de l'ITDAS (El Outaya) ; c'est une eau de forage (avec une profondeur de 100 m) appartenant à la nappe Mio-Pliocène.

3.3. Amendements organiques

Deux amendements organiques ont été utilisés dans l'étude de **l'effet des amendements organiques sur les sols salés**; un fumier d'ovin et l'autre de volailles.

3.4. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé dans l'étude de **l'effet des amendements organiques sur les sols salés** est le ray-grass anglais (*Lolium perenne*). C'est une plante herbacée vivace de la famille des poacées, couramment cultivée comme plante fourragère. Elle est choisie pour cette étude parce qu'elle est pourvu d'une résistance remarquable aux coupes fréquentes ; aussi, d'après Lemaire (1993) in Haouala, et al. (2007), le ray-grass anglais est une espèce moyennement sensible à la salinité (tolérant une CE de 4 à 8 $mS.cm^{-1}$).

4. Méthodes d'étude

4.1. Approche méthodologique

L'approche méthodologique repose sur des expérimentations en milieux contrôlés, et des expérimentations aux champs (dans les pots). La première approche est de suivre la minéralisation de la matière organique endogène de sol incubé dans des conditions contrôlées du laboratoire et irrigué avec des solutions préparées avec des concentrations différentes en sels. Tandis que la deuxième approche est de contrôler la fertilité des sols salés irrigués avec une eau salée et amendés avec des fumiers à des doses croissantes dans des conditions naturelles. Au total, on a quatre axes, qui sont énumérés ci-après:

Axe 1. Caractérisation de l'eau d'irrigation et les sols étudiés ; l'objectif de cet axe est de déterminer les caractéristiques de l'eau et des sols de nos sites, pour connaitre les contraintes de l'agriculture dans ces régions.

Axe 2. Caractérisation des amendements organiques étudiés ; la caractérisation des fumiers utilisés dans cette étude a pour objectif d'analyser leur impact sur la salinité et la fertilité des sols.

Axe 3. Etudie de l'effet de la salinité des eaux d'irrigation sur le carbone organique du sol non salé ; le but de ce travail est l'étude de la minéralisation du carbone organique endogène de sol non salé sous les conditions de la salinisation par les eaux salées.

Axe 4. Etude de l'effet des amendements organiques sur les sols salés ; de but de la comparaison de l'effet de deux fumiers de volaille et d'ovin sur la fertilité des sols salés dans les conditions des régions arides.

4.1.1. Caractérisation hydro-édaphique

L'échantillonnage de l'eau de forage s'est fait dans une bouteille en plastique (1,5 l); après rinçage de celle-ci à la même eau du prélèvement. Les analyses qui ont été effectuées sont : le pH, la conductivité électrique, les sels solubles (Cl^-, CO_3^-, HCO_3^-, NO_3^-, SO_4^-, Na^+, K^+, Ca^{++}, et Mg^{++}). Le but de ces analyses était de nous permettre une appréciation de la qualité de ces eaux, pour déterminer le risque d'alcalinité et de salinité de ces eaux d'irrigation sur le sol.

Les échantillons de sol utilisés dans ces études ont été prélevés à partir de l'horizon (0-20cm), ils sont prélevés sur plusieurs points, pour établir un échantillon composite

représentatif. Ensuite, ces échantillons de sol ont été séchés à l'air libre ; les résidus végétaux qui y sont contenu sont extraits ; après, le sol est tamisé à 2 mm et conservé à l'air ambiant. Les analyses de sols qui ont été prises en compte sont les suivantes : le pH, la CE, le calcaire total, la granulométrie, le carbone organique, l'azote total, la CEC, les bases échangeables (Na^+, K^+, Ca^{2+} et Mg^{2+}), le « P » et le « K » assimilables. Nous avons effectué ces analyses pour tester la fertilité de ces sols mais aussi pour déterminer le risque de la salinité et des autres éléments sur le végétal et sur l'environnement en les comparants avec les normes nationales et internationales.

4.1.2. Caractérisation des amendements organiques étudiés

Nous avons utilisé deux types de fumiers : d'ovin et de volaille. Le fumier de volaille est issu d'une exploitation industrielle d'élevage de poules pondeuses locale, tandis que, le fumier d'ovin provient d'un élevage familial d'ovins élevés en captivité (pas de pâturage). Le régime alimentaire de ces ovins est la paille, et les déchets de cuisines (pain, épluchures des légumes…). Ces deux fumiers sont les matières organiques les plus utilisés et les plus recherchés dans la région des Ziban. L'échantillonnage a été réalisé sur des tas de fumier : après avoir éliminé la couche superficielle, des sous-échantillons à l'aide des poignés ont été prélevés et mélangés (on a prélevé plus de 10 à des endroits pris au hasard et à diverses profondeurs du tas). Nous avons analysés ces fumiers (pH, CE, COT, azote total, P, et K), pour nous donner une idée sur les effets de leur usage dans notre cas des sols salés.

4.1.3. Impacts de l'hydro-halmorphie sur le carbone organique du sol non salé

a. Description de dispositif

Pour étudier l'impact de la salinité des eaux d'irrigation sur la minéralisation du carbone organique, nous avons mesuré le CO_2 dégagé pendant 70 jours d'incubation de ce sol en empruntant le protocole suivant :

Des échantillons moyens de 100 g du sol sont placés dans des bocaux en verre de 1 l hermétiquement fermées ; avec des flacons ouverts contenant 20 ml de soude (0,5 N) pour la mesure du dioxyde de carbone (CO_2) dégagé. Les échantillons sont humidifiés à hauteur de 2/3 de la capacité au champ (conditions optimales de minéralisation de la matière organique) ; Les boucaux accompagnés d'un autre bocal ne contenant pas de sol sont placés à l'obscurité à

une température de 28°C (Dommergues, 1960). L'humidité des sols est contrôlée par pesée et ajustée si nécessaire durant toute la durée des incubations. Trois répétitions sont réalisées pour chaque traitement. Le temps d'incubation est de 70 jours, où selon Matthieu (2009), 28 jours en incubation à 28°C sont équivalents à 125 jours normalisés (15°C) sur terrain, donc 70 jours représentent l'équivalent de 312 jours normalisés dans des conditions naturelles. Donc, le dispositif est en « Bloc» comportant 10 traitements et 3 répétitions, et chacune des valeurs exprimées (dans les résultats) représente une moyenne de trois répétitions (Annexe 1).

b. Mesure de CO_2 respiré

La minéralisation du carbone est mesurée par piégeage du CO_2 dans la soude ; Les mesures sont réalisées à des dates régulières par prélèvement de la soude chaque 7, 14, 21, 28, 56, et 70 jours et un renouvellement par de la soude fraîche est effectué. Aussi, la présence des blancs permette de tenir compte de la carbonatation initiale de la soude. L'excès de soude est dosé par HCl (0,25 N) en présence de 5 ml de $BaCl_2$ à 20 % et de cinq gouttes de Phénolphtaléine en solution à 1 % dans l'alcool, comme indicateur coloré (Dommergues 1960).

La quantité de CO_2 dégagée est donnée par la formule proposée par Dommergues (1960) :

Q (mg de CO_2 / 100 g de sol) = (V1 –V2) × 2,2.

- ✓ V1 : volume moyen de HCl N/10 pour le témoin ;
- ✓ V2 : volume moyen de HCl N/10 pour le traitement ;
- ✓ Le coefficient 2,2 a été utilisé par 2,2 g de CO_2 correspondent à 1 ml de HCl N/10.

Le coefficient de minéralisation du carbone organique est déterminé par la méthode de Dommergues (1960), celui-ci s'obtient par le quotient suivant :

Q = [carbone mineral (CO_2) /carbone organique] × 100

4.1.4. Impact des amendements organiques sur l'halomorphie des sols

a. Description du dispositif

Le dispositif expérimental est réalisé en split-plot, au nombre de 3 bloc ; au sein de chaque bloc, on a 14 traitements avec 2 types du sol S0 et S1 (S0 : sol non cultivé préalablement et S1 : sol cultivé) et 2 types de fumier Fo et Fv (fumier d'ovin Fo, et fiente de volaille Fv) qui ont été amendé avec trois doses (0,5 ; 1 et 1,5).

La dose de fumier de référence est calculée pour un apport moyen de fumier d'ovin

appliqué dans les systèmes de culture (céréales) de cette région autour des Ziban. Après une petite enquête, cette dose correspondrait à **20 t.ha^{-1}** de fumier **d'ovin** pour les cultures de plein champ. Les équivalences en masse de C organique ont été calculées et constituent la dose 1, les autres doses testées correspondent à un facteur multiplicatif de 0,5 et 1,5 de la dose 1 ; cela s'applique pour les deux types de fumier. Ces sols testés avec ces quantités croissantes d'apport organique ont été comparés à un sol sans apport. Donc les quantités de carbone organique apportées par kg de sol sont de 0 g C.kg^{-1} ; 1,4 g C.kg^{-1} ; 2,8 g C.kg^{-1} et 4,2 g C.kg^{-1} respectivement pour les doses 0 ; 0,5 ; 1 et 1,5.

La densité apparente estimée du sol est de 1,35 g.cm^3 (La densité apparente des sols argileux étant comprise entre 1,1 et 1,6 g.cm^3 selon Brown et Wherrett (2014)) ; Chaque pot contient 8 kg de sol. En se référant à ces données, on a calculé la quantité à apporter de chaque fumier dans chaque pot et selon chaque traitement (annexe 2).

Tableau V 2 : Dispositif expérimental

B1	S1F0	S0F0	S1Fo1,5	S1Fv0,5	S0Fv0,5
	S0Fo1,5	S1Fo1	**CR***	S1Fo0,5	S0Fo0,5
	S0Fv1,5	S0Fv1	S1Fv1	S1Fv1,5	S0Fo1
B2	S0Fo1,5	S0F0	S1Fv0,5	S1Fo1,5	S1F0
	S1Fo1	S0Fo0,5	**CR***	S0Fo1	S0Fv1
	S0Fv0,5	S0Fv1,5	S1Fo0,5	S1Fv1,5	S1Fv1
B3	S1Fv0,5	S0Fv1,5	S0Fv0,5	S1Fo1	S1F0
	S0Fv1	S1Fv1	**CR***	S1Fo1,5	S0Fo1,5
	S1Fv1,5	S0F0	S1Fo0,5	S0Fo1	S0Fo0,5

*pot pour mesurer la Capacité de Rétention ; S0 et S1 : deux types de sol ; Fo : fumier d'ovin, Fv : fumier de volaille ; 0,5 , 1 et 1,5 : trois doses de chaque fumier.

b. Remplissage des pots

On a mis dans chaque pot 8 Kg de sol bien mélangé avec la fumure organique (fumier ovin et de volaille), au dessus d'une mince couche de gravier (pour aérer la terre et pour faciliter la percolation de l'eau). Les pots utilisés sont en plastique perforée en bas, ils mesurent 22 cm de hauteur, la base supérieure est de 25cm, et la base inférieure est de 18 cm de coté. Pour éviter l'effet néfaste de l'acidité des fumiers sur les semences ; le remplissage des pots a été réalisé le 15 décembre 2016, c'est-à-dire, un mois avant notre semis de ray-grass.

c. Mise en place de l'essai sous serre

L'essai a été conduit en conditions semi-contrôlées (sous serre); la serre couverte avec un film en plastique jouant un rôle de protection contre les apports éventuels d'eau par les pluies ; L'aération est assurée par les deux portes d'extrémité. Cependant, le film plastique est enlevé en date du 23 mars 2017.

d. Densité de semis

La densité de semis fut fixée à 70 graines par pot, ce qui correspond à 20 kg/ha (Seefeldt et Armstrong 2000). Au stade de trois feuilles, les plants ont été élagués afin de conserver le même nombre de plant dans chaque pot (10 plants/pot). Ce semis a été réalisé le 15 janvier 2017.

e. Irrigation

La détermination des besoins en eau a été calculée par pesée. Des pots supplémentaires ont été humectés par des quantités suffisantes d'eau, puis laisser ressuyer pendant 48 heures. La différence entre le poids des pots après ressuyage et avant irrigation détermine la quantité d'eau nécessaire pour ramener le sol à sa capacité de rétention (Ducrocq, 1990).

f. Lessivage des sels

Le lessivage a été effectué une seule fois et ce avec les eaux de pluie (en date du 19 avril 2017).

g. Durée de l'essai

L'expérience s'est déroulée sur six mois ; du 15/12/2016 au 15/06/2017. Les analyses touchant au sol : pH, CE, et carbone organique sont effectuées les 120ème, et 180ème jours de l'expérience ; Cependant, pour les autres paramètres : N total, P assimilable, K assimilable,

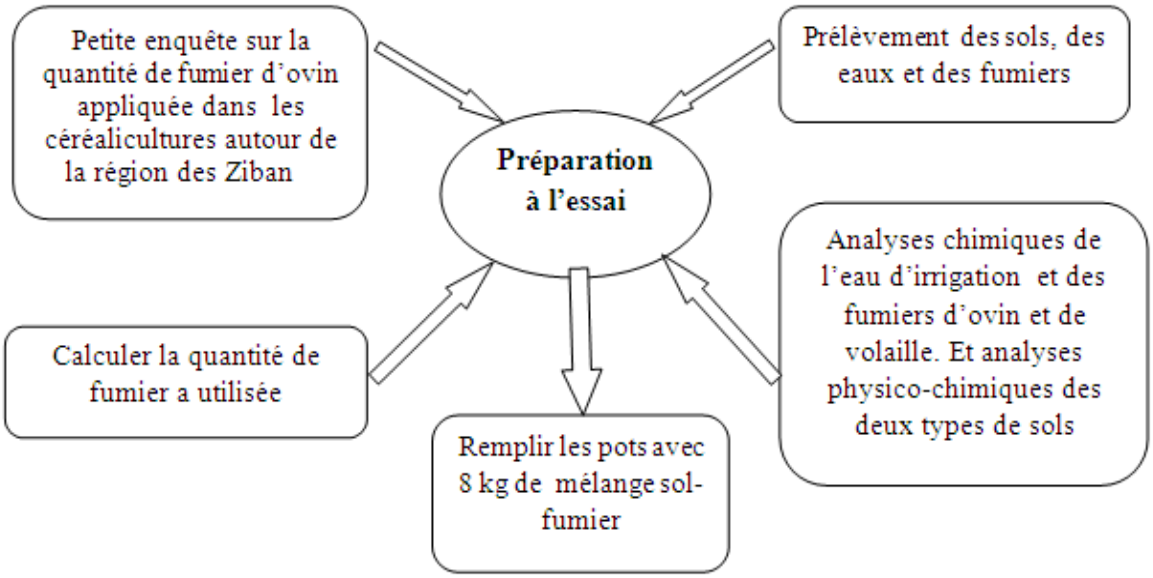
les sels solubles (Na, Ca, et Mg) ; le dosage dans les sols s'est fait après le dernier prélèvement du sol (15 juin 2017). Concernant le végétal, la mesure du poids de la partie aérienne a été faite après deux coupes aux 120ème et 150ème jours de l'expérience correspondant aux dates du 15 avril et 15 mai 2017 respectivement.

h. Mesure de la température du sol

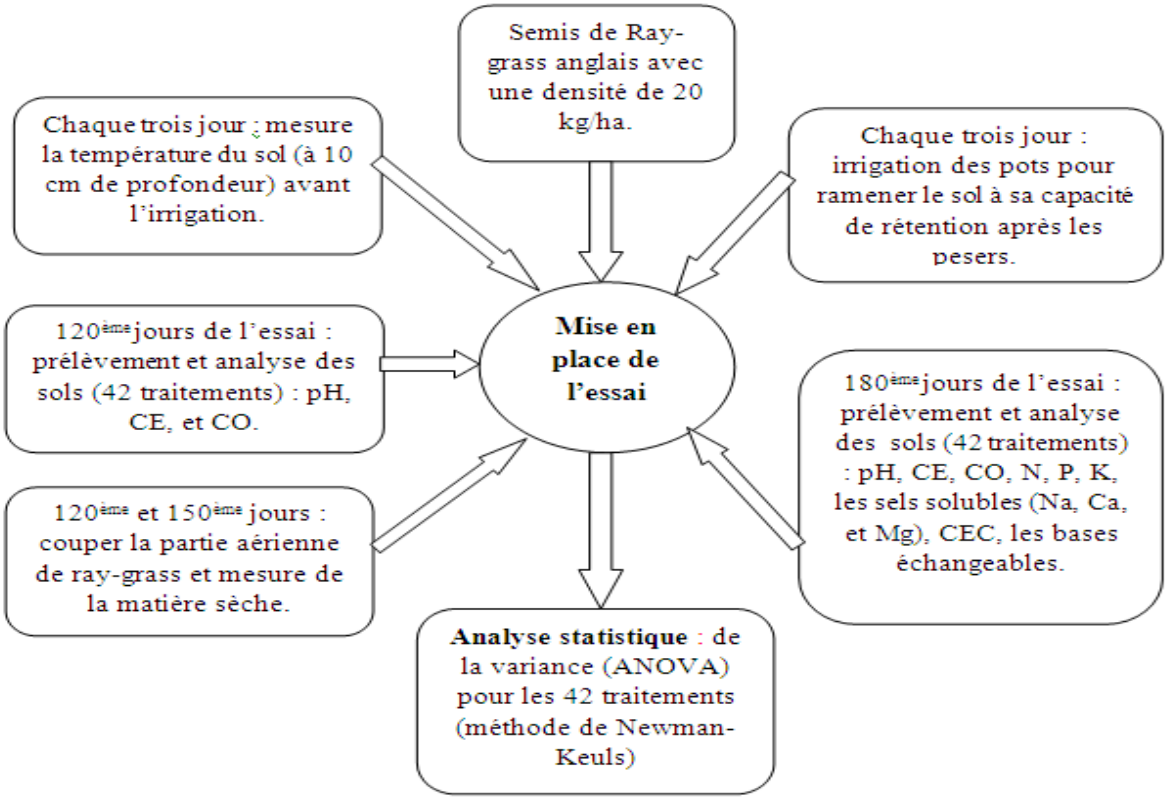
La mesure de la température du sol a été effectuée à 10 cm de profondeur (-10 cm) par un thermomètre spéciale (annexe 3). Cette mesure est effectuée chaque trois jour avant l'irrigation.

i. Schéma récapitulatif des différentes étapes de l'essai

Le schéma (Figure 7) résume les principales étapes de l'essai, prélèvement et analyse des échantillons, leur mise en place sur terrain, les différentes pratiques suivies jusqu'au analyses statistiques des résultats.



(a)



(b)

Figure 7 : Schéma récapitulatif des différentes étapes de l'essai a) préparation, b) mise en place.

4.2. Méthodes d'analyse

Toutes les analyses concernant l'eau, le fumier et le sol ont été effectuées au niveau du laboratoire central du CRSTRA.

4.2.1. Méthodes d'analyse des eaux

En ajoutant le pH et la CE, il y a huit ions majeurs ont été analysés dans l'eau, pour les cations: le calcium (Ca^{2+}) par méthode titrimétrique à l'EDTA, le magnésium (Mg^{2+}) déduit de la dureté totale (TH) (obtenue par compléxométrie à l'EDTA) moins l'élément calcium. Le sodium (Na^{+}) et le potassium (K^{+}) sont analysés par le spectromètre à flamme. Pour les anions: le bicarbonate (HCO_3^{-}) est obtenu par titration à l'acide sulfurique, les sulfates (SO_4^{2-}) et les nitrates (NO_3^{-}) par spectrophotométrie UV-VIS, les chlorures (Cl^{-}) par la méthode de MOHR (Argentométrie). Les méthodes de ces analyses utilisées sont celles de Rejsek (2002).

4.2.2. Méthodes d'analyse des sols

Les analyses de sols qui ont été pris en compte sont les suivants : le **potentiel Hydrogène (pH)** déterminé par le pH-mètre avec un rapport sol/ eau de 1/2,5 ; la **conductivité électrique (CE)** déterminée par le conductimètre à une température de 25 °C avec un rapport sol/eau de 1/5 ; le **calcaire total** déterminé par la méthode de calcimètre de Bernard; La **granulométrie** réalisée par la méthode internationale de la pipette de Robinson ; le **carbone organique** du sol dosé par la méthode Anne modifiée, cette méthode décrit la détermination par spectrométrie de la teneur en carbone organique après oxydation dans un milieu sulfochromique à une température contrôlée de 135°C (Mathieu et Pieltain, 2003); le dosage de **l'azote total** a été réalisé par la méthode Kjeldhal (Aubert, 1978) ; cette méthode consiste en une destruction de la matière organique à chaud par l'acide sulfurique concentré en présence d'un catalyseur par entraînement à la vapeur et piégeage par l'acide borique (2 %) et titrage par l'acide sulfurique (0,05N) ; la Capacité d'échange cationique (**CEC)** a été réalisé par la méthode acétate d'ammonium à pH 7 ; l'ion **sodium (**Na^{+}) et **potassium** (K^{+}) ont été analysé par le photomètre à flamme tandis que pour les ions **calcium** (Ca^{2+}) et **magnésium** (Mg^{2+}) l'analyse été faite par complexomètrie (Mathieu et Pieltain, 2003). Le **phosphore (P) assimilable** a été déterminé par la Méthode Joret-Hébert, cette méthode décrit la détermination par spectrométrie du phosphomolybdique réduit par l'acide ascorbique en milieu sulfurique à chaud, après leur extraction par l'oxalate d'ammonium à pH= 7. L'extraction du **potassium (K) assimilable,** s'effectue par l'acétate d'ammonium 1N à pH 7, tandis que leurs teneurs sont déterminés au moyen d'un photomètre à flamme.

4.2.3. Méthodes d'analyse des amendements organiques

Le **potentiel Hydrogène (pH)** déterminé par le pH-mètre avec un rapport fumier/ eau de 1/10 ; la **conductivité électrique (CE)** déterminée par le conductimètre à une température de 25 °C avec un rapport fumier/ eau de 1/10. Pour la teneur en **carbone organique totale** (COT en g.100 g^{-1} de MS à 105°C) de l'échantillon est déterminée par la perte en masse lors de la calcination à 480°C durant 6 heures. Le dosage de **l'azote total** a été réalisé par la méthode Kjeldhal (Aubert, 1978) ; cette méthode consiste en une destruction de la matière organique à chaud par l'acide sulfurique concentré en présence d'un catalyseur par entraînement à la vapeur et piégeage par l'acide borique et titrage par l'acide sulfurique (0,05N). Concernant **le phosphore et le potassium,** le principe de la méthode repose sur deux phases: les échantillons sont incinérés en température très élevée (550 °C) et ils sont acidifiés pour assurer la dissolution des éléments restants, en deuxième phase, le phosphore a été déterminé par spectrométrie du phosphomolybdique réduit par l'acide ascorbique en milieu sulfurique à chaud, tandis que les teneurs de potassium sont déterminés au moyen d'un photomètre à flamme.

4.3. Analyse statistique

L'analyse statistique a été réalisée à l'aide de deux logiciels : StatBox version 6.40 pour traiter les résultats de l'essai de l'impact de l'hydro-halmorphie sur le carbone organique du sol non salé, et STATISTICA 6 pour les résultats de l'autre essai qui concerne l'impact des amendements organiques sur l'halomorphie des sols. Ces deux logiciels permettent d'effectuer l'analyse de la variance (ANOVA) pour les différents traitements. Les tests de comparaison des moyennes ont été effectués selon la méthode de Newman-Keuls.

5. Conclusion

Ce chapitre traite les matériels et les méthodes utilisés dans notre étude. Nous avons utilisé deux types de sols prélevés sur deux sites différents, deux types de fumiers (d'ovin et de volaille), une seule source d'eau provenant de la station expérimentale de l'ITDAS (El Outaya) qui est une eau de forage, ainsi qu'une plante teste représentée par le ray-grass anglais.

Troisième partie

Résultats et discussions

Chapitre VI
Caractérisation hydro-édaphique

CHAPITRE VI. CARACTERISATION HYDRO-EDAPHIQUE

1. Introduction

Le chapitre suivant traite la qualité des sols et de l'eau d'irrigation qui ont été prélevés auprès des sites d'étude, pour déterminer l'état initial des sols et pour connaitre l'effet de la qualité des eaux d'irrigation et des sols sur la minéralisation de la matière organique.

2. Caractéristiques de l'eau d'irrigation

Les caractéristiques de l'eau d'irrigation sont récapitulées dans le tableau VI 1.

Tableau VI 1 : Caractéristiques de l'eau d'irrigation.

Paramètres	Résultats	Paramètres	Résultats
pH	8,01	**SO_4^- (meq.l^{-1})**	78,017
CE (µS.cm^{-1})	5300	**Na^+ (meq.l^{-1})**	40,2
Cl^- (meq.l^{-1})	68	**K^+ (meq.l^{-1})**	0,32
CO_3^- (meq.l^{-1})	0	**Ca^{++} (meq.l^{-1})**	11,4
HCO_3^- (meq.l^{-1})	8,1	**Mg^{++} (meq.l^{-1})**	9,5
NO_3^- (meq.l^{-1})	0,199	**SAR**	12,44

2.1. Risque de salinité et de sodicité

2.1.1. Classification par la méthode de Richards

La valeur du SAR représente le taux de sodium adsorbable par rapport aux autres cations (Ca^{++} et Mg^{++}). La relation entre les trois cations est proposée par le laboratoire de Riverside (Richards, 1954), il est exprimé par la relation suivante :

$$SAR = \frac{\mathrm{Na}}{\sqrt{\frac{(\mathrm{Ca}+\mathrm{Mg})}{2}}}$$

Le SAR est un critère utilisé pour prévoir l'évolution de la composition du complexe d'échange et on peut distinguer deux cas (Cherbuy, 1971):

- Si le SAR > 10, il y a sodisation
- Si le SAR < 10, il n'y a pas d'enrichissement du complexe d'échange en sodium.

La représentation de la conductivité électrique en fonction du SAR (figure 8), montre que l'eau de forage échantillonnée présente une valeur de SAR > 10 et la conductivité > 5000µS/cm. On a pu dégager que l'eau échantillonnée est hors classification, cette eau présente une sodicité plus importante.

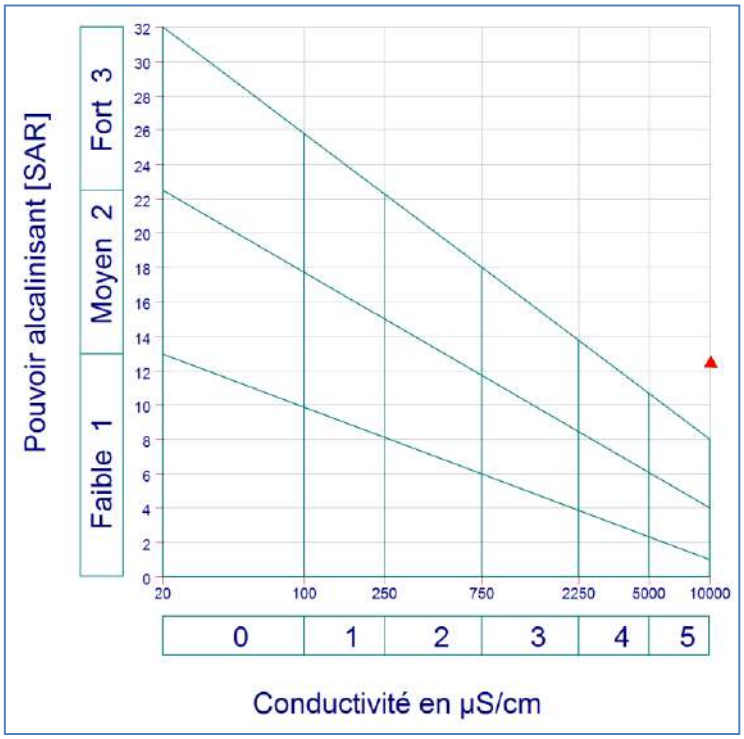


Figure 8 : Diagramme de Richards

2.1.2. Classification par la méthode de Wilcox

La classification de Wilcox fondée sur la conductivité électrique et la teneur en sodium dans l'eau exprimée en pourcentage. La représentation des eaux de forage sur ce diagramme permet la caractérisation des eaux de forage pour leur aptitude à l'irrigation (figure 9). Le % Na^+ est défini par la relation :

Na^+ %= $(Na^+ + K^+)/ (Ca^{+2} + Mg^{+2} + Na^+ + K^+)*100$ tous les ions sont exprimés en méq/l.

Selon le diagramme de wilcox, l'eau souterraine appartient à la classe : mauvaise.

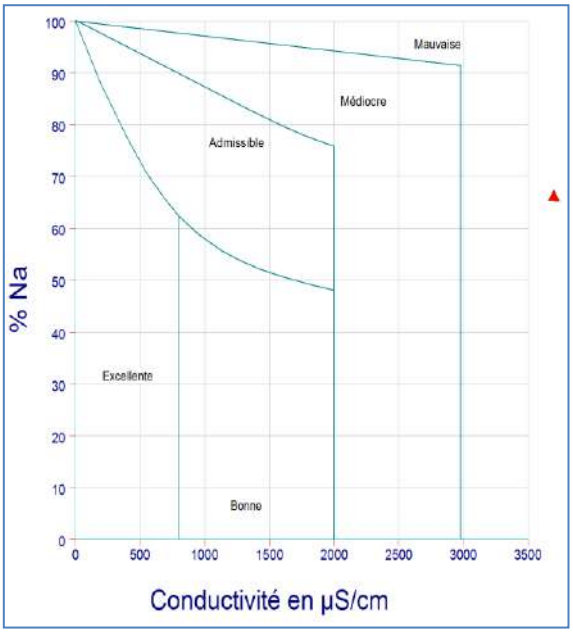


Figure 9 : Diagramme de Wilcox

2.2. Détermination de faciès hydrochimique

2.2.1. Classification de Piper

Les faciès hydrochimiques, d'après Jaeckli, (1970), sont fréquemment utilisés pour décrire grossièrement la composition des eaux naturelles. On les détermine par le calcul des quantités en réaction (conversion des concentrations en méq/l), et en tenant compte de la classification des ions (formule ionique).

La représentation des données physico-chimiques sur le diagramme de Piper montre un seul faciès chimique qui dépend de la nature géologique de l'aquifère, qui est positionné au pôle gypseux, caractérisé par des eaux sulfatées sodiques (figure 10).

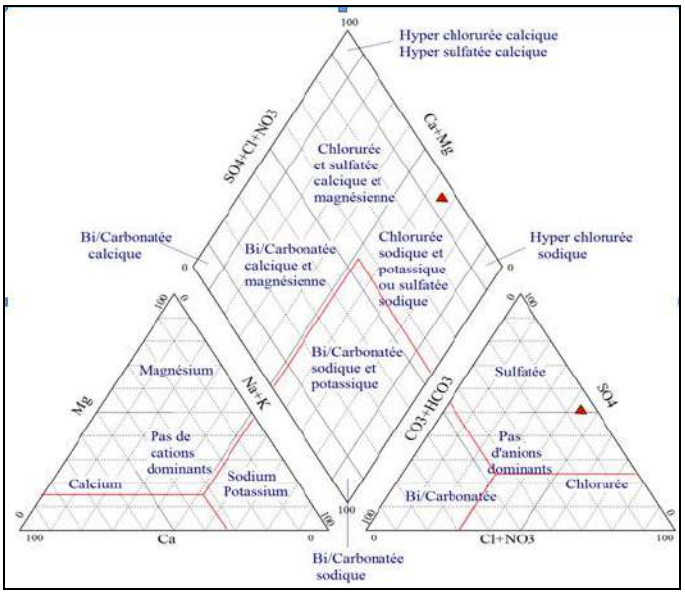


Figure 10 : Diagramme de piper

2.2.2. Classification de Stabler

Dans cette classification, les concentrations exprimées en meq/l sont réduites en quantité en réaction pour cent (r %), par rapport à la concentration.

La formule ionique étant obtenue en classant de gauche à droite et pour ordre décroissant, les quantités en réaction pour cent des ions ensuite celle des cations, en se basant sur la prédominance de tel ou tel ion.

Sur la figure représentant Stabler (figure 11) on voit que le faciès chimique est sulfaté sodique.

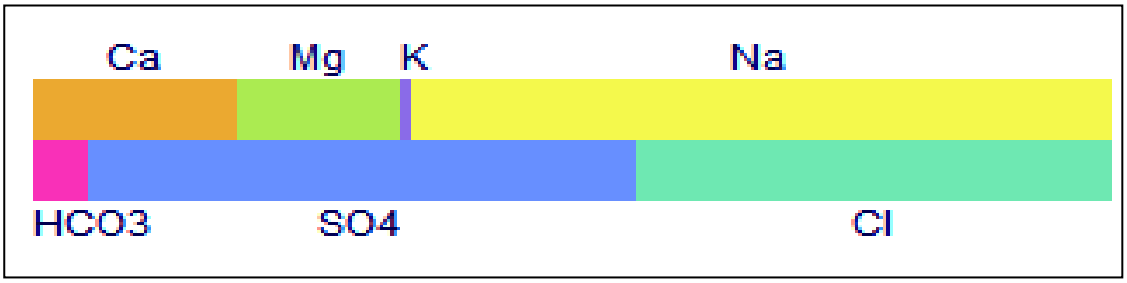


Figure 11 : Digramme Stabler

3. Sol

a. Sol du premier essai

Le sol a une texture limono-argileuse sableuse et légèrement alcalin (pH = 7,65) avec une teneur élevée en matière organique (3,531%), une conductivité électrique de 0,158 $dS.m^{-1}$ et selon (Hazelto et Murphy, 2007), le sol a été classé comme sol non-salin. Les caractéristiques physico-chimiques du sol sont présentées dans le tableau VI 2. La teneur en humidité à la capacité de rétention a été déterminée en saturant un échantillon de sol, et en le vidant pendant 24 h et en le séchant à 105 ° C (Mbah, 2012).

Tableau VI 2 : Caractéristiques physico-chimiques du sol étudié.

Paramètres	Résultats
Granulométrie (%):	
Sable	28,33
Limon	60,16
Argile	11,42
$pH_{e1:2,5}$	7,65
$CE_{e1:5}$ ($dS.m^{-1}$)	0,158
Carbone organique (%)	1,995
Matière organique (%)	3,531
N total (%)	0,21
CEC (meq/100 g)	35,44
$CaCO_3$ (%)	27,87
Capacité de rétention (%)	30,13

b. Sols de deuxième essai

Le sol S0 a une texture argilo-limoneuse et modérément alcalin (pH = 7,83) avec une teneur très faible en matière organique (0,708 %), une conductivité électrique de 3,191 $dS.m^{1}$, et selon (Hazelto et Murphy, 2007), le sol a été classé comme extrêmement salé.

Le sol S1 a une texture argileuse et légèrement alcalin (pH = 7,78) avec une teneur faible en matière organique (1,400 %), une conductivité électrique de 4,662 $dS.m^{-1}$, et selon (Hazelto et Murphy, 2007), le sol a été classé comme extrêmement salé.

Selon le tableau **VI 3** représentant les caractéristiques physico-chimiques de ces sols, les valeurs de tous les éléments minéraux dosés dans le sol S1 sont supérieures à celles dans le

sol S0 excepté le calcaire total où son taux dans le sol S0 dépasse celui dans le sol S1.

Les caractéristiques physico-chimiques des deux sols sont présentées dans le tableau VI 3.

Tableau VI 3 : Caractéristiques physico-chimiques des sols échantillonnés à la station d'El Outaya.

paramètres	**S0**	**S1**
Granulométrie (%):		
Argile	40	45
Limon	47,4	40,8
Sable fin	12,6	14,2
$pH_{e1:2,5}$	7,83	7,78
$CE_{e1:5}$ ($dS.m^{-1}$)	3,191	4,662
Na^{+} soluble ($meq.l^{-1}$)	14,85	18 ,02
Ca^{++} soluble ($meq.l^{-1}$)	14 ,8	25,2
Mg^{++} soluble ($meq.l^{-1}$)	13,4	5,6
SAR*	3,95	4,59
Carbone organique (%)	0,400	0,791
Matière organique (%)	0,708	1,400
Azote total (%)	0,112	0,224
C/N	3,57	3,53
P assimilable (meq/100 g)	0,203	0,267
K assimilable (meq/100 g)	1,157	1,723
$CaCO_3$ (%)	43,43	37,61

4. Conclusion

Après la détermination des caractéristiques hydrochimique de l'eau d'irrigation, les résultats démontrent un faciès chimique sulfaté-sodique avec un risque très élevé de salinité et un risque moyen de sodicité.

Le sol utilisé pour étudier l'impact de la salinité des eaux d'irrigation sur le carbone organique endogène du sol ; il a été prélevé à partir d'horizons (0-20 cm) au site de Baïou

situé à la wilaya de Batna (est de l'Algérie), et il a une texture limono-argileuse sableuse et légèrement alcalin (pH = 7,65) avec une teneur élevée en matière organique (3,531%), il a été classé comme sol non-salin (CE= 0,158 $dS.m^{-1}$).

Tandis que, les sols prélevés sur le site expérimental du C.R.S.T.R. ; pour étudier l'impact des amendements organiques sur les sols salés, sol S0 prélevé sur une parcelle non cultivée préalablement ; il a une texture argilo-limoneuse avec une teneur très faible en matière organique (0,708 %), et il a été classé comme un sol extrêmement salé (3,191 $dS.m^{1}$), et l'autre S1 prélevé sur une parcelle cultivée avant ; il a une texture argileuse avec une teneur faible en matière organique (1,400 %), il a été classé comme sol extrêmement salé (4,662 $dS.m^{-1}$).

Chapitre VII

Caractérisation des amendements organiques étudiés

CHAPITRE VII. CARACTERISATION DES AMENDEMENTS ORGANIQUES ETUDIES

1. Introduction

Dans ce chapitre, on a présenté les caractéristiques chimiques des amendements organiques utilisés dans l'essai qui concerne l'effet de ces amendements sur la fertilité des sols salés car selon Lakhdar (2010), l'effet positif des amendements organiques sur la qualité biologique du sol est dû à la stimulation de la croissance microbienne, qui peut contrecarrer l'effet négatif de la salinité. Aussi, l'évaluation d'un fumier ou d'un compost doit rendre compte de sa valeur fertilisante, mais aussi de sa qualité sanitaire et de ses propriétés d'amendement organique (Ganry et Badiane, 1998).

2. Evaluation des fumiers

2.1. pH

La figure 12 représente la variation de pH des fumiers, d'après cette figure, les pH des fumiers étudiés sont plutôt neutres. Selon Calvet et al., (2011), un pH compris entre 5 et 7,5 est le plus favorable aux microorganismes ; le pH de fumier d'ovin (6,73) favorise ainsi l'activité des microorganismes responsables de la dégradation de la matière organique, alors que le fumier de volaille d'un pH de 7,63 se trouve un peu élevé par rapport à ces normes.

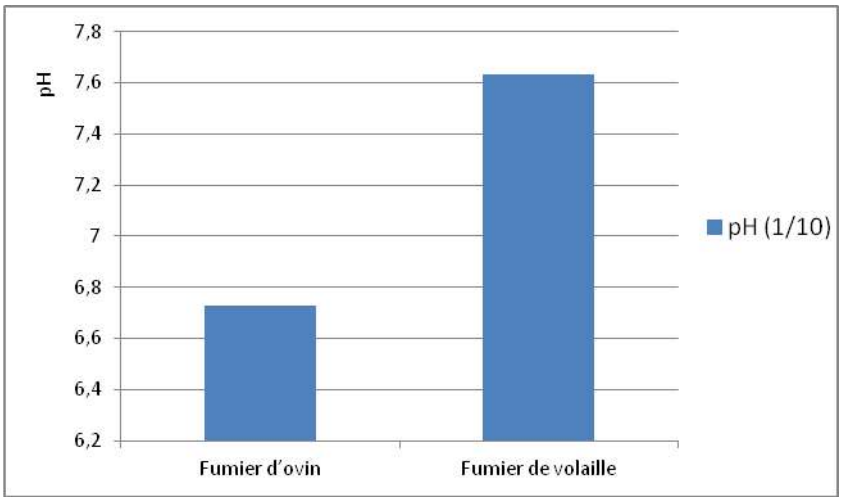


Figure 12 : Variation de pH des fumiers

2.2. Salinité

Nous remarquons d'après la figure 13, qui représente la variation de la salinité des fumiers que, la conductivité électrique de fumier d'ovin (2,17 mS/cm) est moins élevée par rapport à celle du fumier de volailles (3,20 mS/cm). Mais les deux CE restent élevées par rapport aux normes requises (entre 0,5 et 2,0 mS/cm), rapportées par Morel et al., (2000) in M'Sadak et al. (2017).

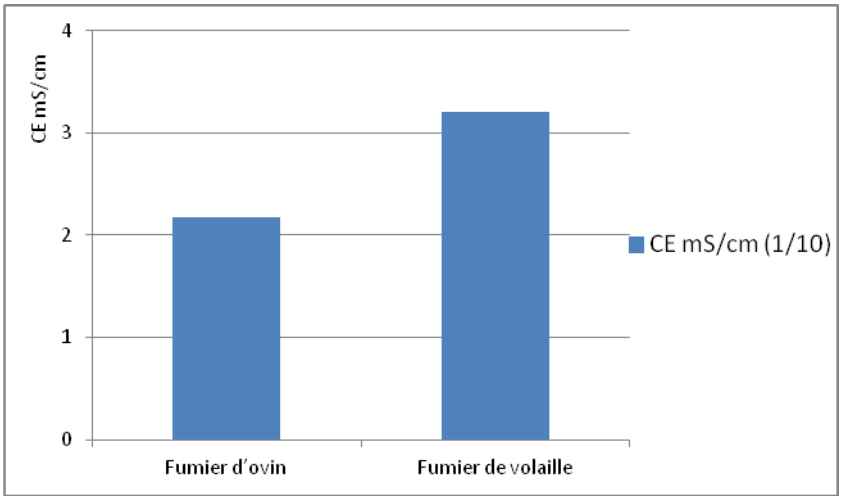


Figure 13 : Variation de la salinité des fumiers

2.3. Carbone organique

Le taux de carbone organique dans les fumiers est calculé d'après la formule suivante : CO % = MO / 2 ; où le facteur 2 est plus approprié que le facteur 1,724 pour évaluer le contenu en C des engrais et amendements organiques à partir de leur teneur en matière organique (Giroux et Audesse, 2004). D'après la figure 14 qui représente la variation du taux de carbone et de matière organique dans les fumiers, les taux de matière organique de deux fumiers sont importants (ovin : 65,2 % et volaille : 52,22%). Donc la teneur en MO dans le fumier d'ovin est plus importante que celle dans le fumier de volaille.

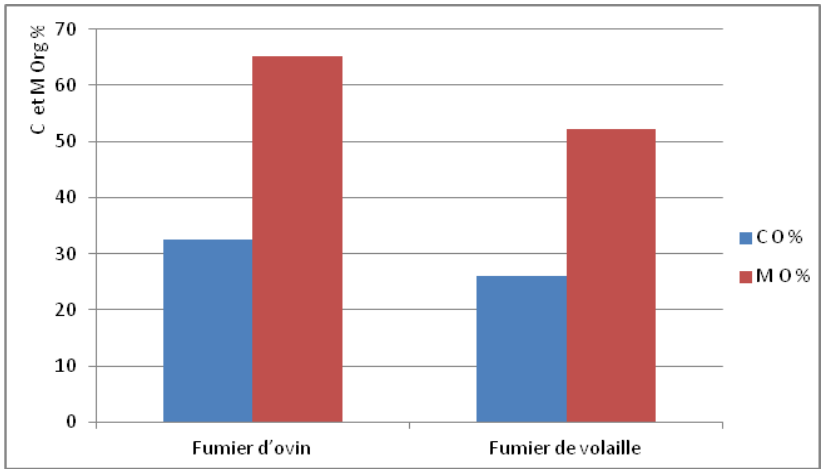


Figure 14 : Variation de taux de carbone et de matière organique dans les fumiers

2.4. Azote total et rapport C/N

Dans le fumier solide, l'azote (N) s'y retrouve principalement sous forme organique : de 85 à 90 % (N'Dayegamiye et Seydoux, 2008), et d'après la figure 15, la teneur en azote total dans le fumier de volaille est plus importante que celle dans le fumier d'ovin, (2,23 %) et (1,8 %) respectivement.

La vitesse de minéralisation de l'azote organique des fumiers varie avec le type d'amendement, particulièrement son rapport avec le carbone (C/N). Dans notre cas ; les deux fumiers ont des C/N se situant entre 10 et 25, donc l'azote est facilement minéralisable, et plus rapidement utilisable par les cultures, et par conséquent, plus efficace (N'Dayegamiye et Seydoux, 2008).

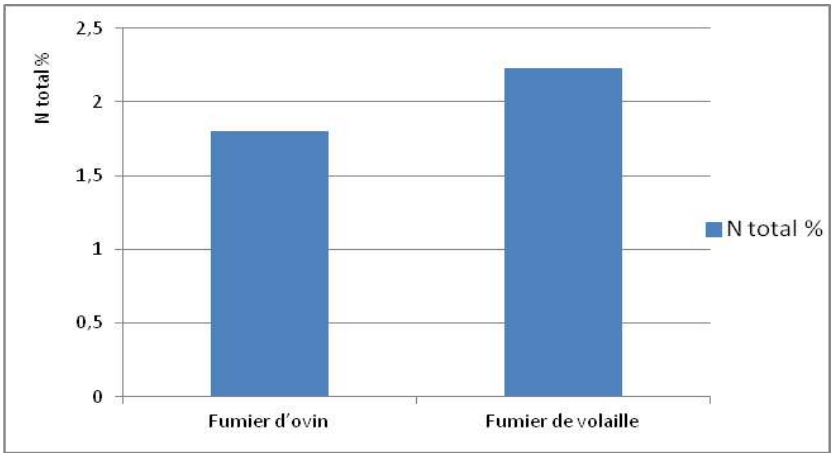


Figure 15 : Variation des taux de l'azote total dans les fumiers

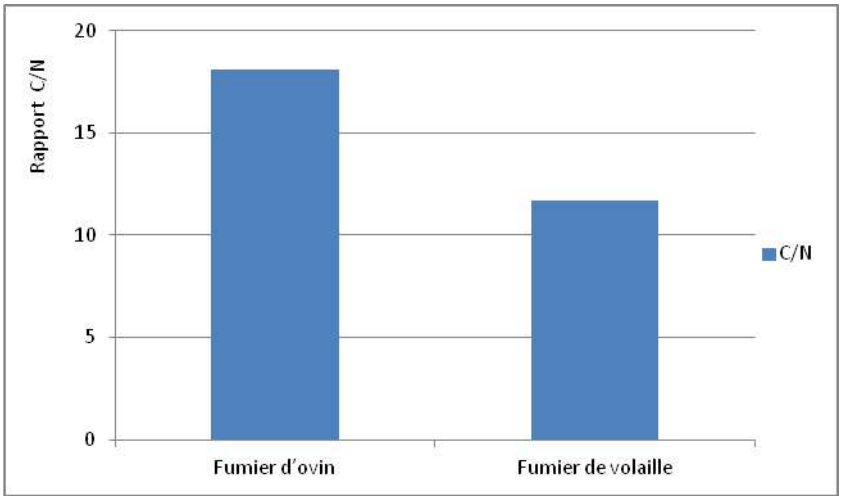


Figure 16 : Variation de rapport C/N des fumiers

2.5. Phosphore total

Le phosphore du fumier est surtout sous forme organique, de 50 à 70 % de ce phosphore devient disponible aux plantes durant la saison de croissance (Weill et Duval, 2009). D'après la figure 17, on remarque que le taux de phosphore dans fumier de volaille (P_2O_5 = 4,156 %) qui est assimilable par la plante est très important par rapport à celui en fumier d'ovin (P_2O_5 = 0,597 %).

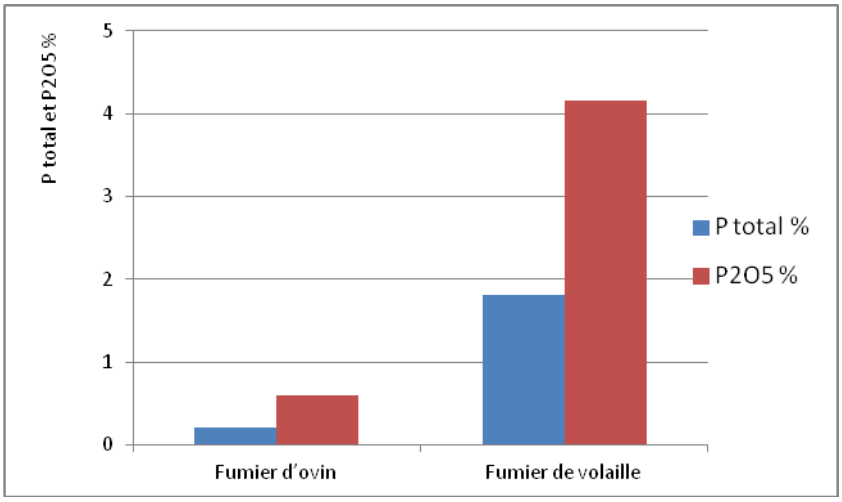


Figure 17 : Variation des taux de phosphore dans les fumiers

2.6. Potassium total

Nous remarquons d'après la figure 18, qui représente la variation des taux de potassium dans les fumiers que la valeur de potassium assimilable pour la plante en fumier de volaille (K_2O = 2,490 %) est très important par rapport à celle en fumier d'ovin (K_2O = 0,646 %). Aussi, Weill et Duval (2009) rapportent que le potassium du fumier est principalement sous forme minérale et il est immédiatement disponible pour les plantes.

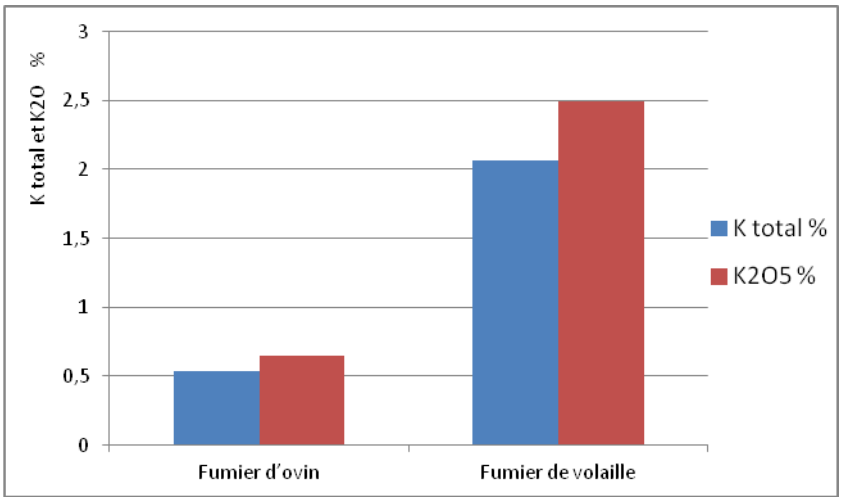


Figure 18 : Variation des taux de potassium dans les fumiers

3. Conclusion

Les fumiers étudiés sont neutres, avec une teneur en matière organique généralement élevée, ils sont salés surtout le fumier de volaille. Les deux fumiers ont u rapport C/N se situant entre 10 et 25, donc l'azote est facilement minéralisable et plus rapidement utilisable par les cultures. Concernant les éléments fertilisants majeurs NPK ; le fumier de volaille est plus riche et plus salé que le fumier d'ovin.

Chapitre VIII

Impact de l'hydro-halmorphie sur le carbone organique du sol

CHAPITRE VIII. IMPACTS DE L'HYDRO-HALOMORPHE SUR LE CARBONE ORGANIQUE DU SOL

1. Introduction

La méthode la plus ancienne et la plus simple pour évaluer l'activité globale de la microflore consiste à mesurer la minéralisation du carbone et de l'azote en conditions contrôlées, proches de l'optimum biologique. Dans la pratique, les échantillons de sol sont incubés durant 28 jours à 28°C et à une teneur en eau voisine de la capacité au champ (Chaussod 2001).

Ce chapitre traite les résultats des analyses des sols après de terminer l'essai. On a étudié l'effet de la salinité des eaux d'irrigation sur la minéralisation de la matière organique.

2. La qualité des sols à la fin de l'essai

Les résultats obtenus à partir de l'analyse des sols à la fin de l'expérience sont présentés dans le tableau VIII 1, et les figures 19, 20 et 21.

2.1. pH et salinité des sols

À la fin de l'expérience, le pH et la CE des sols ont augmenté après incubation par rapport au sol de départ et au témoin, cette augmentation du pH n'était pas liée à la CE de l'eau d'irrigation (statistiquement non significative). L'augmentation de la CE des sols à la fin de l'expérience pourrait être attribuée soit à l'accumulation de sels solubles de l'eau d'irrigation (Provin et Pitt 2001, Mahdy 2011), soit à la décomposition de la matière organique dans ces sols (Provin et Pitt, 2001).

La teneur du sol en calcaire total ($CaCO_3$) est de 27,76 % ; ce qui explique l'alcalinité de ces sols (Chhabra, 2002, Ghafoor et al., 2001). La teneur en argile dans le sol utilisée dans cette étude est de 11,42%, les valeurs de la CE (1/5) à la fin de l'expérience varient entre 0,264 et 0,831 ($dS.m^{-1}$). Selon la classification de Shaw (1999) in (Hazelto et Murphy, 2007), ces niveaux de salinité des sols sont classés comme moyens pour le témoin (T), élevés pour Mg3, Mg6, Mg9, Ca3, Na3 et Na6, et très élevés pour Ca6, Ca9 et Na9.

2.2. Matière organique des sols

Au contraire, le taux de carbone organique diminue dans les sols à la fin de l'essai, or cette diminution n'est pas statistiquement significative.

Tableau VIII 1 : résultats d'analyse des sols à la fin de l'expérience.

	pH (1/2.5)	CE (dS//m) (1/5)	C Org (%)	M O (%)
T	7,51	0,264	1,106	1,958
Mg 3	8,15	0,538	1,039	1,840
Mg 6	7,94	0,394	0,784	1,389
Mg 9	7,75	0,587	0,805	1,425
Ca 3	7,75	0,463	1,241	2,197
Ca 6	7,66	0,718	0,824	1,458
Ca 9	7,93	1,006	0,995	1,761
Na 3	7,90	0,397	0,766	1,355
Na 6	7,71	0,597	1,067	1,888
Na 9	7,53	0,831	1,383	2,448

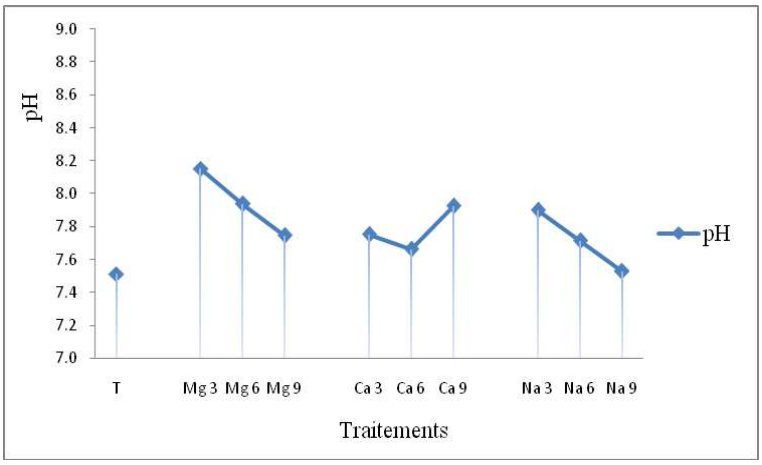


Figure 19 : pH des sols à la fin de l'expérience.

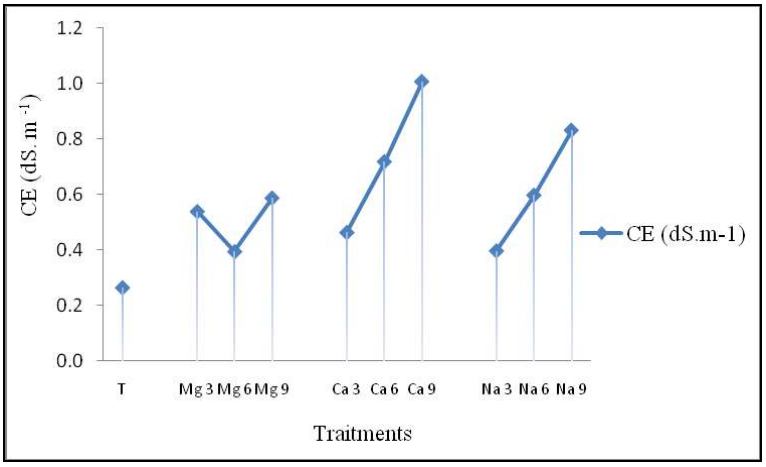


Figure 20 : CE (salinité) des sols à la fin de l'expérience.

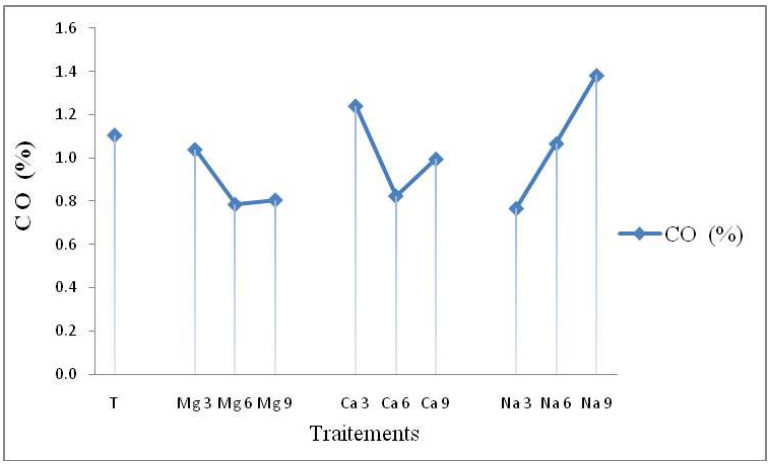


Figure 21 : Carbone organique des sols à la fin de l'expérience.

3. Effet de la salinité de l'eau d'irrigation sur le CO_2 dégagé par le sol

Les résultats des pertes cumulées de CO_2 en tant qu'indice de taux de minéralisation du carbone organique sur une période de 70 jours (figure 22) ; indiquent que le taux d'évolution du CO_2 a diminué avec l'augmentation de la salinité de l'eau d'irrigation représentée par les valeurs de conductivité électrique (CE), ceci se manifeste plus dans la (figure 23), où la quantité de CO_2-C libérée par le témoin est plus élevée que celle des autres traitements. L'analyse de variance montre que la quantité de CO_2-C libérée par le sol n'a observée aucune variation significative en raison de l'irrigation par les solutions de sel jusqu'au 56ème jour de l'incubation, mais il était significativement différent pendant le dernier jour de l'incubation.

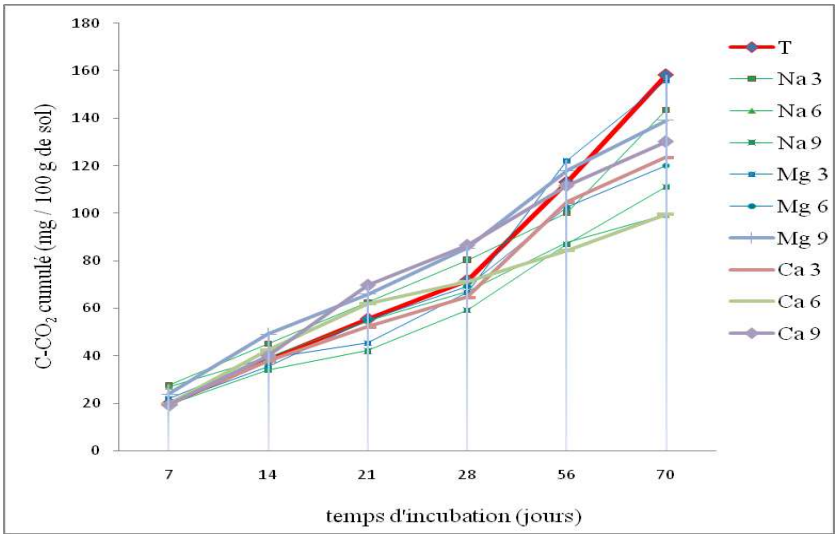


Figure 22 : Pertes accumulatives de CO_2 pendant une période de 70 jours.

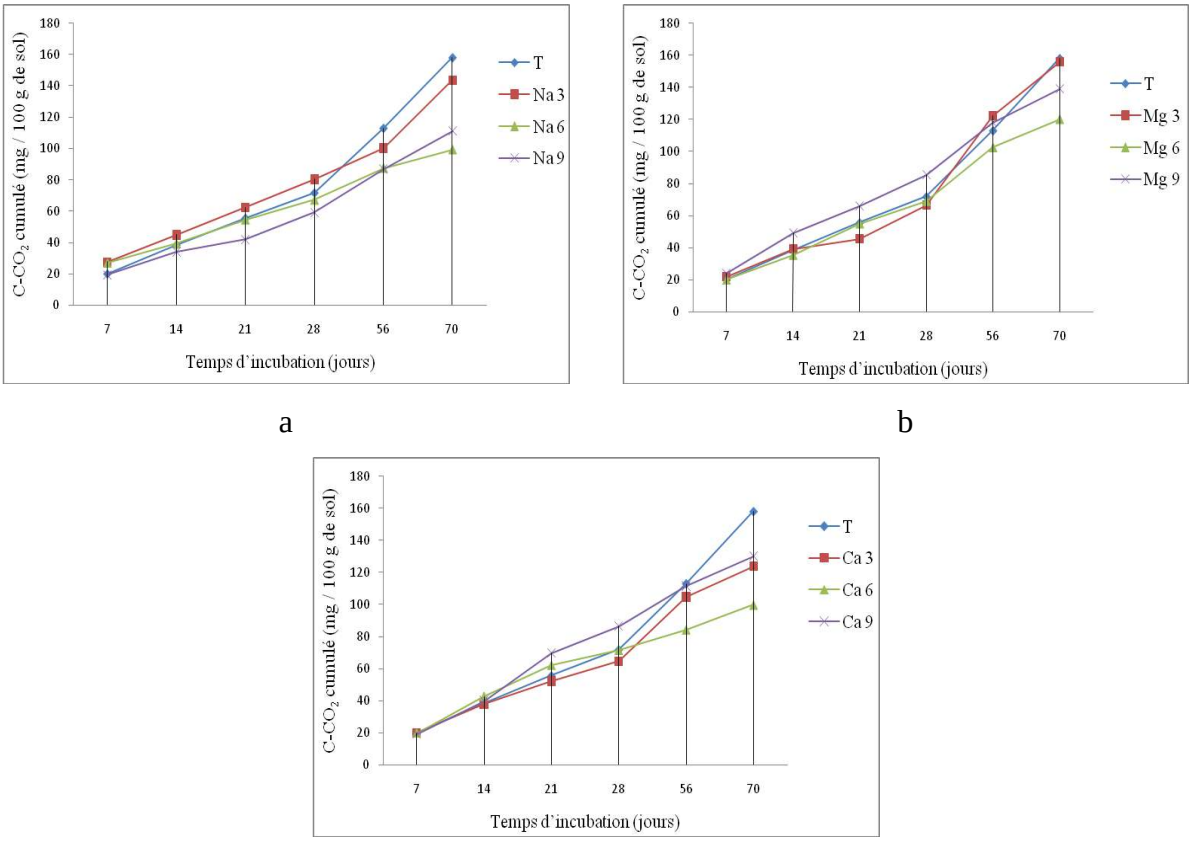


Figure 23 : Effet de type de sel sur le taux de CO_2 dégagé par le sol : NaCl (a), $MgCl_2$ (b), et $CaCl_2$ (c)

L'augmentation de la CE des sols à la fin de l'expérience pourrait être attribuée soit à l'accumulation de sels solubles de l'eau d'irrigation (Provin et Pitt 2001, Mahdy 2011), soit à la décomposition de la matière organique dans ces sols (Provin et Pitt 2001).

La minéralisation du carbone organique diminue avec l'augmentation de la salinité de l'eau d'irrigation (figure 24), où la salinité a provoqué des réductions des taux de CO_2 dégagés par rapport au témoin irrigué avec l'eau distillée respectivement de 1,5 ; 9,2 ; 12 ; 17,8 ; 21,9 ; 24,1 ; 29,8 ; 37 et 37,2 % dans le sol irrigué avec Mg3, Na3, Mg9, Ca9, Ca3, Mg6, Na9, Ca6 et Na6. Le même résultat a été observé par Malik et Azam (1979), qui ont trouvé que les sols artificiellement salinisés en ajoutant un mélange de sels ont contribué à réduire la vitesse de minéralisation du carbone. Walpola et Arunakumara (2010) ont également montré dans des essais d'incubations en laboratoire des deux types de sol (sols salins et non salins) combinées à trois types de fumier (fumier de volaille, fumier d'ovin et fumier de bovin) pendant 70 jours, que la salinité a entraîné une réduction des taux d'évolution du CO_2 de 43, 24 et 6% respectivement pour le fumier de volaille, le fumier d'ovin et le fumier de bovin.

Cette diminution de l'évolution du CO_2 a été attribuée à une faible activité microbienne des sols salins. De nombreuses études ont confirmé les effets négatifs de l'augmentation de la salinité sur les activités microbiennes du sol (Mallouhi, 1989, Rietz et al., 2001, Wong et al., 2009) ces dernières peuvent être aussi possiblement liés à l'alcalinité du sol (Rietz et al., 2001). De plus, les fortes concentrations de sels solubles affectent les microorganismes via deux mécanismes : l'effet osmotique et les effets ioniques spécifiques, où les sels solubles augmentent le potentiel osmotique de l'eau du sol, tirant l'eau des cellules qui peuvent tuer les microorganismes du sol par la plasmolyse (Oren, 1999), et à des concentrations élevées, certains ions, dont le Na^+, le Cl^- et le HCO_3^- sont toxiques pour de nombreux microorganismes (Yan et al., 2015, Rath et al., 2016). Au contraire, Saviozzi et al., (2011) qui ont incubé un sol d'origine non saline et salinisé à différentes concentrations de NaCl ont trouvé que les concentrations croissantes de sel, jusqu'à une CE de 4 $dS.m^{-1}$ ont conduit à l'augmentation de la respiration du sol, indiquant que la communauté microbienne plus petite et plus stressée était physiologiquement plus active et utilisait moins efficacement de substrat. Aussi Lijuan et al., (2017) ont observé que les activités métaboliques microbiennes étaient fortement restreintes dans les sols irrigués avec l'eau salée, mais la richesse et la diversité bactérienne du sol augmentaient avec la salinité de l'eau d'irrigation.

4. Effet de type des sels sur le CO_2 dégagé par le sol

La diminution de la minéralisation du carbone dans les sols irrigués par les solutions de NaCl était la plus importante par rapport aux deux autres sels ($CaCl_2$ et $MgCl_2$) (Figure 24), dont les teneurs élevées en sodium entraînent une destruction de la structure du sol due au manque d'oxygène, qui devient incapable d'assurer la vie microbienne dans ces sols (Silva et Fay, 2012). En ce qui concerne la toxicité ionique de certains sels, Rath et al., (2016) ont conclu que cette toxicité ne pouvait être observée que pour la respiration, qui était moins inhibée par les sels de SO_4^{2-} que par les sels de Cl^-.

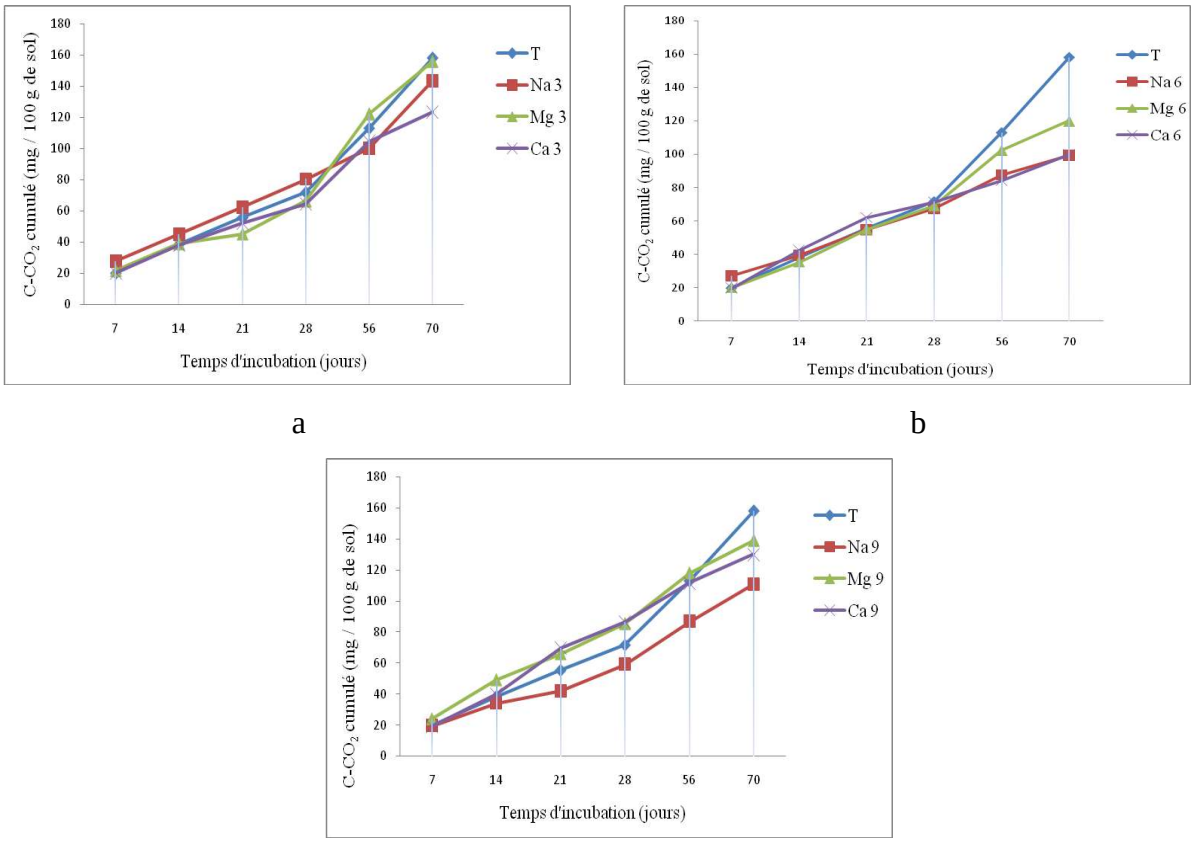


Figure 24 : Effet de la salinité de chaque type de sel sur le taux de CO_2 dégagé par le sol : CE= 3 $dS.m^{-1}$ (a), b/CE= 6 $dS.m^{-1}$ (b), et CE= 9 $dS.m^{-1}$ (c)

5. Conclusion

L'effet de la salinité des eaux d'irrigation artificiellement salinisés avec des sels de différentes qualités avec différentes doses (trois sels NaCl, $CaCl_2$, et $MgCl_2$, avec trois conductivité électrique 3, 6 et 9, et ils sont comparés avec un témoin : eau distillée) ; sur la minéralisation du carbone organique du sol non salé, révèle que : à la fin de l'expérience, le pH et la CE des sols ont augmenté après incubation par rapport au sol de départ et au témoin, où le sol non salé est devenu salé après 70 jours d'incubation, c'est l'équivalent presque d'une année sur terrain. Aussi les résultats de CO_2 dégagé par la minéralisation du carbone organique de sol sur une période de 70 jours indiquent que leur taux d'évolution a diminué avec l'augmentation de la salinité de l'eau d'irrigation représentée par les valeurs de conductivité électrique.

Chapitre IX
Impact des amendements organiques sur l’halomorphie des sols

CHAPITRE IX. IMPACT DES AMENDEMENTS ORGANIQUES SUR L'HALOMORPHIE DES SOLS

1. Introduction

Les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols salés sont améliorées par l'application des amendements organiques (Wong et al., 2009, Diacono et Montemurro, 2015), ce qui améliore la croissance et le développement des plantes (Wong et al., 2009).

Ce chapitre traite l'effet de la minéralisation de la matière organique apportée par les fumiers sur les propriétés chimiques des sols salés. En outre, il traite aussi leur effet sur le poids de la matière sèche aérienne du ray-grass anglais.

2. Effet de la température de l'air et de l'amendement organique sur la température du sol

Une profondeur de 10 cm a été choisie pour les températures du sol parce que la plupart des processus de leur écosystème se produisent dans les couches supérieures (Buringh, 1984). Les valeurs de température sont les moyennes entre les températures des sols prélevés durant chaque mois (en moyenne/environ 10 prélèvements par mois). Les résultats montrent que la température du sol augmente avec l'augmentation de la température de l'air (figure 25) :

temp sol = temp air*1,7283 -25,019 (R^2 = 0,9467)

Aussi, la température du S0 (sol prélevé sur une parcelle non cultivée préalablement) est presque toujours supérieure à celle du S1 (sol prélevé sur une parcelle préalablement cultivée) (Figure 26). Les résultats de l'analyse de variance montrent que le type des fumiers et leurs doses ont à un effet significatif sur la température du sol. Effectivement, la température des sols amendés par le fumier d'ovin est supérieure à celle des sols amendés par le fumier de volaille (annexe 4).

Zheng et al., (1993) ont obtenus les mêmes résultats concernant la dépendance des températures du sol et de l'air ; leurs résultats montrent de fortes relations entre les températures quotidiennes moyennes de l'air et les températures quotidiennes du sol observées à la profondeur de 10 cm ; les valeurs de R^2 allaient de 0,86 à 0,97. Ceci peut être expliqué par le fait que les deux températures de l'air et du sol sont déterminées par le bilan énergétique à la surface du sol.

La différence de température entre les traitements est expliquée par l'effet de l'intensité de l'activité microbienne dans chaque traitement, puisque la décomposition de la matière organique est une réaction d'oxydation par les micro-organismes du sol qui produit du CO_2, de l'eau, et de l'énergie, donc la monter en température du sol grâce à l'énergie dégagée par cette réaction (Université Nice-Sophia Antipolis et L'UOH, 2008). Dans notre étude la température du S0 est presque toujours supérieure à celle du S1, ce qui est confirmé par les résultats des taux de matière organique présentés ci-après.

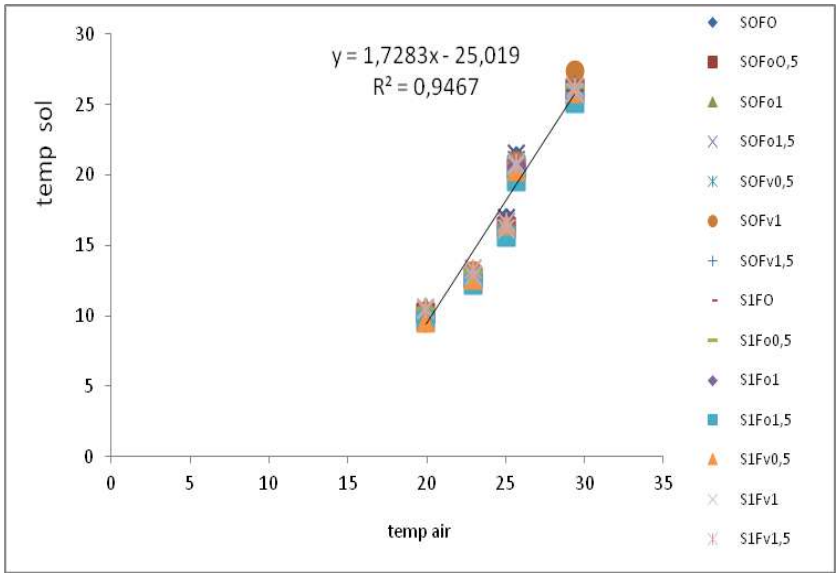
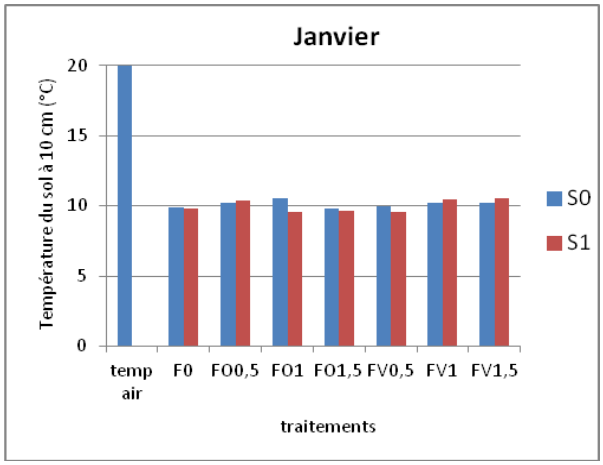
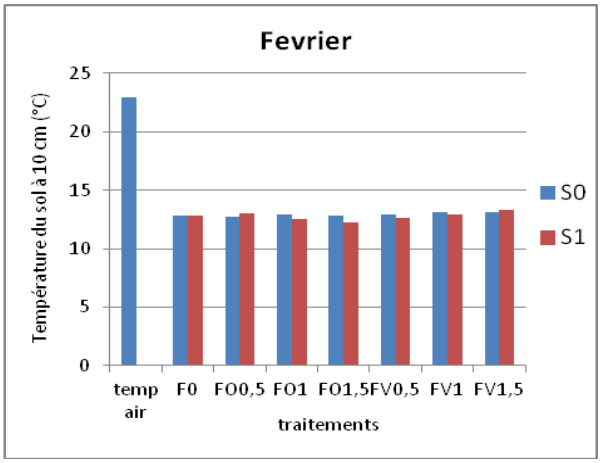


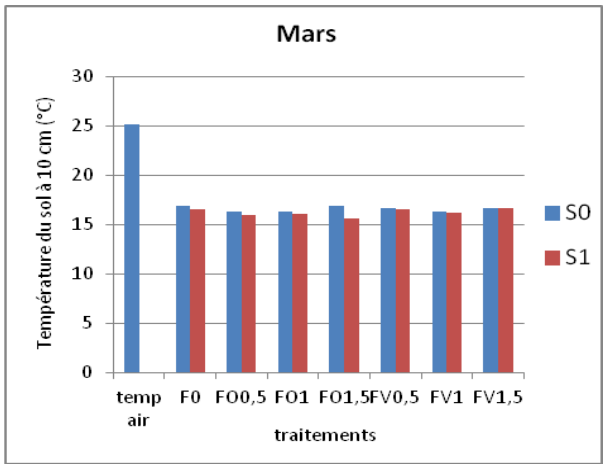
Figure 25 : Impact température de l'air sur la température du sol.



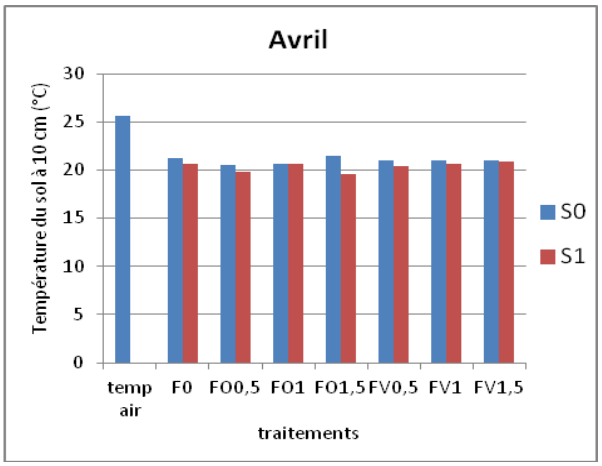
(a)



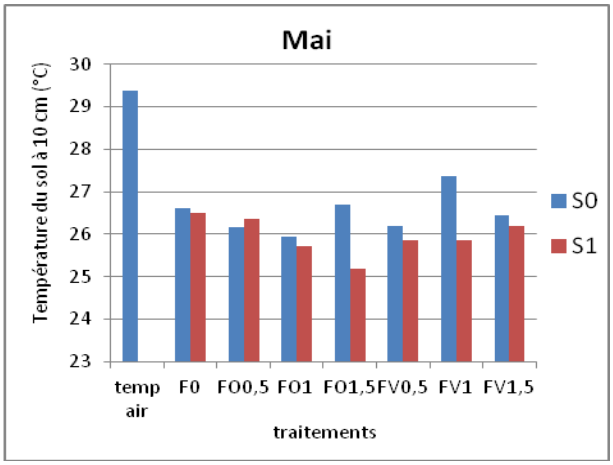
(b)



(c)



(d)



(e)

Figure 26 : Evolution de la température du sol sous l'effet de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol des mois de: janvier (a), février (b), mars (c), avril (d), et mai (e).

3. Effet de l'amendement organique sur la matière sèche du Ray grass anglais

Généralement, d'après les figures 27 et 28, qui représentent l'évolution de la quantité de la matière sèche aérienne en fonction du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol; le sol S0 a enregistré une quantité de matière sèche supérieure à celle du sol S1. L'analyse de variance montre que la différence entre les différents traitements est significative (annexe 5) ; où le poids le plus élevé est enregistré avec le traitement Fv1 (fumier de volaille avec la dose 2,8 $gC.kg^{-1}$) pour les deux coupes et pour les deux sols S0 et S1, alors que la quantité la plus faible dans le sol S0 est enregistrée avec le traitement Fo pour les deux coupes. Concernant le sol S1, le traitement Fo 0,5 (fumier d'ovin avec la dose 1,4 $gC.kg^{-1}$) a présenté la quantité la plus faible pour la coupe 1 du mois d'Avril ; et le traitement Fo1,5 (fumier d'ovin avec la dose 4,2 $gC.kg^{-1}$) pour la coupe 2 de Mai. Donc, on peut conclure que pour les sols salés, l'augmentation de la quantité de fumier de volaille au-delà de la dose 1 provoque la diminution de la matière sèche aérienne de ray-grass anglais.

Le ray-grass anglais a des exigences élevées en ce qui concerne la température et la disponibilité en eau, donc les sols frais et plutôt lourds ont un effet positif sur leur croissance, pour autant qu'il n'y ait pas d'excès d'humidité ou de sécheresse, ses besoins en éléments nutritifs sont élevés, en particulier en azote, pour valoriser au mieux le potentiel de production de cette graminée (Suter et al., 2012). L'analyse de ces donnés confirme que la matière sèche la plus élevée est enregistrée d'après la dose Fv1, de raison que le fumier de volaille contient une quantité plus élevée en azote total par rapport au fumier d'ovin.

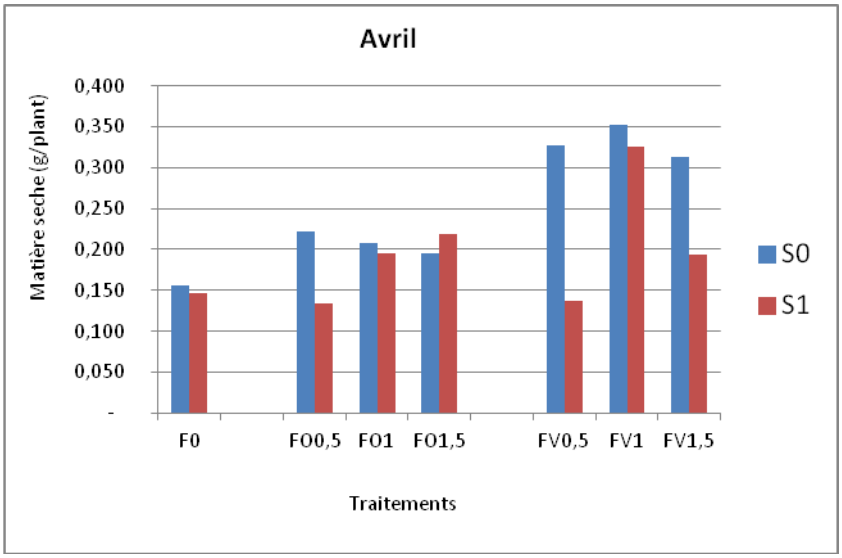


Figure 27 : Evolution de la matière sèche aérienne en fonction du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol (coupe 1 : 15 Avril 2017).

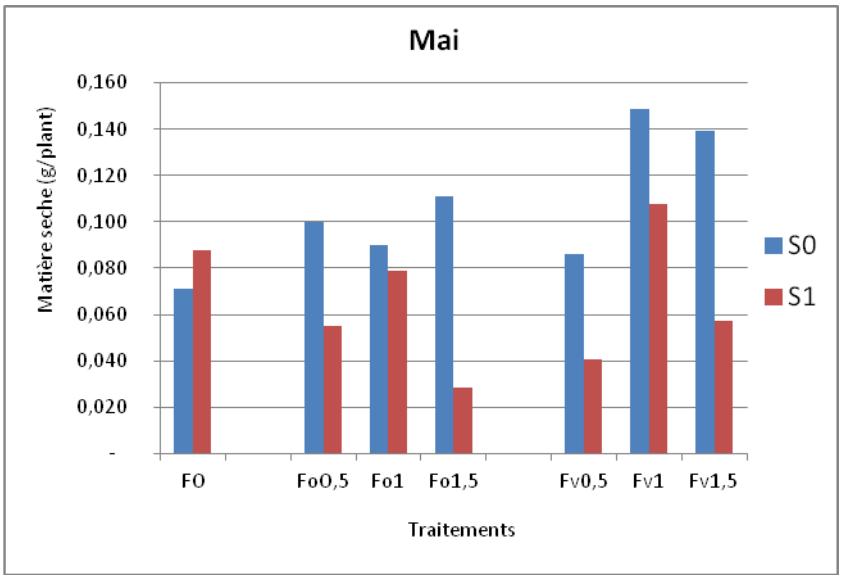


Figure 28 : Evolution de la matière sèche aérienne en fonction du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol (coupe 1 : 15 Mai 2017).

4. Effet de l'amendement organique sur les caractéristiques des sols

4.1. pH

Tous les pH du sol de tous les traitements selon Bruce et Rayment, (1982) in (Hazelto et Murphy, 2007), étaient de type modérément alcalin (entre 7,8 et 8,4). Nous remarquons d'après les figures : 29 et 30, qui représentent l'impact du type et de la quantité de fumier et

de la salinité du sol sur le pH, que le pH du sol S0 est supérieur à celui du S1, aussi le pH des sols amendés par le fumier de volaille est supérieur à celui des sols amendés par le fumier d'ovin ; pour les deux prélèvements. L'analyse de variance montre que la différence entre les différents traitements est significative (annexe 6) ; avec un seul groupe, où le pH du témoin est toujours supérieur à celui des sols amendés avec le fumier d'ovin et inférieur à celui des sols amendés avec le fumier de volaille. Concernant le dernier prélèvement ; pour les sols amendés avec le fumier d'ovin, le pH a diminué avec l'augmentation du taux de fumier. Cependant, pour les sols amendés avec le fumier de volaille le pH a augmenté avec l'augmentation de la dose du fumier.

L'augmentation du pH du sol amendé par le fumier de volaille par rapport à celui du sol amendé par le fumier d'ovin, peut être expliquée par que le pH de fumier d'ovin (6,73) est inférieur à celui de fumier de volaille (7,63). D'autre part, et d'après Marlet et Job, (2006) ; dans un sol alcalin, la dissolution rapide de minéraux carbonatés est susceptible d'entraîner une forte augmentation de pH et la dissolution de la matière organique, où le sol S0 (7,83) un peu plus alcalin que le sol S1 (7,78).

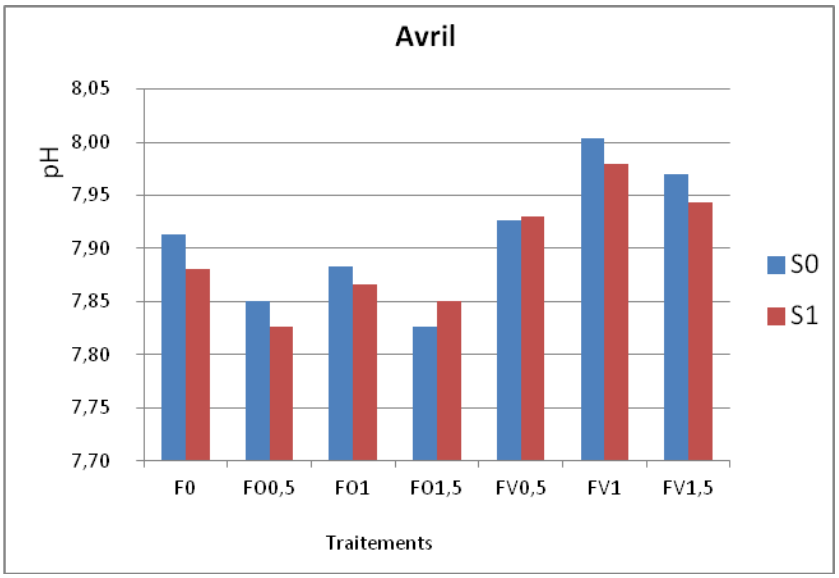


Figure 29 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le pH (prélèvement 1 : 15 avril 2017).

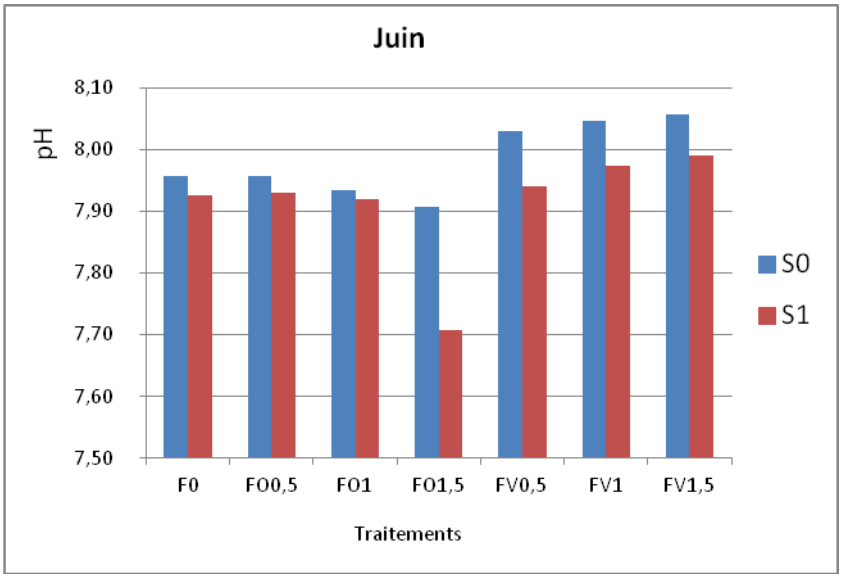


Figure 30 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le pH (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

4.2. Conductivité électrique des sols

Les résultats de la CE obtenus au prélèvement du 15 Avril (figure 31) et d'après l'analyse statistique qui indique un effet significatif des différents traitements, montrent que concernant le sol S0 ; la CE des sols augmente avec l'augmentation des taux de fumier, mais pour le sol S1 ; la CE la plus élevée est enregistrée par le traitement Fo1 (fumier d'ovin avec la dose 2,8 $gC.kg^{-1}$), et la plus faible en traitement Fo1,5 (dose 4,2 $gC.kg^{-1}$ DE fumier d'ovin).

En ce qui concerne le prélèvement du mois de Juin (figure 32); la CE de tous les traitements du sol S0 est inférieurs à celle des traitements du sol S1, et la CE la plus élevée est obtenue par le traitement Fv 0,5 pour les deux types de sol. L'analyse statistique indiquent clairement un effet significatif sur la CE (annexe 7), où les deux traitements : S0Fo (CE = 5,37 $dS.m^{-1}$) ; et S1Fo0,5 (CE = 6,28 $dS.m^{-1}$) représentent la CE la plus faible concernant les deux types de sols ; cependant, les CE = 6,43 $dS.m^{-1}$ et CE = 7,98 $dS.m^{-1}$ représentent les CE les plus élevées pour les deux types de sols traités S0Fv0,5 et S1Fv0,5 respectivement.

La source de l'augmentation de la salinité des sols peut être les sels qui résultent de la minéralisation de la matière organique (Provin et Pitt, 2001), ou l'accumulation des sels de l'eau d'irrigation (Provin et Pitt, 2001, Mahdy, 2011). Concernant la salinité des sols amendés par le fumier de volaille qui est supérieure à celle des sols amendés par le fumier d'ovin dans les deux types de sol, soit le fumier de volaille est un peu plus salé que le fumier d'ovin, soit

que la vitesse de minéralisation du fumier de volaille dans le sol est plus rapide que le fumier d'ovin, ce qui été confirmé par les résultats de la matière organique.

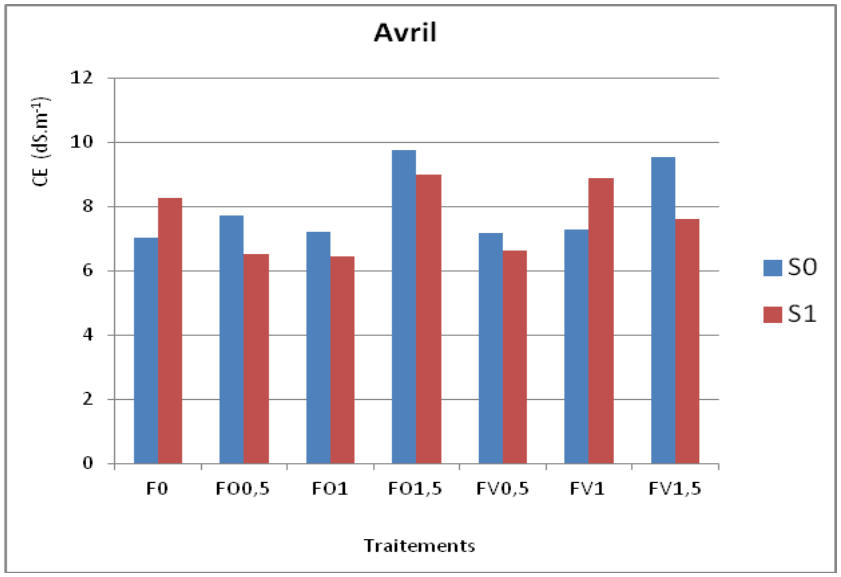


Figure 31 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la CE.

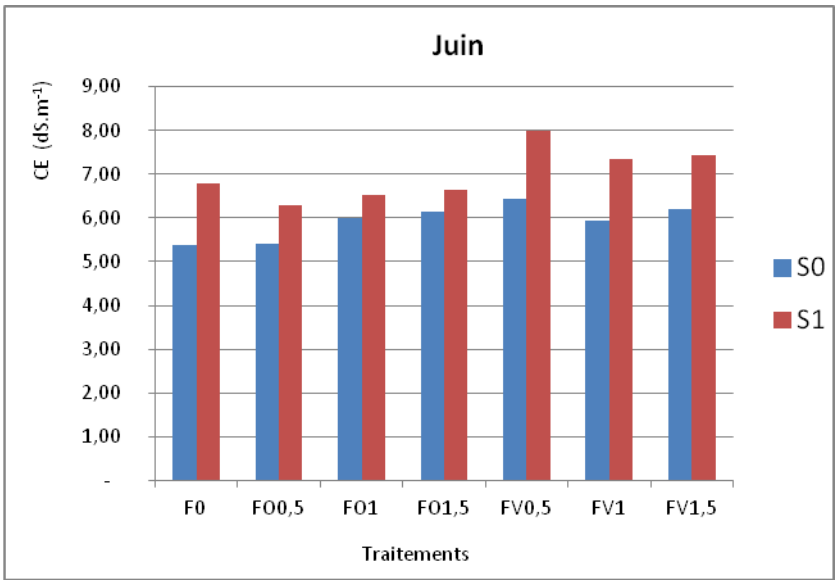


Figure 32 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la CE (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

4.3. Matière organique des sols

Nous remarquons d'après les figures 33 et 34, qui représentent l'évolution de la matière organique sous l'effet du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol respectivement du prélèvement des mois d'Avril et de Juin, que la M O du sol S0 est toujours

inférieure à celle du sol S1. Le type et la dose de fumier ainsi que la salinité du sol ont exercés un effet significatif sur la quantité de matière organique.

Pour le mois de Juin, l'analyse de variance montre un effet significatif entre les traitements exprimé par trois groupes homogènes selon le test Newman et Keuls (annexe 8) ; où le traitement S1Fo1,5 a enregistré la plus grande quantité en M O (1,581 %), il constitue avec les traitements S1Fv1 ; S1Fo1 et S1Fv1,5 le dernier groupe, et le traitement S0F0 a enregistré la plus petite quantité en M O (0,601 %), il constitue avec les traitements S0Fv0,5 ; S0Fo0,5 ; S0Fv1 et S0Fv1,5 le premier groupe. Ces résultats montrent que l'augmentation du taux de fumier ajouté au sol augmente leur contenu en matière organique. Quand on compare chaque traitement à part entre les deux sols, on remarque que la matière organique du sol amendé par le fumier de volaille est toujours inférieure à celle du sol amendé par le fumier d'ovin, et ça confirme les résultats de CE, où la salinité des sols amendés par le fumier de volaille est supérieure à celle des sols amendés par le fumier d'ovin dans les deux types de sol, donc la minéralisation d'un fumier de volaille est plus importante que le fumier d'ovin.

Les deux sols ont un ratio C/N relativement faible (S0= 3,57, et S1= 3,53), dans ce cas les microorganismes ont souvent besoin d'une autre source d'azote minérale extérieure pour utiliser le substrat C du produit organique de façon optimale. Or, après l'amendement de ces sols, et d'après Huber et Schaub (2011), un produit organique avec C/N élevé (> 15-20) peut entraîner un risque de « faim d'azote » pour les plantes, car les micro-organismes du sol utiliseront l'azote du sol disponible pour la minéralisation du produit en question, comme dans le cas du fumier d'ovin, la fourniture d'azote est très faible (rapport C/N= 18,11), alors que le fumier de volaille (rapport C/N= 11,71) fournit une quantité d'azote disponible qui cependant reste faible (2,23 g /100 de fumier), donc c'est pour cette raison que la minéralisation d'un fumier de volaille est plus importante que celle du fumier d'ovin.

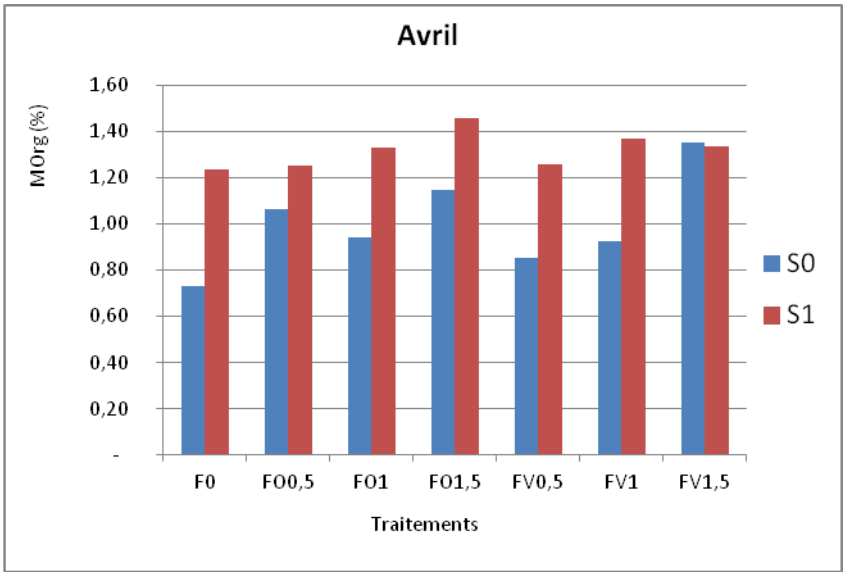


Figure 33 : Impact de type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la M O (prélèvement 2 : 15 avril 2017).

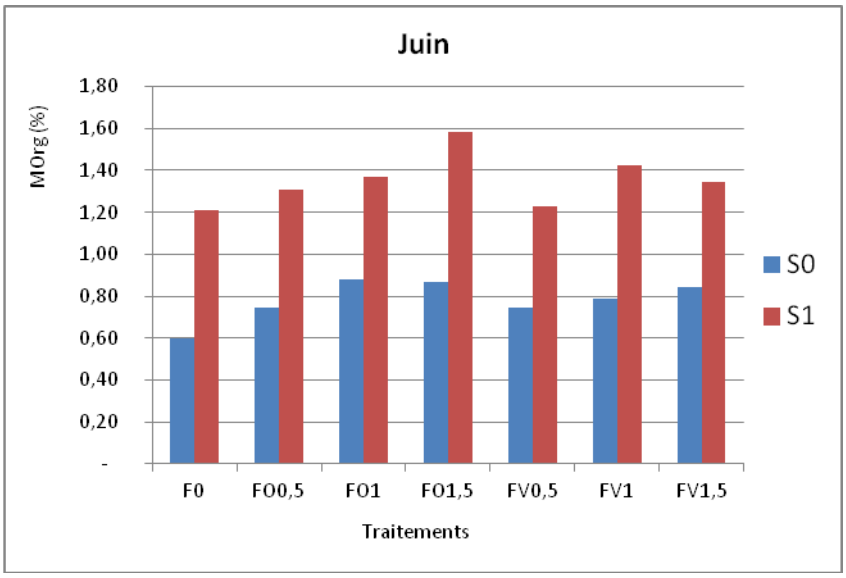


Figure 34 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur la MO (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

Minéralisation de la matière organique

On a calculé le rapport de matière organique minéralisée à la fin de l'expérience sur la matière organique initiale et total (du sol + de fumier), c'est le pourcentage de minéralisation de la M O après 6 mois. La figure 35, représente la relation entre ce taux de minéralisation et la dose de carbone organique apportée par le fumier. D'après cette figure, on remarque que ce pourcentage de minéralisation augmente avec l'augmentation des doses de carbone apportées par le fumier. Aussi on remarque que ce taux de minéralisation de sol S0 est plus élevé que celui de sol S1.

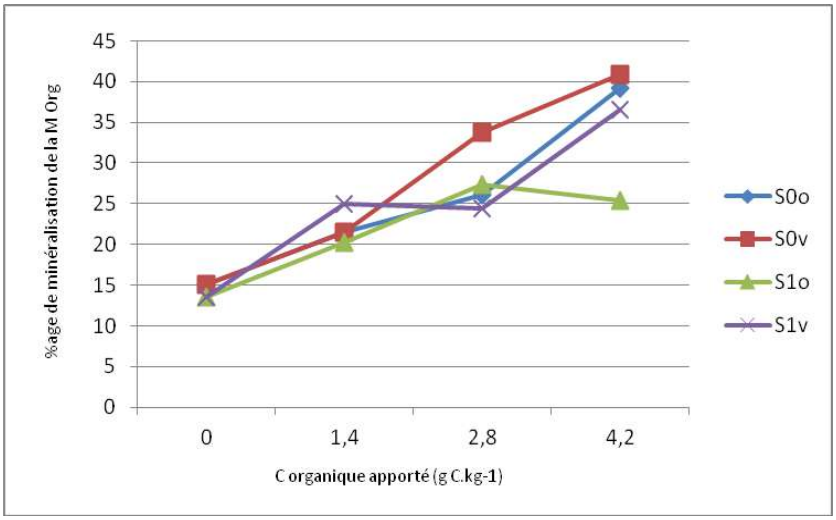


Figure 35 : Matière organique minéralisée à la fin de l'expérience par celle du sol totale initiale (du sol + de fumier) en fonction de la quantité de C organique apporté.

4.5. Sodium soluble

L'évolution du sodium soluble sous l'effet de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol (figure 36), montre que le taux de sodium du sol S0 est plus élevé par rapport à celui du sol S1 ; sauf pour les deux traitements Fv0,5 et Fv1, cependant le traitement S1Fv0,5 a enregistré la quantité la plus élevée en sodium pour tous les prélèvements. Le test de Newman et Keuls a permis d'obtenir un groupe homogène (annexe 9). Le taux de calcaire total dans les sols est de 43,43 % et 37,61 %, respectivement pour S0 et S1. Certains organismes du sol s'attaquent non seulement à la matière organique du sol, mais aussi aux minéraux eux-mêmes. Ils participent à la « bio-altération » : l'altération d'origine biologique des minéraux du sol. Le taux de calcaire total dans le sol S0 est plus élevé par rapport à celui dans le sol S1 ce qui pourrait induire qu'à la fin de l'essai, le sodium du sol S0 était supérieur

à celui du sol S1. Aussi, Hissink en 1939 a montré que des sols alcalisés par submersion marine en Hollande, pouvaient éliminer le sodium par simple action de l'eau de pluie où il se produit un remplacement de Na par le Ca provenant du $CaCO_3$ existant dans le sol (Dabin, 1968).Dans notre cas ce remplacement est plus grand dans le sol S0 où il a un taux plus élevé en calcaire.

Le taux de sodium soluble dans les sols à la fin de l'essai a diminué par rapport à celui dans les sols de départ S0 (14,85 meq/l) et S1 (18,02 meq/l) du à l'effet des amendements organiques. L'ajout de fumier organique peut également augmenter l'absorption sélective et le transport de l'ion K, mais peut également diminuer l'absorption et le transport de l'ion Na vers les pousses des racines (Liang et al., 2003).

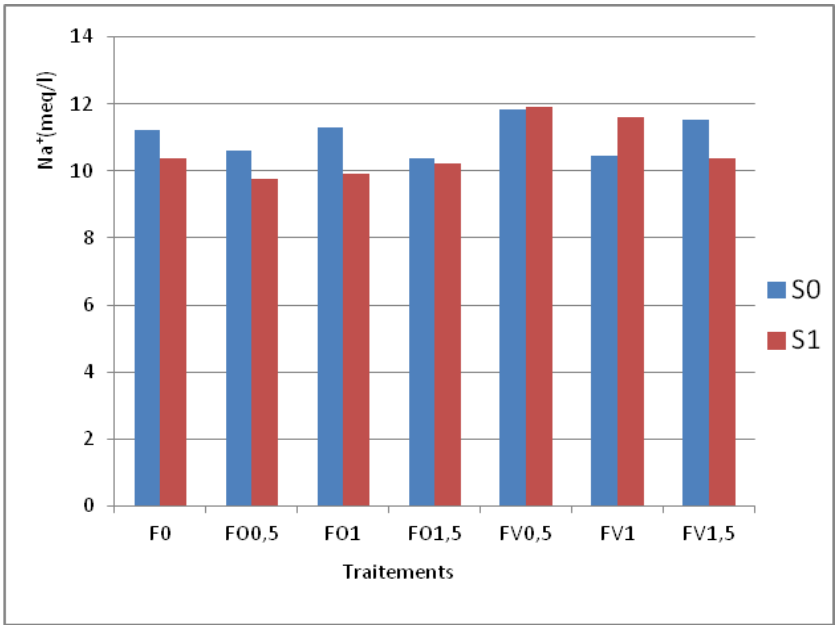


Figure 36 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le sodium (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

4.6. Calcium soluble

Nous remarquons d'après la figure 37, qui représente l'évolution du calcium soluble sous l'effet de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol, que la concentration du calcium dans le sol S0 est inférieure à celle dans le sol S1. L'analyse de variance montre un effet significatif entre les traitements exprimé par un seul groupe homogène selon le test Newman et Keuls (annexe 10) : où le traitement S1Fv1 a enregistré la plus grande quantité en calcium (24 meq/l). Aussi le taux de calcium soluble dans les sols à la fin de l'essai a

augmenté par rapport à celui dans le sol de départ S0 (14,8 meq/l), mais le contraire, il a diminue par rapport à celui dans le sol de départ S1 (25,2 meq/l), où parmi les effets bénéfiques des racines des plantes, l'augmentation de la dissolution de la chaux ($CaCO_3$) en présence de CO_2 provenant de la respiration des racines et de la décomposition de la matière organique (Ghafoor et al., 2001).

Le pH élevé caractérisant les sols salés et alcalins permet la dissolution de la matière organique en donnant une couleur noire, d'où l'apparition du salant noir dans les régions arides sahariennes. Les cations Ca^{++} et Mg^{++} se précipitent, ce qui explique la pauvreté de ces sols en éléments chimiques (Servant, 1970).

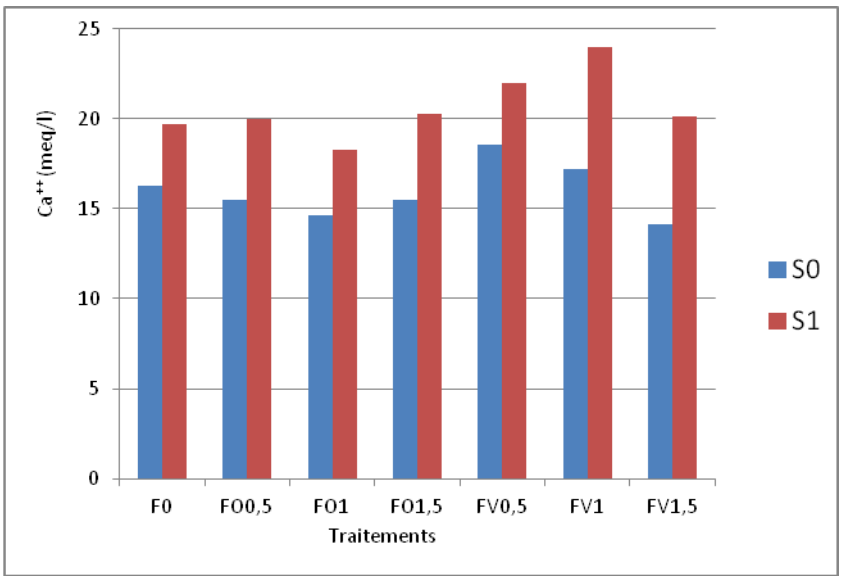


Figure 37 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le calcium (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

4.7. Magnésium soluble

Les résultats de magnésium (figure 38), montrent que le taux de magnésium du sol S0 est inférieure à celui du sol S1 ; sauf pour les traitements : F0 et Fo1,5. Cependant, le taux de magnésium dans les sols à la fin de l'essai, pour le sol S0 a diminue par rapport à celui dans le sol de départ (13,4 meq/l), cependant pour le sol S1, son taux a augmente par rapport à celui dans le sol de départ (5,6 meq/l). Selon Dabin, (1968) lorsqu'on met le sol en contact avec une solution de NaCl, une faible proportion seulement de Na^+ est fixée, la plus grande

partie du sodium reste en solution, une quantité de Ca^{+} et Mg^{+} passe en solution, et est équivalente au Na^{+} fixé.

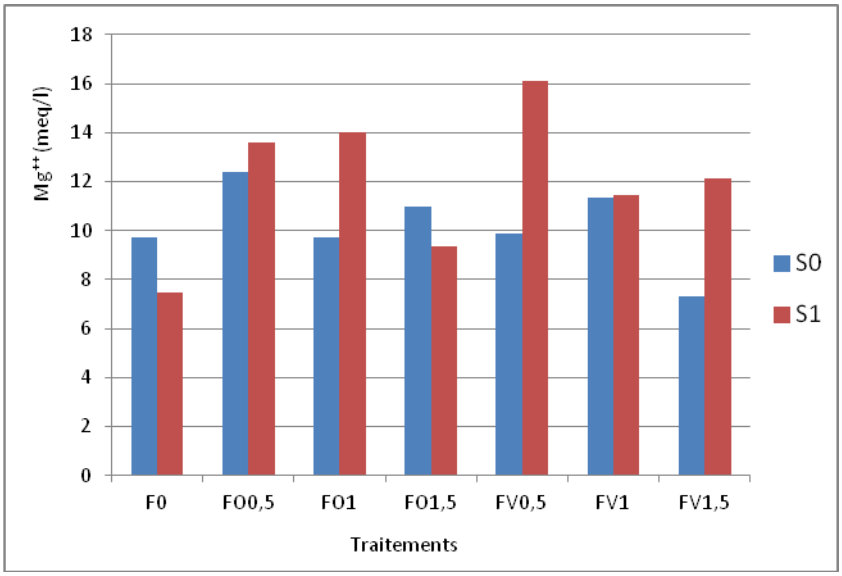


Figure 38 : Impact de type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le magnésium (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

4.8. SAR

D'après la figure 39, qui représente l'évolution du SAR sous l'effet de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol, les valeurs du SAR dans le sol S0 sont supérieures à celles dans le sol S1. L'analyse de variance montre un effet significatif entre les traitements exprimé par un seul groupe homogène selon le test Newman et Keuls (annexe 12) : où le traitement S0Fv1,5 a enregistré la plus grande valeur en SAR (3,537).

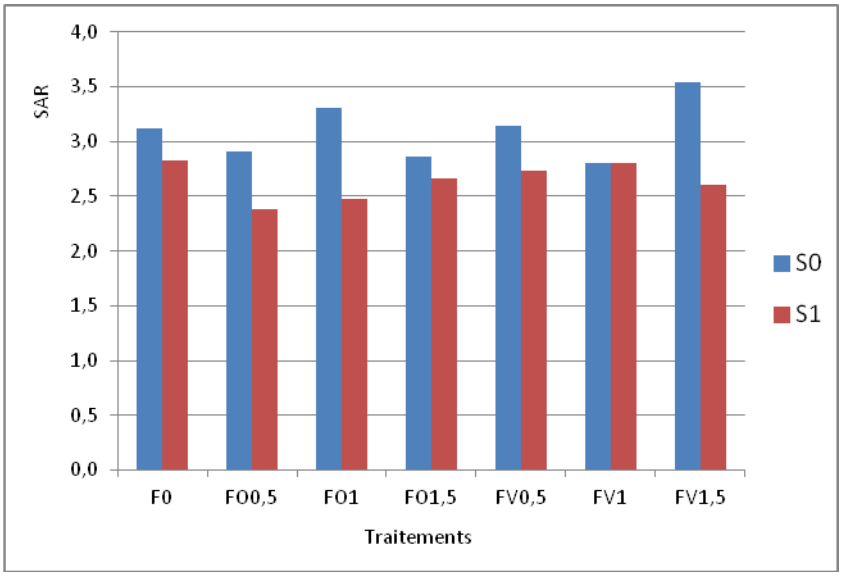


Figure 39 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le SAR (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

4.9. Azote total

L'azote : la plus grande partie de l'azote du sol est sous forme organique, 90 % environ, 10 % correspondant à de l'ammonium fixé sur les minéraux argileux (Calvet, 2003).

Nous remarquons d'après la figure 40, qui représente l'évolution de l'azote total sous l'effet de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol, que le taux de l'azote total dans le sol S0 est inférieur à celui dans le sol S1. L'analyse de variance montre un effet significatif entre les traitements exprimé par un seul groupe homogène selon le test Newman et Keuls (annexe 13) : où les traitements S0Fo1,5 et S1Fo1 ont enregistrés le plus grand taux de l'azote total pour les deux sols (0,215 % et 0,261 %). Aussi, on remarque que le taux d'azote des sols amendés par le fumier d'ovin est supérieur à celui des sols amendés par le fumier de volaille pour chaque type de sol.

Selon les normes d'interprétation de l'azote total de Bruce et Rayment, (1982) in Hazelto et Murphy, (2007), les sols de départ contiennent des taux faible et moyen de l'azote total respectivement pour le S0 (0,112 %) et S1 (0,224 %). Ces taux dans les sols à la fin de l'expérience sont devenus des valeurs moyennes, sauf le traitement S0F0 de taux faible (0,135 %), et S1Fo1 de taux élevé (0,261 %).

C/N de fumier d'ovin et de fumier de volaille sont respectivement de l'ordre de 18,11 et 11,71. Selon les normes de Metson, (1961) in Hazelto et Murphy, (2007), lorsque le rapport

C/N est <10, il est susceptible de la matière organique se décomposer très rapidement, tandis que ces rapports sont de l'ordre de 15-25 indiquent un ralentissement du processus de décomposition, et les chiffres > 25 montrent que la matière organique est «brute» et ne risque pas de se dégrader rapidement, donc c'est pour cette raison, que dans le même sol ; le taux d'azote des sols amendés par le fumier d'ovin est supérieur à celui des sols amendés par le fumier de volaille, malgré ce taux dans le fumier d'ovin (1,8 %) est inférieur à celui dans le fumier de volaille (2,23 %).

Aussi, selon Strong et Mason (1999), la matière organique avec un rapport C/N élevé (>20) bloque l'azote lorsqu'il se décompose, réduisant l'azote disponible pour la culture et ces données confirment que la matière sèche du ray-grass anglais qui est liée à l'alimentation par l'azote dans les sols amendés par le fumier d'ovin est toujours inférieur à celle des sols amendés par le fumier de volaille.

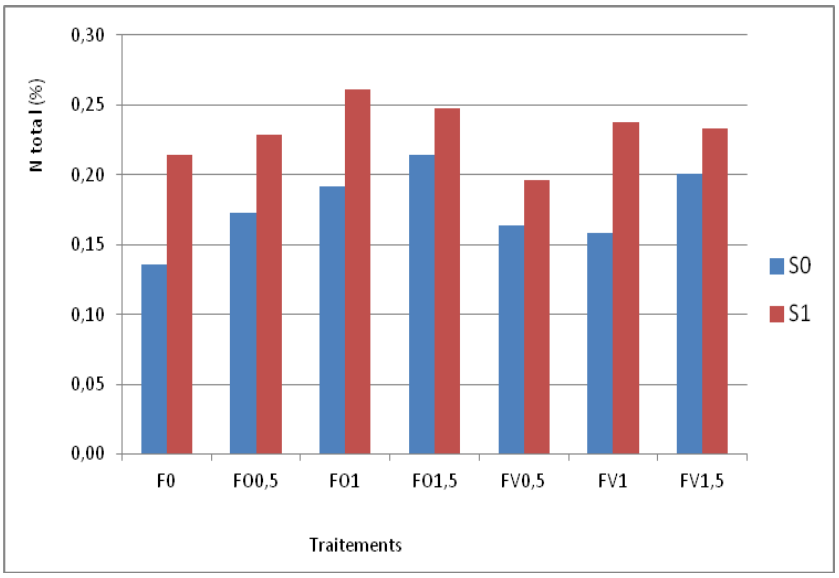


Figure 40 : Evolution de l'azote total sous l'effet du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol

Effet de la salinité de sols sur les pertes en azote

Après avoir soustrait la quantité de l'azote perdu par le sol sans apport de fumier, on a calculé les pertes en N total apporté par le fumier après 6 mois. La figure 41 représente la relation entre ces pertes et la dose d'apport de carbone organique. D'après cette figure on remarque que les pertes en azote total au niveau du S0 sont inférieures à celles au niveau du S1 (S0 : 3,19 $dS.m^{-1}$ qui est moins salé que S1 : 4,66 $dS.m^{-1}$), ce résultat est en contradiction

avec les résultats de McClung et Frankenberger, (1987) dont les études ont été menées pour comparer les taux de minéralisation de l'azote dans des sols artificiellement salinisés (avec : NaC1, $CaC1_2$ et Na_2SO_4) ; aux sols salins et ils ont été lessivés aux mêmes niveaux CE, et ils ont trouvés que la minéralisation de N dans ces sols a été inhibée par l'addition de sel, en particulier avec des chlorures de sodium et de calcium, aussi les études de Akhtar et al., (2012), qui ont étudié l'influence de divers niveaux de salinité de sols (1 , 9 , 17 et 27 $dS.m^{-1}$) sur les transformations en azote (N) du sol salinisé avec des sels de : Na_2SO_4, NaCl, $CaCl_2$ et de $MgCl_2$, leurs résultats ont montré que la salinité inhibait la deuxième étape de la nitrification, provoquant l'accumulation de nitrite (NO_2^-), aussi le niveau de salinité le plus élevé a provoqué l'inhibition de la première étape de la nitrification, laissant plus d'accumulation d'ammonium (NH_4)-N.

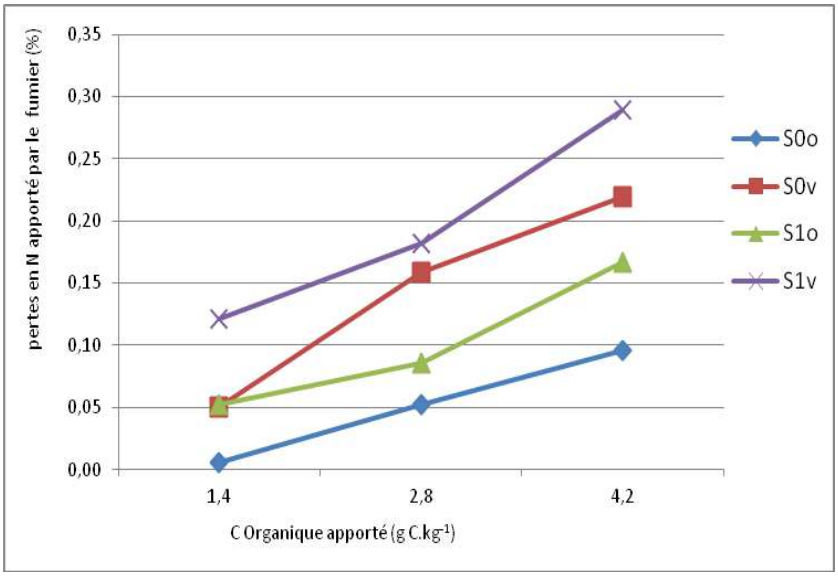


Figure 41 : Perte en N total apporté par le fumier après 6 mois en fonction de la quantité de C organique apporté.

4.10. Phosphore assimilable

Seule une petite fraction du phosphore présent dans le sol est susceptible d'être absorbée par les racines et les hyphes des champignons mycorhizogènes du sol et participer à la nutrition des cultures. Cette fraction, souvent appelée phosphore biodisponible ou assimilable, est d'une importance capitale puisqu'elle conditionne la fertilité des sols (Morel et al., 2007).

Les résultats d'analyse de la variance révèlent un effet significatif des doses appliqués de fumier et de salinité des sols sur le phosphore assimilable. Le test de Newman et Keuls a fait ressortir six groupes homogènes, les traitements : S0F0 ; S0Fo0,5 ; S0Fo1 et S0Fo1,5 forment le premier groupe avec des moyennes de phosphore respectivement de : 0,122 ; 0,135 ; 0,148 et 0,185 meq/100 g, et le traitement S1Fv1,5 (0,825 meq/ 100 g) forme le dernier groupe. Seule dans les traitements de groupe 1 ; les taux de phosphore à la fin de l'essai sont supérieurs à celui du sol de départ à part le sol S0F0 et S0 amendés par le fumier d'ovin. Ces résultats agrées par ceux de (Rhoades, 1939), où ses études indiquent qu'il y a une augmentation du phosphore soluble dues aux applications de résidus de culture et de fumier sur les sols alcalins, et ils ont interprétés que cette augmentation en grande partie est dues au phosphore libéré par les matières organiques et non à une solubilité du phosphore du sol.

Selon les normes d'interprétation du phosphore assimilable (Joret-Hebert), les sols de départ sont riches en phosphore assimilable, et ces teneurs augmentent dans les sols à la fin de l'essai avec l'augmentation de la dose de fumier dans ces sols à part le sol S0F0 et S0 amendés par le fumier d'ovin, où ces sols sont moyennement pauvres en phosphore assimilable. Cette augmentation est expliquée par la minéralisation de phosphore organique, où selon, Sokoloff, (1938), la stimulation des processus microbiologiques peut être due à une simple augmentation des quantités disponibles de substances nécessaires au développement de la microflore du sol, ou à une augmentation possible des quantités de phosphate soluble en présence de matière organique dissoute. Dans ce cas de l'augmentation du taux de phosphore dans le sol ; il y a un risque de ruissellement de P vers les eaux de surface (pollution) surtout dans le cas de l'utilisation répétée des fumiers, où les résultats de Miller et al., (2010) révèlent que l'analyse de phosphore des sols amendés par les amendements organiques dépassait la limite agronomique maximale qui est de 60 $mg.kg^{-1}$ après 4 ans d'application.

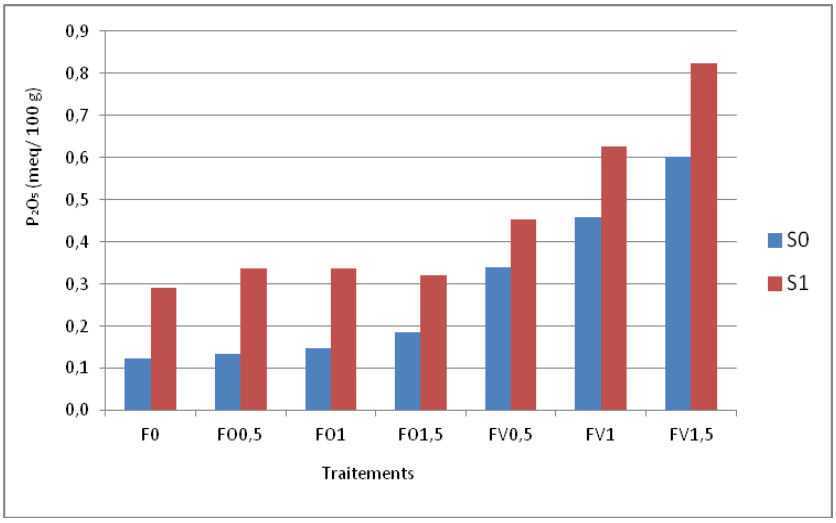


Figure 42 : Impact de type et de quantité de fumier et de la salinité du sol sur le phosphore assimilable du sol (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

4.11. Potassium assimilable

Le potassium assimilable varie de façon significative avec les deux fumiers et les deux types du sol, il passe de 1,165 meq / 100 g dans le traitement S0F0 à 2,169 meq / 100 g dans le traitement S1FV1,5.

La concentration de potassium assimilable des sols est dépendante du niveau de salinité des sols, et d'après la figure 43, le taux de potassium de S1 est toujours plus élevé que celui de S0, aussi, ce taux est plus élevé par rapport à celui des sols de départ. En plus, ce taux augmente avec l'augmentation de la dose de fumier. Ces donnés sont confirmées par les résultats de l'analyse statistique. La comparaison des moyennes a fait ressortir six groupes homogènes, où les trois premiers groupes représentent le sol S0, cependant, les autres groupes représentent le sol S1, en plus les deux traitements FV1 et FV1,5 ont formés le dernier groupe dans chaque type de sol à part, où la concentration de potassium assimilable des sols amendés par le fumier de volaille est toujours supérieur à celle des sols amendés par le fumier d'ovin (annexe 15), dans ce cas, peut être l'augmentation de pH est susceptible d'améliorer le pouvoir d'apport en K de la matière organique ; même dans le cas de la salinité du sol élevée (Schroeder, 1978).

D'après la figure 44, les résultats obtenus montrent qu'il y a une corrélation positive entre le potassium et la matière organique des sols : K assimilable = 1,1546 x MO + 0,3886 (R^2 = 0,8964), comme, l'ont montrés Ait Mechedal et al., (2017), et ça concernant le potassium rétrogradé dans les sols salés du Bas-Cheliff.

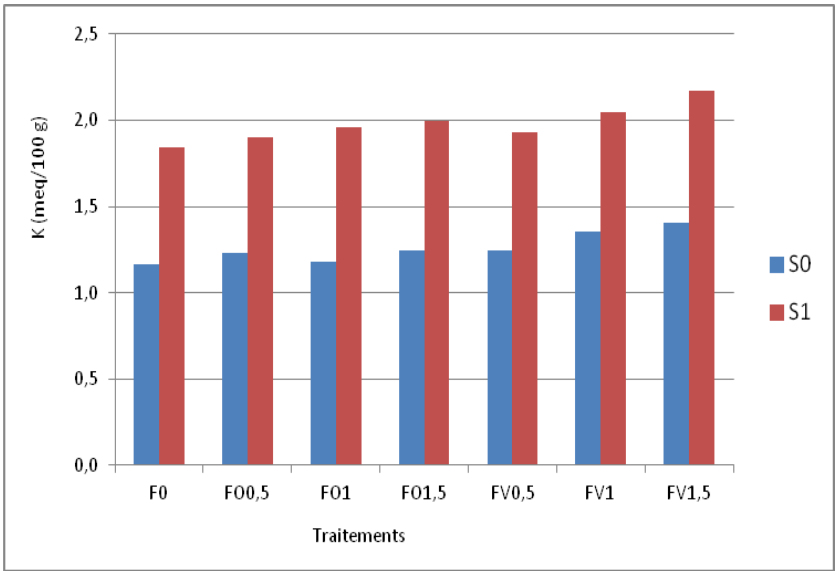


Figure 43 : Impact du type et de la quantité de fumier et de la salinité du sol sur le potassium assimilable du sol (prélèvement 2 : 15 juin 2017).

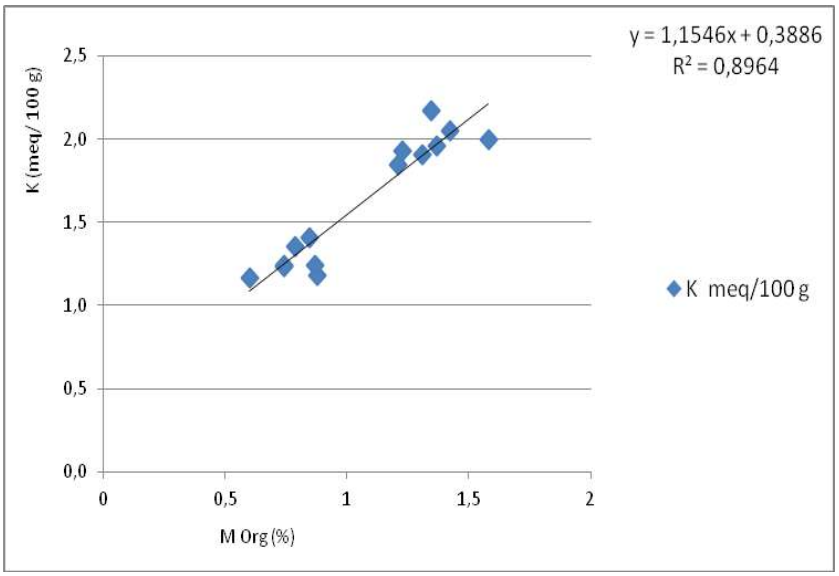


Figure 44 : Relations entre la matière organique et le potassium assimilable à la fin de l'expérience

5. Conclusion

Les résultats obtenus lors de l'expérience montrent que le poids de matière sèche de ray-grass anglais le plus élevé est enregistré avec le traitement Fv1 (fumier de volaille avec la dose 2,8 $gC.kg^{-1}$) ; pour les deux sols S0 et S1. En outre, le fumier de volaille a enregistré les meilleurs résultats par rapport au fumier d'ovin. Pour la salinité ; les deux traitements : S0Fo et S1Fo0,5 représentent la CE la plus faible concernant les deux types de sols ; cependant les CE les plus élevées ont été enregistrée chez les deux types de sols traités S0Fv0,5 et S1Fv0,5.

Concernant la fertilité des sols : à la fin de l'essai ; le taux d'azote total dans les sols amendés par le fumier d'ovin est supérieur à celui des sols amendés par le fumier de volaille, et pour le phosphore assimilable, leurs teneurs augmentent dans les sols à la fin de l'essai avec l'augmentation de la dose de fumier dans ces sols à l'exception du sol S0F0 et S0 amendés par le fumier d'ovin. Le taux de potassium dans les sols à la fin de l'essai est plus élevé par rapport à celui des sols de départ. En plus, ce taux augmente avec l'augmentation de la dose de fumier.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Parmi les contraintes auxquelles la production agricole dans les conditions sahariennes doit faire face figurent celles : climatique (température, sècheresse…) ; édaphique (salinité, faible capacité de rétention en eau, alcalinité, et pauvreté en matière organique…), et/ou hydrique (salinité et sodicité des eaux d'irrigation). Notre objectif à travers le présent travail est l'étude de la minéralisation de la matière organique sous ces conditions saharienne : cas de Ziban.

A cet effet, nous avons effectué deux essais, le premier dans des conditions contrôlées de laboratoire, afin de suivre le taux de minéralisation du carbone organique dans un sol non salé irrigué avec des solutions salés. Le second, dans des conditions semi contrôlées où nous avons apprécié la fertilité des sols salés irrigués par des eaux salés et amendés avec des produits organiques les plus utilisés dans les Ziban, après que la qualité chimique de ces produits organiques, de ces sols et de ces eaux d'irrigation ai été déterminée.

Le travail effectué nous a permis de comprendre les phénomènes de minéralisation de la matière organique dans les conditions salines du sol et des eaux d'irrigation, dans ce cadre et selon deux axes, nous avons dégagé les conclusions suivantes :

- **Salinité des eaux d'irrigation**

L'irrigation avec des eaux de moindre qualité est parmi les principales causes de salinité des sols des Ziban. L'étude de l'effet de la salinité des eaux d'irrigation artificiellement salinisées avec des sels de différentes qualités avec différentes doses (trois sels NaCl, $CaCl_2$, et $MgCl_2$, avec trois conductivité électrique 3, 6 et 9 $dS.m^{-1}$, et comparés avec un témoin : eau distillée) ; sur la minéralisation du carbone organique du sol non salé, révèle que : à la fin de l'expérience, le pH et la CE des sols ont augmenté après incubation par rapport au sol de départ et au témoin, où le sol non salé est devenu salé après 70 jours d'incubation, c'est l'équivalent presque d'une année sur terrain. Aussi les résultats de CO_2 dégagé par la minéralisation du carbone organique de sol sur une période de 70 jours indiquent que son taux d'évolution a diminué avec l'augmentation de la salinité de l'eau d'irrigation représentée par les valeurs de conductivité électrique (CE) où, les pourcentages de cette diminution des taux de CO_2 par rapport au témoin irrigué avec l'eau distillée est de 1,5; 9,2; 12; 17,8; 21,9; 24,1; 29,8; 37 et 37,2 % dans le sol irrigué respectivement avec Mg3, Na3, Mg9, Ca9, Ca3, Mg6, Na9, Ca6 et Na6.

- **Salinité de sols**

L'effet des types et des doses de fumier apporté aux sols salés irrigués avec de l'eau salée nous a permis de conclure ce qui suit :

Les sols étudiés d'El Outaya sont des sols dégradés, du point de vue de fertilité chimique, se sont des sols extrêmement salés, ils ont une texture généralement fine, un pH alcalin avec une teneur faible en matière organique et se sont des sols très excessivement calcaires.

Les deux fumiers (d'ovin et de volaille) utilisés dans notre étude sont neutres, avec une teneur en MO généralement élevée, ils sont un peu salés. Aussi, ils ont un rapport C/N se situant entre 10 et 25, donc l'azote est facilement minéralisable, plus rapidement utilisable par les cultures. Le fumier de volaille est plus riche en NPK et plus salé par rapport au fumier d'ovin.

Concernant la qualité de l'eau d'irrigation du forage d'El Outaya elle est médiocre présentant un risque très élevé de salinité et un risque moyen de sodicité avec un faciès chimique sulfaté sodique.

La décomposition de la matière organique est une réaction d'oxydation par les micro-organismes du sol qui produit du CO_2, de l'eau et de l'énergie, donc, c'est la monter en température du sol grâce à l'énergie dégagée par cette réaction, qui est responsable de l'accélération de dégradation de la matière organique. Dans notre étude la température du S0 est presque toujours supérieure à celle du S1, ce qui a été confirmé par les résultats de la matière organique où le taux de minéralisation de la matière organique chez le sol S0 est plus élevé que celui du sol S1. Donc, la salinité la plus élevée du sol S1 diminue la minéralisation de la matière organique de ce sol par rapport à celle du sol S0. D'autre part, la matière organique des sols amendés par le fumier d'ovin est toujours supérieure à celle du sol amendé par le fumier de volaille.

Le meilleur rendement de matière sèche de ray-grass anglais est enregistré avec le traitement Fv1 (fumier de volaille avec la dose 2,8 $gC.kg^{-1}$) pour les deux coupes et pour les deux sols S0 et S1, alors que la quantité la plus faible a été enregistrée dans le sol S0 et est enregistré avec le traitement F0 pour les deux coupes. Concernant le sol S1 les traitements

Fo0,5 (fumier d'ovin avec la dose 1,4 gC.kg^{1}) et Fo1,5 (fumier d'ovin avec la dose 4,2 g C.kg^{-1}) ont présentés la quantité la plus faible respectivement pour la coupe du 1er Avril et la coupe du 2 Mai.

Concernant la salinité, elle a augmenté dans les sols à la fin de l'expérience, et le sol amendé par le fumier de volaille a de salinité supérieure à celle de sol amendé par le fumier d'ovin dans les deux types de sol, où la CE la plus élevée est obtenue par le traitement Fv0,5 pour les deux sols. Cependant, les deux traitements : S0F0 et S1Fo0,5 représentent la CE la plus faible concernant les deux types de sols. Pour les sels solubles : le taux de sodium soluble dans les sols S0 à la fin de l'essai est supérieur à celui dans les sols S1, malgré que la salinité du sol S0 est inférieure à celle du sol S1, mais ce taux diminue par rapport à celui des sols de départ S0 et S1, donc il y a un effet bénéfique de ces amendements organiques. Par contre les concentrations de calcium et de magnésium dans le sol S0 sont inférieures à celles dans le sol S1.

Pour la fertilité des sols et leur contenu en éléments majeurs NPK :

Pour le même sol ; le taux d'azote des sols amendés par le fumier d'ovin est supérieur à celui des sols amendés par le fumier de volaille, dans ce cas, le rapport C/N de fumier d'ovin et de volaille sont respectivement de l'ordre de 18,11 et 11,71, donc l'azote est facilement minéralisable dans le fumier de volaille par rapport au fumier d'ovin, malgré le fait que le taux de cet élément dans le fumier d'ovin est inférieur à celui dans le fumier de volaille. Aussi, les traitements S0Fo1,5 et S1Fo1 ont enregistrés le plus grand taux de l'azote total pour les deux sols.

Selon les normes d'interprétation du phosphore assimilable (Joret-Hebert), les sols de départ sont riches en phosphore assimilable, et ces teneurs augmentent dans les sols à la fin de l'essai avec l'augmentation de la dose de fumier dans ces sols à l'exception du sol S0F0 et S0 amendés par le fumier d'ovin.

La concentration de potassium assimilable des sols est dépendante du niveau de leur salinité et le taux de potassium de S1 est toujours plus élevé que celui de S0. Aussi, ce taux est plus élevé par rapport à celui des sols de départ. En plus, ce taux augmente avec l'augmentation de la dose de fumier.

En générale, les sols des Ziban sont des sols lourds et plus ou moins salés ou sodiques. Aussi les eaux d'irrigation sont de qualité médiocre avec un risque de salinité. Notre étude révèle que l'ajout des fumiers à ces sols augmente leur salinité ; surtout avec les conditions sahariennes de température et de sècheresse. Aussi l'augmentation de la salinité qu'elle concerne le sol ou l'eau diminue la minéralisation da la matière organique du sol.

Nous pouvons proposer pour améliorer la qualité des sols salés dans les conditions sahariennes, l'utilisation des produits organiques d'origine végétale parce que d'une part ils sont moins salés que les produits organiques d'origine animale et d'autre part parce qu'ils sont riches en lignine.

Références bibliographiques

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abdelhafid Y., 2012, Genèse et caractéristiques des sols de la plaine d'El-Outaya. Rapport du projet sur les phases salines, CRSTRA de Biskra, 74p.

Ait Mechedel M., Ouamer-Ali K., Daoud Y., 2017. Evaluation du statut potassique des sols salés du Bas-Cheliff, « Nature Technol » C-Sciences l'Environnement, 16 : 8-13.

Akhtar M., Hussain F., Ashraf M., Qureshi T., Akhter J., Awan A., 2012, Influence of Salinity on Nitrogen Transformations in Soil. In: Commununication in Soil Science and Plant Analysis, 43: 1674-1683, DOI: 10.1080/00103624.2012.681738

Ammari T., Al-Hiary S., Al-Dabbas M., 2013, Reclamation of saline calcareous soils using vegetative bioremediation as a potential approach, Arch Agron Soil Sci., 59:3, 367-375, DOI : 10.1080/03650340.2011.629813

ANAT, 2006, Monographie de la wilaya de Biskra, 160p.

Aubert G., 1960, Les sols de la zone aride, Etude de leur formation, et de leurs caractères, de leur utilisation et de leur conservation, communication n°5 In colloque de Paris, 30p.

Aubert G., 1978, Méthodes d'analyses des sols, C.R.D.P. Marseille, 188p.

Aubert G., 1983, Observations sur les caractéristiques , la dénomination et la classification des sols salés ou salsodique. In: Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Pédol., communication In : XIIe Congrès l'Association Int Sci du sol, 73-78.

Baize D., 2004, Petit lexique de pédologie, Ed. INRA., Paris, 271p.

Balesdent J., Arrouays D., Chenu C., Feller C., 2005, Chapitre 10 : Stockage et recyclage du carbone In : Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J., Morel J.L., (Editors), sols Environ. Ed. Dunod. Paris, 238-261.

Benaouda L., Assami T., Meridja W., Halitim S., Halitim A., 2008, Changement de la qualité des sols irrigués de la plaine d'El-Outaya (Biskra), In: Colloq Int sur l'aridoculture- Optimisation des prodoction agricoles et développement durable, C.R.S.T.R.A., Algérie, 129-144.

Bettiche F., 2017, Usages des produits phytosanitaires dans les cultures sous serres des Ziban (Algérie) et évaluation des conséquences environnementales possibles, thèse doctorat, Université de Biskra, 327p.

Birch H.F., 1958, the effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability, plant and soil., 10:1, 19‑27.

Brinis N., 2011, Caractérisation de la salinité d'un complexe aquifère en zone aride cas de l'aquifère d'El-Outaya region Nord-Ouest de Biskra. Algérie, thèse Doctorat, Univ Biskra, 252p.

Brown K. et Wherrett A., 2014, Bulk density-measuring, The University of Western Australia, http://soilquality.org.au/factsheets/bulk-density-measurement

Buringh P., 1984, Organic Carbon in Soils of the World. In: The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle: Measurement by remote sensing, Ed. Woodwell G.M., 91‑109.

Calvet R., 2003, Le sol, propriétés et fonctions, Tome 1, constitution et structure, phénomènes aux interfaces, Ed. France Agricole, DUNOD, 456 p.

Calvet R., Chenu C., et Houot S., 2011, les matières organiques des sols, rôles agronomiques et environnementaux, Ed. France Agricole, GFA, France, p 347.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec., 2003, Méthode d'analyse Détermination de la matière organique par dosage du carbone organique dans les sols agricoles : méthode Walkley-Black modifiée. MA 1010 – WB 10, Ministère l'Environnement du Québec. 1‑10.

Chaussod R., 2001, Caractérisation biologique d'échantillons de sols et applications agronomiques, Alter Agri., 45 :16‑21.

Chenu C., 2003, Comment caractériser les matières organiques du sol?, Actes des 6èmes rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre, G Thevenet L Faedy Eds., 107‑117.

Cherbuy B, 1971, les sols sales et leur réhabilitation étude bibliographique, Cemagraf, école. Nat, Renne. 170p.

Chhabra R., 2002, Salt affected soils and their management for sustainable rice production-Key management issues: A Review., Agricultural Reviews-Agricultural, 23:2, 110-126.

Chinnusamy V., Jagendorf A., Zhu J., 2005, Understanding and Improving Salt Tolerance in Plants, Crop Sci., 45: 437‑448.

Citeau L., Bispo A., Bardy M., King D., 2008, Gestion durable des sols. Ed. Quae, France, 336p.

Côte M., 1979, Mutations rurales en Algérie, Ed. OPU, Alger, 163p.

Dajoz R., 1985, Précis d'écologie, Ed. Dunod, Paris, 505p.

Dabin B., 1968, problème de la fixation du sodium sur le complexe adsorbant des sols, Ed. ORSTOM Réunion Annulle des pédologues, Bondy, 26p.

Dellal A., Halitim A., 1992, Activités microbiennes en conditions salines : cas de quelques sols salés de la région de Relizane (Algérie), cahiers Agricultures., 1 : 335-340.

Diacono M., Montemurro F., 2015, Effectiveness of Organic Wastes as Fertilizers and Amendments in Salt-Affected Soils, Agriculture. 5: 221‑230. DOI: 10.3390/agriculture5020221

Dommergues Y., 1960, La notion de coefficient de minéralisation du carbone dans les sols. L'agronomie Trop. 15:1, 54‑60.

Dommergues Y., 1962, Contribution à l'étude de la dynamique microbienne des sols en zone semi-aride et en zone tropicale sèche. thèse Doctorat.159p.

Dommergues Y., Mangenot F., 1970, écologie microbienne du sol, Ed. Masson et Cie, Paris, 796p.

Doublet J., Francou C., Poitrenaud M., Houot S., 2010, Sewage sludge compositing: influenc of initial mixtures on organic matter evolution and N avaibility of the final composts. Waste Manag., 30:1922‑1930.

Dubost D., 2002, Ecologie, Aménagement et Développement Agricole des Oasis Algérienne. Ed. C.R.S.T.R. Algérie, 423 p.

Ducrocq M., 1990, Les bases de l'irrigation, Ed. TEC et DOC, Paris, 350p.

Fontaine S., Barot S., Barré P., Bdioui N., Mary B., Rumpel C., 2007, Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. Nature., 450:277‑280. DOI : 10.1038/nature0627

Gallali T., 1980, Transfert sels-matière organique en zones arides méditerranéennes, Thèse doctorat. INPL, Nancy, 202 p.

Ganry F., Badiane A., 1998, La valorisation agricole des fumiers et des composts en Afrique soudano-sahélienne: diagnostic et perspectives., Agric Développement., 18, 73-80.

Ghafoor A., Gill M., Hassan A., Murtaza G., Qadir M., 2001, Gypsum : An Economical Amendment for Amelioration of Saline- Sodic Waters and Soils, and for Improving Crop Yields, Agric Biol. 3:3, 266‑275.

Girard M., Walter C., Rémy J., Berthelin J., Morel M., 2005, Sols et environnement (cours, exercices et études de cas), Ed. DUNOD. Paris, 816p.

Giroux M., Audesse P., 2004, Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique , en azote total et du rapport C / N de divers amendements organiques et engrais de ferme, Agrosol., 15:2, 107‑110.

Gobert A., Plassard C., 2008, The Beneficial Effect of Mycorrhizae on N Utilization by the Host-Plant: Myth or Reality?, Mycorrhiza, Springer-Verlag Berlin Heidelb., 209‑240. DOI: 10.1007/978-3-540-78826-3

Halitim A., 2011, L'aridoculture et le développement durable, Alger J Arid Environ., 1:3‑9.

Haouala F., Ferjani H., Ben El Hadj S., 2007, Effet de la salinité sur la répartition des cations (Na^+, K^+ et Ca^{2+}) et du chlore (Cl^-) dans les parties aériennes et les racines du ray-grass anglais et du chiendent, Biotechnol Agron Soc Environ., 11 : 3, 407‑416.

Hazelto P., Murphy B., 2007, Interpreting Soil Test Results: What do all the Numbers mean?, Ed. CSIRO, 152p.

Huber G., Schaub C., 2011, La fertilité des sols : L'importance de la matière organique. Agric Territ cheambres d'agricultures BAS-RHIN., 42p.

Jaeckli H., 1970, Classification criteria of groundwater resources, Eclogae geol Helv., 63:389‑434.

Khachai S., 2001, Contribution à l'étude des comportements hydro-physiques des sols des périmètres d'ITDAS, plaine d'El Outaya, thèse magister, Université de Batna, 223p.

Kiem R., Kögel-Knabner I., 2003, Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils, Soil Biol Biochem., 35 : 101‑118. DOI: 10.1016/S0038-0717(02)00242-0

Kleber M., Sollins P., Sutton R., 2007, A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces, Biogeochemistry., 85 : 9‑24. DOI: 10.1007/s10533-007-9103-5

Lakhdar A., Rabhi M,. Ghnaya T., Montemurro F., Jedidi N., Abdelly C., 2009, Effectiveness of compost use in salt-affected soil, J Hazard Mater., 171 : 29‑37. DOI : 10.1016/j.jhazmat.2009.05.132

Lakhdar A., Scelza R., Scotti R., Rao M., Jedidi N., Gianfreda L., Abdelly C., 2010, The effect of compost and sewage sludge on soil biologic activities in salt affected soil, RC Suelo Nutr Verg., 10 : 40‑47.

Legros J-P., 2009, La Salinisation Des Terres Dans Le Monde. In: Académie des Sci lettres Montpellier, Conférence n° 4069. 40 : 257-269.

Liang Y., Yang Y., Yang C., Shen Q., Zhou J., Yang L., 2003, Soil enzymatic activity and

growth of rice and barley as influenced by organic manure in an anthropogenic soil, Geoderma. 115:149‑160. DOI: 10.1016/S0016-7061(03)00084-3

Lijuan C., Changsheng L., Qi F., Yongping W., Hang Z., Yan Z., Yongjiu F., Huiya L., 2017, Shifts in soil microbial metabolic activities and community structures along a salinity gradient of irrigation water in a typical arid region of China, Sci Total Environ., 598:64‑70. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2017.04.105

Lodhi A., Arshad M., Azam F., Sajjad M., 2009, Changes in mineral and mineralizable N of soil incubated at varying salinity, moisture and temperature regimes, Pakistan J Bot. 41:2, 967‑980.

M'Sadak YM., Ghariani I., Ben Salah N., 2017, Caractérisation des fumiers des dindes de chair et du digesteur à adopter dans une exploitation agro-industrielle (Tunisie), Rev des Energies Renouvelables, 20 : 39‑49.

Mahdy A., 2011, Comparative Effects of Different Soil Amendments on Amelioration of Saline-Sodic Soils. Soil Water Res., 6 : 205‑216.

Malik K., Azam F., 1979, effect of salinity on carbon and nitrogen transformations in soil, Pak. J. Bot., 11: 113-122.

Mallouhi N., 1989, etude de la dynamique de la matière organique dans les sols affectés par la salinité, TROPICULTURA, 7 :3, 90‑97.

Marlet S., Job J., 2006, Ch. 9: Processus et gestion de la salinité des sols. In: Tiercelin, JR Trait d'irrigation, Second édition Tec Doc Lavoisier., 28p.

Masmoudi R., 2009, Etude de la fiabilité des systèmes de distribution d'eau potable en zones arides cas de la région de Biskra, Université Mohamed Khider-Biskra.Thèse de Doctorat. 183p.

Mathieu C., Pieltain F., 2003, Analyse chimique des sol, Méthodes choisies , Ed. TEC et DOC, 386p.

Matthieu C., 2009, Les principaux sols du monde, voyage à travers l'épiderme vivant de la planète terre, Ed. Tec et Doc, Paris, 231p.

Matthieu V., Laurent F., Mary B., Justes E., Mangin M., 2007, Minéralisation de l'azote organique. Effets de la température et de l'humidité du sol. Perspect Agric., 331:46‑49.

Mbah CN., 2012, Determining the Field Capacity, Wilting point and Available Water Capacity of some Southeast Nigerian Soils using Soil Saturation from Capillary Rise, Niger J Biotechnol., 24:41‑47.

McClung G., Frankenberger WT., 1987, Nitrogen mineralization rates in saline *vs*. salt-amended soils. Plant Soil., 104:13‑21. DOI: 10.1007/BF02370619

Miller JJ., Beasley BW., Drury CF., Zebarth BJ., 2010, Available nitrogen and phosphorus in soil amended with fresh or composted cattle manure containing straw or wood-chip bedding. Can J Soil Sci. 90 : 341-354. DOI: 10.4141/CJSS09053

Morel C., Le Clech B., Linères M., Pellerin S., 2007, Gare a la baisse de la biodisponibilité du phosphore. In: ITAB I, éditeur. Le Program Fertiagribio ses apports aux Agric. Paris; 20‑23.

N'Dayegamiye A., Giroux M., Gasser M., 2007, La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO: facteur climatique et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d ' azote, CRAAQ-OAQ, éditeur. Colloq sur l'azote, 1‑11.

N'Dayegamiye A., Seydoux S., 2008, Optimiser l'efficacité de l'azote des fumiers, Ed. Le Prod lait québécois., 34‑36.

Naâman F., Denoel A., Chiang B., Soudi CN., 2000, Terres irriguées et micro-organismes telluriques. Séminaire 'Intensification Agric Qual des sols des eaux, 49‑73.

O.N.M., 2014, Bulletin décadaire d'informations climatologiques et agro météorologiques. 20p.

Oren A., 1999, Bioenergetic aspects of halophilism, Microbiol Mol Biol Rev., 63:334‑348.

Pérez-Jaramillo J., Mendes R., Raaijmakers J., 2016, Impact of plant domestication on rhizosphere microbiome assembly and functions, Plant Mol Biol., 90:635‑644.

Pessarakli M., Szabolcs I., 1999, Soil Salinity and Sodicity as Particular Plant / Crop Stress Factors. In: Handbook of Plant and Crop Stress, 2nd Edition., 1189p.

Pettit R., 2014, Organic matter, humus, humate, humic acid, fulvic acid and humin: their importance in soil fertility and plant health, Texas A&M Univ., 1:17p. DOI: 10.1007/s13398-014-0173-7.2

Provin T., Pitt JL., 2001, Managing Soil Salinity. Texas A M Agrilife Ext., 60:1‑5.

Puget P., Chenu C., Balesdent J., 1995, Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils, Eur J Soil Sci., 46 : 449‑459.

Rath K., Maheshwari A., Bengtson P., Rousk J., 2016, Comparative toxicity of salts to microbial processes in soil. Appl Environ Microbiol., 82 :7, 2012-2020. DOI : 10.1128/AEM.04052-15

Read DJ., Perez-Moreno J., 2003, Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems - a journey towards relevance?, New Phytol., 157:475‑492. DOI: 10.1046/j.1469-8137.2003.00704.x

Reid I., 1995, Biodegradation of lignin. Can J Bot., 73:1011‑1018.

Rhoades HF., 1939, Effect of Organic Matter Decomposition on the Solubility and Fixation of Phosphorus in Alkaline Soils. Hist Res Bull Nebraska Agric Exp Stn. (1913-1993), 23p.

Richards L., Allison L., Bernstein L, Bower C., Brown J., Fireman M, Hatcher J., Hayward H., Pearson J., Reeve R., Wilcox L., 1954, Diagnosis and improvement of saline and alkali soils, Soil Science Society of America Journal, 348p.

Rietz DN., Haynes RJ., Chidoma S., 2001, Effects of Soil Salinity Induced Under Irrigated Sugarcane in the Zimbabwean Lowveld on Soil Microbial Activity. proc South Africa Sug Technol Ass., 75:68‑74.

Robert M., 2002, La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres. Rapp sur les ressources en sols du monde, Ed. FAO. 59p.

Robert M., Arrouays D., Balesdent J., Bottner P., Jocteur Monrozier L., King D., Le Bissonnais Y., Scherer J-C., Tessier D., 2010, Effets potentiels des changements climatiques sur les sols, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement/DGAD/SRAE.

Rodrigo A., Recous S., Neel C., Mary B., 1997, Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: Comparison of nine models. Ecol Modell. 102:325‑339.

Saviozzi A., Cardelli R., Din Puccio R., 2011, Impact of salinity on soil biological activities: A laboratory experiment. Commun Soil Sci Plant Anal., 42:358‑367.

Seefeldt SS., Armstrong ML., 2000, Impact of perennial ryegrass seeding densities on weed emergence, growth and development. New Zeal Plant Prot., 53:38‑43.

Servant J., 1970, Etude expérimentale de l'influence des conditions salines sur la perméabilité des sols, conséquences pédologiques, Sci. Du sol. 2 : 87‑103.

Silva CMM. de S., Fay EF., 2012, Effect of Salinity on Soil Microorganisms, Soil Health and land Use Management, Edited by Dr Maria C. Hernandez Soriano, ISSBN 978-953—307-614-0, 177‑198.

Sokoloff VP., 1938, Effect of neutral salts of sodium and calcium on carbon and nitrogen in soils, Journal of Agricultural Research, Washington, D. C., 57:201‑216.

Soutter M., Mermoud A., Mury A., 2007, Ingénierie des eaux et du sol: processus et aménagements. Ed. Science et Ingénirie de l'Environnement, 320p.

Stengel P., Gelin S., coord., 1998, Sol interface fragile, Ed. INRA, Paris, 213p.

Suter D., Hirschi H., Frick R., Aebi P., 2012, Ray-grass anglais : 62 variétés ont dû faire leurs preuves. Rech Agron Suisse. 3:414‑421.

Université Nice-Sophia Antipolis et L'UOH. 2008. la dégradation des sols dans le monde. unt.unice.fr.

Vilain M., 1997, La production végétale, volume 1 : les composantes de la production, Paris, Ed. Tec et Doc (3eme éditions, V1), 478p.

Walpola B., Arunakumara KKI., 2010, Effect of salt stress on decomposition of organic matter and nitrogen mineralization in animal manure amended soils, J Agric Sci. 5:1, 9‑18.

Wang L., Sun X., Li S., Zhang T., Zhang W., Zhai P., 2014, Application of Organic Amendments to a Coastal Saline Soil in North China: Effects on Soil Physical and Chemical Properties and Tree Growth. PLoS One. 9:1‑9.

Weber J., 2015, Definition of soil organic matter. humintech. 32p.

Weill A. et Duval J., 2009, Guide de gestion globale de la ferme maraîchère biologique et diversifiée. Equiterre, Chapitre 12, 19 p.

Wong VN., Dalal R., Greene RS., 2009, Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: A laboratory incubation. :APPLIED SOIL ECOLOGY 41: 29-40.

Yan N., Marschner P., Cao W., Zuo C., Qin W., 2015, Influence of salinity and water content on soil microorganisms. Int Soil Water Conserv Res., 3:316‑323. Available from: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S209563391530112X

Zheng D., Hunt Jr E.R., Running S.W., 1993, A daily soil temperature model based on air temperature and precipitation for continental applications. Clim Res. 2:183‑191.

Annexes

ANNEXES

Annexe 1 : essai concernant l'impact de l'hydro-halmorphie sur le carbone organique du sol non salé

Annexe 2

2.1. Exemple de calcul des teneurs du fumier

Exemple : Dose 1

- La densité apparente du sol = 1,35 g/cm^3 = 1350 kg/m^3.
- Couche arable du sol a amendé = 20 cm. 1 ha = 10000 * 0,2 = 2000 m^3.

Le poids du sol arable de 1ha de notre sol = 2700000 kg /ha = 2700 t/ha.

- La capacité des pots quand on a utilisée est 8 kg du sol.
- Dose 1 de fumier a apporté = 20 t/ha, c'est-à-dire 20 t (=20000 kg) de fumier d'ovin par 2700 t de sol.

Donc :

La quantité de fumier d'ovin a apportée pour chaque pot est :

Q_{fumier} = (20 * 8) / 2700 = 0,0592 kg de fumier/ pot.

- L'équivalence en masse de C organique

Le fumier d'ovin contient 37,91% de carbone organique

L'équivalence de 59,2 g de fumier / 8 kg de sol en masse de C organique

Dose 1 = ((59,2*37,91) /100) / 8 = 2,8 g C.kg^{-1} de sol.

2.2. Essai concernant l'effet des amendements organiques sur la fertilité des sols salés.

Annexe 3 : thermomètre de mesure de la température du sol

Annexe 4 : température des sols (janvier)

Temp janvier (°C)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FV0,5	9,544	0,107	A
S1FO1	9,589	0,038	A
S1FO1,5	9,667	0,058	A
S0FO1,5	9,789	0,252	A
S1F0	9,800	0,058	A
S0F0	9,878	0,773	A
S0FV0,5	9,944	0,267	A
S0FO0,5	10,222	0,713	A
S0FV1,5	10,222	0,509	A
S0FV1	10,233	0,700	A
S1FO0,5	10,378	0,659	A
S1FV1	10,444	0,662	A
S1FV1,5	10,533	0,167	A
S0FO1	10,556	0,728	A

Température des sols (fevrier)

Temp fevrier (°C)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO1,5	12,288	0,141	A
S1FO1	12,510	0,374	A
S1FV0,5	12,623	0,619	A
S0FO0,5	12,733	0,678	A
S0F0	12,785	0,672	A
S1F0	12,821	0,175	A
S0FO1,5	12,863	0,119	A
S0FV0,5	12,894	0,595	A
S1FV1	12,894	0,271	A
S0FO1	12,967	0,533	A
S1FO0,5	13,008	0,704	A
S0FV1,5	13,100	0,263	A
S0FV1	13,135	0,476	A
S1FV1,5	13,310	0,549	A

Température des sols (mars)

Temp mars (°C)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO1,5	15,630	0,061	A
S1FO0,5	15,944	0,909	A
S1FO1	16,015	0,550	A
S1FV1	16,196	0,587	A
S0FO1	16,230	0,701	A
S0FV1	16,281	1,229	A
S0FO0,5	16,289	0,868	A
S1FV0,5	16,463	1,236	A
S1F0	16,544	0,514	A
S0FV1,5	16,607	0,408	A
S1FV1,5	16,622	1,111	A
S0FV0,5	16,644	1,111	A
S0F0	16,904	0,492	A
S0FO1,5	16,915	0,367	A

Température des sols (avril)

Temp avril (°C)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO1,5	19,558	0,527	A
S1FO0,5	19,854	1,401	A
S1FV0,5	20,346	1,420	A
S0FO0,5	20,508	1,002	A
S0FO1	20,588	0,612	A
S1FO1	20,617	1,501	A
S1F0	20,675	0,856	A
S1FV1	20,675	1,035	A
S1FV1,5	20,821	1,442	A
S0FV1	20,946	1,249	A
S0FV0,5	21,013	1,327	A
S0FV1,5	21,038	0,356	A
S0F0	21,279	1,155	A
S0FO1,5	21,488	0,947	A

Température des sols (mai)

Temp mai (°C)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO1,5	25,183	0,454	A
S1FO1	25,717	0,480	A
S1FV0,5	25,850	1,693	A
S1FV1	25,867	0,419	A
S0FO1	25,950	0,996	A
S0FO0,5	26,167	1,125	A
S1FV1,5	26,183	1,955	A
S0FV0,5	26,200	1,136	A
S1FO0,5	26,350	1,983	A
S0FV1,5	26,450	0,926	A
S1F0	26,500	1,303	A
S0F0	26,600	0,889	A
S0FO1,5	26,700	0,050	A
S0FV1	27,367	1,449	A

Annexe 5 : matière sèche de ray-grass anglais (avril)

M sèches avril (g/plant)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO0,5	0,133	0,076	A
S1FV0,5	0,138	0,089	A
S1F0	0,147	0,065	A
S0F0	0,157	0,048	A
S1FV1,5	0,194	0,113	A
S0FO1,5	0,196	0,026	A
S1FO1	0,196	0,163	A
S0FO1	0,207	0,046	A
S1FO1,5	0,219	0,194	A
S0FO0,5	0,223	0,071	A
S0FV1,5	0,312	0,051	A
S1FV1	0,326	0,285	A
S0FV0,5	0,327	0,080	A
S0FV1	0,353	0,101	A

Matière sèche de ray-grass anglais (mai)

M sèches mai (g/plant)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO1,5	0,028	0,024	A
S1FV0,5	0,041	0,050	A
S1FO0,5	0,055	0,049	A
S1FV1,5	0,057	0,084	A
S0F0	0,071	0,034	A
S1FO1	0,079	0,058	A
S0FV0,5	0,086	0,023	A
S1F0	0,088	0,041	A
S0FO1	0,090	0,020	A
S0FO0,5	0,100	0,044	A
S1FV1	0,107	0,092	A
S0FO1,5	0,111	0,062	A
S0FV1,5	0,139	0,030	A
S0FV1	0,149	0,130	A

Annexe 6 : pH de sols (avril)

pH avril	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO0,5	7,827	0,153	A
S0FO1,5	7,827	0,057	A
S0FO0,5	7,850	0,113	A
S1FO1,5	7,850	0,072	A
S1FO1	7,867	0,091	A
S1F0	7,880	0,030	A
S0FO1	7,883	0,047	A
S0F0	7,913	0,099	A
S0FV0,5	7,927	0,087	A
S1FV0,5	7,930	0,090	A
S1FV1,5	7,943	0,098	A
S0FV1,5	7,970	0,072	A
S1FV1	7,980	0,030	A
S0FV1	8,003	0,091	A

pH de sols (juin)

pH juin	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO1,5	7,707	0,311	A
S0FO1,5	7,907	0,083	A
S1FO1	7,920	0,066	A
S1F0	7,927	0,154	A
S1FO0,5	7,930	0,072	A
S0FO1	7,933	0,101	A
S1FV0,5	7,940	0,151	A
S0FO0,5	7,957	0,148	A
S0F0	7,957	0,127	A
S1FV1	7,973	0,150	A
S1FV1,5	7,990	0,122	A
S0FV0,5	8,030	0,070	A
S0FV1	8,047	0,045	A
S0FV1,5	8,057	0,029	A

Annexe 7 : CE de sols (avril)

CE avril ($dS.m^{-1}$)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO1	6,458	0,473	A
S1FO0,5	6,528	0,738	A
S1FV0,5	6,609	1,274	A
S0F0	7,036	1,271	A
S0FV0,5	7,182	1,990	A
S0FO1	7,199	2,187	A
S0FV1	7,282	1,918	A
S1FV1,5	7,599	1,537	A
S0FO0,5	7,718	1,827	A
S1F0	8,247	3,169	A
S1FV1	8,899	2,419	A
S1FO1,5	8,993	2,425	A
S0FV1,5	9,543	1,467	A
S0FO1,5	9,756	2,959	A

CE de sols (juin)

CE juin (dS.m^{-1})	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes	
S0F0	5,372666	0,532939	A	
S0FO0,5	5,402806	1,394555	A	
S0FV1	5,929491	0,068729	A	B
S0FO1	6,010332	0,697349	A	B
S0FO1,5	6,156945	0,373143	A	B
S0FV1,5	6,194240	0,561311	A	B
S1FO0,5	6,286745	1,303669	A	B
S0FV0,5	6,429062	0,348759	A	B
S1FO1	6,509942	0,662380	A	B
S1FO1,5	6,632282	0,696026	A	B
S1F0	6,777340	1,137543	A	B
S1FV1	7,358485	0,551195	A	B
S1FV1,5	7,424744	1,356470	A	B
S1FV0,5	7,976800	0,690293		B

Annexe 8 : M O de sols (avril)

M O avril (%)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S0F0	0,730	0,149	A
S0FV0,5	0,851	0,041	A
S0FV1	0,928	0,201	A
S0FO1	0,944	0,091	A
S0FO0,5	1,065	0,511	A
S0FO1,5	1,147	0,041	A
S1F0	1,235	0,216	A
S1FO0,5	1,251	0,072	A
S1FV0,5	1,257	0,053	A
S1FO1	1,328	0,069	A
S1FV1,5	1,334	0,190	A
S0FV1,5	1,356	0,727	A
S1FV1	1,372	0,069	A
S1FO1,5	1,460	0,083	A

M O de sols (juin)

M O juin (%)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes			
S0F0	0,601	0,117	A			
S0FV0,5	0,744	0,031	A	B		
S0FO0,5	0,744	0,064	A	B		
S0FV1	0,788	0,181	A	B		
S0FV1,5	0,845	0,110	A	B		
S0FO1,5	0,867	0,110		B		
S0FO1	0,878	0,041		B		
S1F0	1,210	0,014			C	
S1FV0,5	1,229	0,126			C	
S1FO0,5	1,309	0,132			C	
S1FV1,5	1,345	0,069			C	D
S1FO1	1,367	0,115			C	D
S1FV1	1,421	0,106			C	D
S1FO1,5	1,581	0,132				D

Annexe 9 : Na^+ de sols

Na^+ (meq/l)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO0,5	9,780	1,290	A
S1FO1	9,931	0,859	A
S1FO1,5	10,233	0,262	A
S1FV1,5	10,385	0,859	A
S0FO1,5	10,385	1,072	A
S1F0	10,385	2,873	A
S0FV1	10,460	0,472	A
S0FO0,5	10,612	0,945	A
S0F0	11,217	0,989	A
S0FO1	11,292	2,837	A
S0FV1,5	11,519	1,330	A
S1FV1	11,595	0,655	A
S0FV0,5	11,822	0,472	A
S1FV0,5	11,898	0,227	A

Annexe 10 : Ca^{++} des sols

Ca^{++} (meq/l)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S0FV1,5	14,133	4,388	A
S0FO1	14,667	2,540	A
S0FO0,5	15,467	5,746	A
S0FO1,5	15,467	3,402	A
S0F0	16,267	1,890	A
S0FV1	17,200	4,214	A
S1FO1	18,267	2,013	A
S0FV0,5	18,533	4,738	A
S1F0	19,733	2,411	A
S1FO0,5	20,000	6,053	A
S1FV1,5	20,133	4,388	A
S1FO1,5	20,267	1,405	A
S1FV0,5	22,000	4,850	A
S1FV1	24,000	8,381	A

Annexe 11 : Mg^{++} des sols

Mg^{++} (meq/l)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S0FV1,5	7,333	1,973	A
S1F0	7,467	3,331	A
S1FO1,5	9,333	1,617	A
S0F0	9,733	2,403	A
S0FO1	9,733	2,344	A
S0FV0,5	9,867	3,630	A
S0FO1,5	11,000	2,835	A
S0FV1	11,333	3,107	A
S1FV1	11,467	1,222	A
S1FV1,5	12,133	2,572	A
S0FO0,5	12,400	3,418	A
S1FO0,5	13,600	2,800	A
S1FO1	14,000	6,437	A
S1FV0,5	16,133	4,046	A

Annexe 12 : SAR des sols

SAR	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S1FO0,5	2,385	0,239	A
S1FO1	2,476	0,121	A
S1FV1,5	2,608	0,382	A
S1FO1,5	2,663	0,066	A
S1FV0,5	2,728	0,081	A
S1FV1	2,799	0,369	A
S0FV1	2,806	0,273	A
S1F0	2,829	0,765	A
S0FO1,5	2,857	0,286	A
S0FO0,5	2,913	0,485	A
S0F0	3,117	0,277	A
S0FV0,5	3,139	0,074	A
S0FO1	3,312	1,073	A
S0FV1,5	3,537	0,454	A

Annexe 13 : Azote total des sols

N total (%)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes
S0F0	0,135	0,057	A
S0FV1	0,159	0,045	A
S0FV0,5	0,163	0,04	A
S0FO0,5	0,173	0,016	A
S0FO1	0,191	0,008	A
S1FV0,5	0,196	0,014	A
S0FV1,5	0,201	0,008	A
S1F0	0,215	0,086	A
S0FO1,5	0,215	0,043	A
S1FO0,5	0,229	0,049	A
S1FV1,5	0,233	0,043	A
S1FV1	0,238	0,194	A
S1FO1,5	0,247	0,021	A
S1FO1	0,261	0,09	A

Annexe 14 : phosphore assimilable des sols

P_2O_5 assimilable (meq / 100 g)	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes					
S0F0	0,122	0,004	A					
S0FO0,5	0,135	0,007	A					
S0FO1	0,148	0,012	A					
S0FO1,5	0,185	0,012	A					
S1F0	0,291	0,016		B				
S1FO1,5	0,320	0,006		B	C	D		
S1FO1	0,337	0,037		B	C	D		
S1FO0,5	0,338	0,005		B		D		
S0FV0,5	0,339	0,087		B				
S1FV0,5	0,454	0,035			C			
S0FV1	0,458	0,180			C	D		
S0FV1,5	0,601	0,044					E	
S1FV1	0,626	0,002					E	
S1FV1,5	0,825	0,029						F

Annexe 15 : potassium assimilable des sols

K assimilable	Moy	Ecart types	Groupes Homogènes						
S0F0	1,165	0,030	**A**						
S0FO1	1,182	0,077	**A**	**B**					
S0FO0,5	1,234	0,045	**A**	**B**	**C**				
S0FV0,5	1,242	0,039	**A**	**B**					
S0FO1,5	1,242	0,015	**A**	**B**					
S0FV1	1,354	0,059		**B**	**C**				
S0FV1,5	1,405	0,142			**C**				
S1F0	1,843	0,104				**D**			
S1FO0,5	1,903	0,026				**D**	**E**		
S1FV0,5	1,929	0,026				**D**	**E**		
S1FO1	1,963	0,039				**D**	**E**		
S1FO1,5	1,997	0,104				**D**	**E**		
S1FV1	2,049	0,104					**E**	**F**	
S1FV1,5	2,169	0,059						**F**	

Effect of irrigation water salinity on the organic carbon mineralization in soil (laboratory incubation)

Halima Mancer, and Mustapha Daddi Bouhoun

Citation: AIP Conference Proceedings **1968**, 020007 (2018); doi: 10.1063/1.5039166
View online: https://doi.org/10.1063/1.5039166
View Table of Contents: http://aip.scitation.org/toc/apc/1968/1
Published by the American Institute of Physics

Effect of Irrigation Water Salinity on the Organic Carbon Mineralization in Soil (Laboratory Incubation)

Halima MANCER[1,2,a)] and Mustapha DADDI BOUHOUN[1,b)]

1Univ. Ouargla, Lab. Ecosystem Protection in Arid and Semi Arid Zones P.Box. 511 Ouargla 30000, Algeria
2 Center of scientific and technical Research on Arid Region (CRSTRA). Biskra 07000, Algeria

a) mancerhalima@yahoo.fr b) daddibm@yahoo.fr

Abstract. In a laboratory study, the impact of salts on mineralization of organic carbon of soil was examined through the monitoring of the amount of CO_2-C released from soil. The soil used was classified as a nonsaline soil which has been irrigated with artificially salinized water, a factorial combination of three types of salts (NaCl, $MgCl_2$, $CaCl_2$) with three levels of electrical conductivities (3, 6, and 9 dS.m−1) was used to assess the Carbon mineralization. The incubation was carried out under aerobic conditions and at a constant temperature of 28 °C during 70 days with moisture adjusted to 2/3 of the field capacity. No significant ($P > 0.05$) variation in the amount of CO_2-C release from soil was observed until day 56 of the incubation, but it was significantly different due to the irrigation with salt solutions during the days: 70 ($p \leq 0.05$). The results suggest that the rate of C-CO_2 evolution decreased with the increase in water salinity compared to the control. Also this decrease of C-mineralization in the soils irrigated by the salts solutions of NaCl was the greatest compared to the other two salts ($CaCl_2$, and $MgCl_2$). These results suggest that C mineralization depended on the type of salts as well as the duration of incubation.

Keywords: Organic carbon; Irrigation water; Secondary salinization; Mineralization.

INTRODUCTION

Salinity and sodicity problems are common in arid and semiarid regions, where rainfall is insufficient to leach salts and excess sodium ions out of the rhizospher. Soil salinity and sodicity problems in nearly every irrigated area of the world and also occur on nonirrigated croplands and rangelands [6, 12, 35]. Salt- affected soils are characterized by high concentrations of soluble salts and low organic matter and nitrogen content [3]. The effects of salinity are expressed through an overall decline in yield and, in severe cases, total crop failure [12]. The low productivity of saline soils may be ascribed not only to their salt toxicity or damage caused by excess amounts of soluble salts but also to their low soil fertility [24].

Salinization consists of an accumulation of water soluble salts in the soil. These salts include the ions sodium (Na^+), potassium (K^+), magnesium (Mg^{2+}), calcium (Ca^{2+}), chloride (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), carbonate (CO_3^{2-}) and bicarbonate (HCO_3^-). Sodium accumulation is also called sodification [2]. The primary salinity usually spreads out in poorly drained lowlands in arid and semi-arid regions. Introduction of irrigation without providing efficient drainage changes the natural water balance in the newly irrigated areas causing the ground water level to rise up with water logging, salinization or sodification [11].

NaCl, a major salt contaminant in soil, is a small molecule which when ionized by water, produces sodium (Na^+) and chloride (Cl^-) ions. These toxic ions cause ionic and osmotic stress at the cellular level in higher plants [13].

The presence of neutral salts in soils can be regarded, accordingly, as a factor unfavorable to the conservation of organic matter [4].

Technologies and Materials for Renewable Energy, Environment and Sustainability
AIP Conf. Proc. 1968, 020007-1–020007-8; https://doi.org/10.1063/1.5039166
Published by AIP Publishing. 978-0-7354-1675-8/$30.00

Excessive salt rate can adversely influence the physical, chemical, and biological properties of soils. Therefore, salt-affected soils must be reclaimed; organic fertilization is highly sustainable when compared to other options to date when taken into consideration as a solution to the highlighted issues [20].

As part of a wider study relating induced secondary salinity to the chemical and biological properties of soils, the effects of increasing salinity of irrigation water on carbon soil mineralization were investigated.

MATERIALS AND METHODS

Soil Characteristics

The soil used in this study was collected from a horizon (0-20 cm) at the Baïou- site located in wilaya of Batna (east of Algeria), it is noncultivated soil. A Soil sample was thoroughly mixed, air dried, passed through a 2 mm sieve and stored at room temperature.

The used soil has a sandy clay loam texture and mildly alkaline (pH = 7.65) with: a high Organic matter (3.531%), an electrical conductivity of 0.158 dS. m^{-1}, and was classified as a nonsaline soil, classifications according to Hazelto and Murphy [15]. Chemical and physical characteristics of soil were determined prior to the study using standard methods (Table 1). Moisture content at 65% of saturation (65 % of retention capacity) was determined by saturating a sample of soil, draining for 24 h and drying at 105 °C [18].

TABLE 1: Chemical and physical characteristics of soil.

Property	Soil	Analytical Method
Soil texture	Sand 28.33 % Silt 60.16 % Clay 11.42 %	Sedimentation and Decantation method
pH (1/2.5)	7.65	Using pH meter
EC ($dS.m^{-1}$) (1/5)	0.158	Using EC meter
Organic C (g/100 g of soil)	1.995	ANNE method
Organic matter (%)	3.531	ANNE method
Total N (%)	0.21	Micro Kjeldhal method
Cation exchange capacity (CEC) (me/100 g of soil)	35.44	Using an Atomic Absorption Spectrophotometer
Total calcium carbonate ($CaCO_3$) (g/100 g of soil)	27.87	Calcimetric Method
Field capacity (%)	30.13	/

Treatments

Sub samples of 100 g of homogeneously mixed air dried soil were placed in glass bottles. The samples of soil in bottles were watered to adjust the moisture content to 65 % of the retention capacity. The soil samples (along) with the controls were incubated in the dark at room temperature (28 ± 1°C). Moisture of the soil was maintained throughout the incubation period (irrigation every 3 days with salt solutions). A randomized complete blocks design with three replicates was used and the data generated were subjected to analysis of variance (ANOVA) using StatBox version 6.40.

Irrigation Solution Preparation

Nine salt solutions with different EC were prepared using three types of salts. The ECs of the solutions were 3, 6, and 9 $dS.m^{-1}$ combined with three types of salts: NaCl, $CaCl_2$ and $MgCl_2$. The composition of the solutions is given in table 2.

TABLE 2: Chemical composition of the solutions

Treatments	Quantity of salt ($g.l^{-1}$)	CE ($dS.m^{-1}$)
Cont (Control)	0	0
Na 3, Ca 3, Mg 3	1.92	3
Na 6, Ca 6, Mg 6	3.84	6
Na 9, Ca 9, Mg 9	5.76	9

Decomposition of Organic Matter

Soil samples in glass bottles with a vial containing 20 ml of 0.5 M NaOH to trap CO_2 were incubated at room temperature (28°C) in the dark. The NaOH traps were replaced at 7, 14, 21, 28, 56, and 70 days after the treatment. The excess alkali was titrated with standard 0.25 M hydrochloric acid (HCl) after precipitating the carbonate with a 20 % barium chloride ($BaCl_2$) solution [17]. According to Matthieu [16]; 28 days incubated at 28°C are equivalent to 125 standard days (15 ° C, at field capacity), so the 70 days are the equivalent of 312 days.

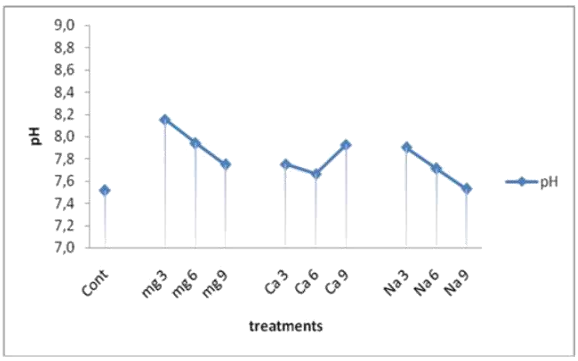
RESULTS

Soil Properties

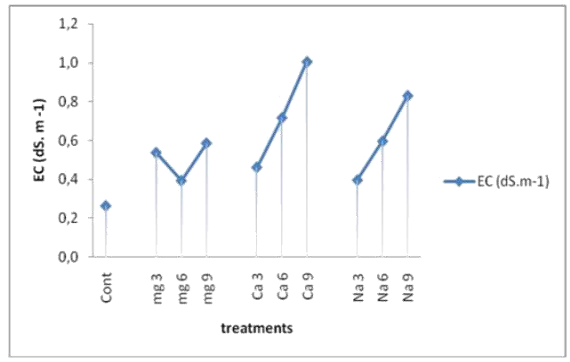
The results obtained from soils analysis at the end of the experiment are shown in table 3, and “fig. 1”. By the end of the experiment, the pH, and EC of the soils increased after incubation compared to the starting soil, and to the control. This increase in pH was not statistically significant, in contrast with while EC. On the contrary, the organic carbon decreased in these soils, but this decrease was not shown to be statically significant.

TABLE 3: Some characteristics of the soils at the end of experiment

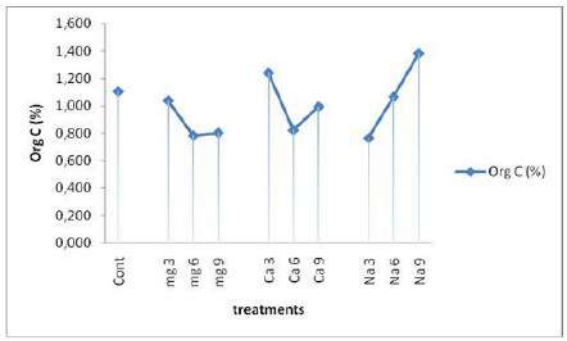
	pH (1/2.5)	EC (dS/m) (1/5)	Organic C (%)
Cont	7.51	0.264	1.106
Mg 3	8.15	0.538	1.039
Mg 6	7.94	0.394	0.784
Mg 9	7.75	0.587	0.805
Ca 3	7.75	0.463	1.241
Ca 6	7.66	0.718	0.824
Ca 9	7.93	1.006	0.995
Na 3	7.90	0.397	0.766
Na 6	7.71	0.597	1.067
Na 9	7.53	0.831	1.383



(a)



(b)



(c)

FIGURE 1. Soils properties at the end of experiment: pH (a), EC (b), and organic carbon (c); of soils at the end of experiment.

Soil Respiration

The results of accumulative losses of CO_2 as an index the rate of C-mineralization over a period of 70 days "fig. 2" indicate that the rate of CO_2 evolution decreased with the increase in irrigation water salinity as represented by electrical conductivity (EC) values, This is more manifest in "fig. 3", where the amount of CO_2-C released from control is higher than that of the other treatments.

No significant ($P > 0.05$) variation in the amount of CO_2-C release from soil was observed until day 56 of the incubation. But it was significantly different due to the irrigation of salt solutions during the day: 70 ($p \leq 0.05$).

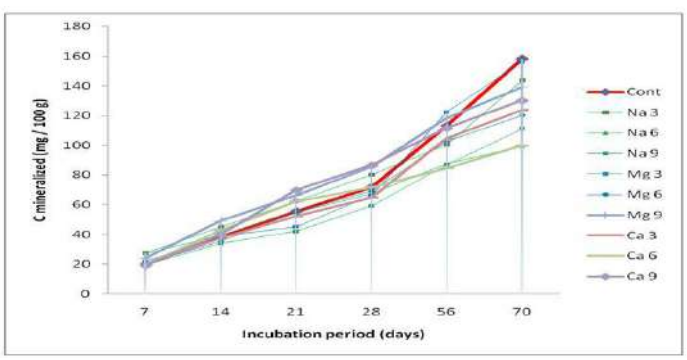
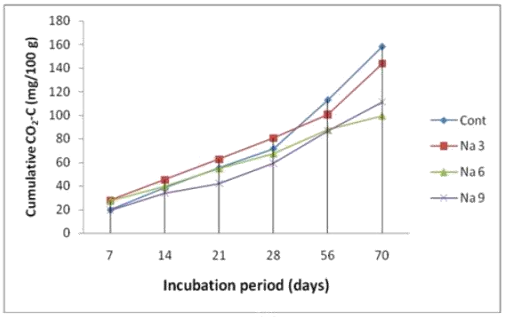
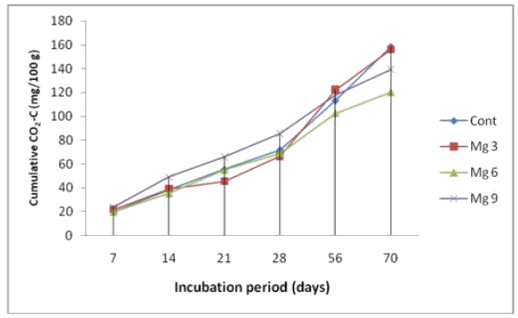


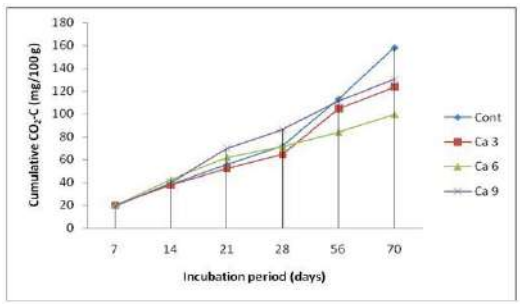
FIGURE 2. Salinity (3, 6, and 9) and salts type (NaCl, $MgCl_2$, and $CaCl_2$) effects on cumulative respiration rates over the 70 days incubation period in the soil.



(a)



(b)



(c)

FIGURE 3. Cumulative C mineralization of soil irrigated with salt solutions: NaCl (a), $MgCl_2$ (b), and $CaCl_2$ (c).

DISCUSSION

Soil Properties

Total calcium carbonate ($CaCO_3$) content in soil is 27.76 g/100 g of soil; which accounted for the alkalinity of soils; before and after incubation; because it contains carbonate minerals (insolubilization of bicarbonates at carbonates) which acted as a buffer [38, 33].

Clay contents in soil used in this study is 11.42 %, in addition the values of EC (1:5) at the end of the experiment are varying between 0.264 and 1.006 ($dS.m^{-1}$), and according to the classification of Shaw (1999) in [15] with electrical conductivity (1:5) for a range of soil clay contents (11.42 %), the salinity ratings for soils are medium (Cont : 0.264), high Mg3 : 0.538, Mg6 : 0.394, Mg9 : 0.587, Ca3 : 0.463, Na3 : 0.397, and Na6 : 0.597), and very high (Ca6 : 0.718, Ca9 : 1.006, and Na9 : 0.831).

The increase of EC of soils at the end of the experiment could be attributed to either in accumulation of soluble salts of irrigation water [35, 34], or the decomposition of organic matter in the soils [35].

Soil Respiration

The values of C-mineralization decreased with irrigation-water salinity “fig. 2”, the salinity caused reductions in the rates of CO_2 evolution by 9.2, 37.2, 29.8, 1.5, 24.1, 12, 21.9, 37 and 17.8 % respectively in soil irrigated with Na3, Na6, Na9, Mg3, Mg6, Mg9, Ca3, Ca6 and Ca9. The same result was observed by Malik and Azam [9], who found that soils artificially salinized by adding a mixture of salts has contributed to depressing rate of carbon mineralizations. Also, Walpola and Arunakumara [21], showed in laboratory incubations of both soil types (saline and non-saline soils) combinated with three types of animal manure (i.e. poultry manure, goat manure and cow dung) lasting for 70 days, that the salinity caused reductions in the rates of CO_2 evolution by 43, 24 and 6 % in poultry manure, goat manure and cow dung amended soils respectively.

This decrease in CO_2 evolution has been attributed to poor microbial activity of saline soils. Many studies have confirmed the negative impacts of salinity increase on soil microbial activities [29, 27, 26], or it has been possibly related to the alkalinity of the study soil [27]. Also, the high concentrations of soluble salts affect microbes via two primary mechanisms: osmotic effect and specific ion effects [30]. Soluble salts increase the osmotic potential of the soil water, drawing water out of cells which may kill microbes through plasmolysis [31]. At high-concentrations, certain ions, including Na^+, Cl^-, and HCO^-_3, are toxic to many microbes [30, 19].

On the contrary, Saviozzi et al. [28] who incubated, originally, non-saline soil at different concentrations of NaCl observed an increase in respiration compared to the control, and found that the increasing concentrations of salt, up to an EC of 4 $dS.m^{-1}$, led to increased soil respiration, indicating that smaller, more stressed microbial community was physiologically more active and used substrate less efficiently. Also Chen et al. [25] observed that the soil microbial metabolic activities were greatly restrained in saline water irrigated soils, but Soil bacterial richness and diversity increased with irrigation salinity.

Comparative Toxicities of Salts

The decrease of C-mineralization in the soils irrigated by the salts solutions of NaCl was the greatest compared to the other two salts ($CaCl_2$, and $MgCl_2$), which high sodium contents result in destruction of the soil structure that due to a lack of oxygen, becomes incapable of assuring microbial life [2].

Regarding the ion-specific toxicity of certain salts, Rath *et al.* [19] concluded that this toxicity could be observed only for respiration, which was less inhibited by salts containing SO_4^{2-} than Cl^- salts, in contrast to the microbial growth assessments.

CONCLUSION

In the present study, we found that salinity caused reductions in the rates of CO_2 evolution by 9.2, 37.2, 29.8, 1.5, 24.1, 12, 21.9, 37 and 17.8 % respectively in soil irrigated with NaCl:3 (3 $dS.m^{-1}$), NaCl:6 (6 $dS.m^{-1}$), NaCl:9 (9$dS.m^{-1}$), $MgCl_2$: 3 (3 $dS.m^{-1}$), $MgCl_2$: 6 (6 $dS.m^{-1}$), $MgCl_2$: 9 (9 $dS.m^{-1}$), $CaCl_2$: 3 (3 $dS.m^{-1}$), $CaCl_2$: 6 (6 $dS.m^{-1}$) and $CaCl_2$: 9 (9 $dS.m^{-1}$). The decrease of C-mineralization in the soils irrigated by the salts solutions of NaCl was greatest compared to the other two salts ($CaCl_2$, and $MgCl_2$).

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the Centre for Scientific and Technical Research on Arid Regions (C.R.S.T.R.A) of Biskra.

REFERENCES

1. K. Bouajila, F. Ben Jeddi, and M. Sanaa, Effet de la décomposition des résidus de sulla (Hedysarum coronarium L .) sur l ’ évolution des caractéristiques chimiques de deux types de sol en climat aride Tunisien (J. Mater. Environ. Sci., vol. 5 (3), Morocco, 2014), pp. 723–730.
2. E. F. Silva, C. M. M. de S. Fay, “Effect of salinity on soil microorganisms,” in Soil Heal. L. Use Manag., edited by Maria C. Hernandez-Soriano, (Tech, ISBN 978-953-307-614-0, 2012), pp. 176–198. https://doi.org/10.5772/2516
3. A. Lodhi, M. Arshad, F. Azam and M. H. Sajjad, Changes in mineral and mineralizable N of soil incubated at varying salinity, moisture and temperature regimes (Journal of Botany, vol. 41 (2), Pakistan, 2009), pp. 967– 980.
4. V. P. Sokoloff, Effect of neutral salts of sodium and calcium on carbon and nitrogen in soils (Journal of Agricultural Research., vol. 57 (3), Washington, 1938), pp. 201–216.
5. A. Lakhdar, M. Rabhi, T. Ghnaya, F. Montemurro, N. Jedidi and C. Abdelly, Effectiveness of compost use in salt-affected soil (Journal of Hazardous Materials, vol. 171 (1–3), Netherlands, 2009) pp. 29–37. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.132
6. M. Pessarakli, “Soil salinity and sodicity as particular plant / Crop Stress Factors,” in Handbook of Plant and Crop Stress, edited by M. Dekker, (ISBN: 0-8247-1948-4, New York, 1999), p. 1198.
7. T. G. Ammari, S. Al-Hiary and M. Al-Dabbas, Reclamation of saline calcareous soils using vegetative bioremediation as a potential approach (Arch. Agron. Soil Sci., vol. 59 (3), France, 2013), pp. 367–375.

8. E. Blumwald, Sodium transport and salt tolerance in plants (Curr Opin Plant Biol, vol. 12, Netherlands, 2000), pp. 431–434.
9. K.A. Malik and F.E. Azam, effect of salinity on carbon and nitrogen transformations in soil (Journal of Botany, vol. 11 (2), Pakistan, 1979), pp 113-122.
10. S. Cha-um and C. Kirdmanee, Remediation of salt-affected soil by the addition of organic matter - an investigation into improving glutinous rice productivity (Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.), vol. 68 (4), Brasil, 2011) pp. 406–410.
11. I.I. Bashour and A.H. Sayegh, Methods of analysis for soils of arid and semi-arid regions (FAO, 2007), p. 119.
12. M. Qadir, A. Ghafoor and G. Murtaza, Amelioration strategies for saline soils : A review (Land Degrad Develop, vol. 11, USA, 2000), pp. 501–521. https://doi.org/10.1002/1099-145X(200011/12)11
13. J. K. Chinnusamy, V.; Jagendorf and A.; Zhu, Understanding and improving salt tolerance in plants (CROP SCIENCE, vol. 46, USA, 2005), pp. 437–448.
14. T. Raychev, S. Popandova, G. Józefaciuk, M. Hajnos and Z. Sokolowska, Physicochemical reclamation of saline soils using coal powder (Int. Agrophysics, vol. 15, Poland, 2001) pp. 51–54.
15. B. Hazelto, P Murphy, Interpreting soil test results: What do all the Numbers mean? (CSIRO, Australia, 2007), p. 152. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00943_8.x
16. V. Matthieu, la minéralisation de la matière organique du sol: poste clé de la méthode du bilan?, in Conférance azote SASlaboratoire/ AGRO-Système- ARDON, (2009), p. 22.
17. Y. Dommergues, La notion de coefficient de minéralisation du carbone dans les sols, (L'agronomie Tropicale., vol. 15 (1),France, 1960), pp. 54–60.
18. C. N. Mbah, Determining the field capacity , wilting point and available water capacity of some southeast nigerian soils using soil saturation from capillary rise (J. Biotechnol., vol. 24, Niger., 2012), pp. 41–47.
19. K. M. Rath, A. Maheshwari, P. Bengtson and J. Rousk, Comparative toxicity of salts to microbial processes in soil (Applied and Environmental Microbiology, vol. 82 (7), USA, 2016), pp. 2012–2020. https://doi.org/10.1128/AEM.04052-15
20. M. Diacono and F. Montemurro, Effectiveness of organic wastes as fertilizers and amendments in salt-affected soils (Agriculture, vol. 5, Switzerland, 2015), pp. 221–230. https://doi.org/10.3390/agriculture5020221
21. K. K. I. U. Walpola and B.C.; Arunakumara, Effect of salt stress on decomposition of organic matter and nitrogen mineralization in animal manure amended soils (The Journal of Agricultural Sciences, vol. 5 (1), England, 2010), pp. 9–18.
22. A. Lakhdar, R. Scelza, R. Scotti, M.A Rao, N. Jedidi, L. Gianfreda and C. Abdelly, The effect of compost and sewage sludge on soil biologic activities in salt affected soil (R.C. Suelo Nutr. Veg. vol. 10 (1), Chile, 2010), pp. 40–47.
23. L. Wang, X. Sun, S. Li, T. Zhang, W. Zhang and P. Zhai, Application of organic amendments to a coastal saline soil in North China: Effects on soil physical and chemical properties and tree growth (PLOS ONE, vol. 9 (2), United States, 2014), pp. 1–9.
24. Y. Liang, Y. Yang, C. Yang, Q. Shen, J. Zhou and L. Yang, Soil enzymatic activity and growth of rice and barley as influenced by organic manure in an anthropogenic soil (Geoderma, vol. 115, Netherlands, 2003), pp. 149–160. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00084-3
25. C. Lijuan, L. Changsheng, F. Qi, W. Yongping, Z. Hang, Z. Yan, F. Yongjiu and L. Huiya, L, Shifts in soil microbial metabolic activities and community structures along a salinity gradient of irrigation water in a typical arid region of China (Sci. Total Environ., vol. 598, Netherlands, 2017), pp. 64–70. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.105
26. V.N.L. Wong, R.C. Dalal and R.S.B. Greene, Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: A laboratory incubation (APPLIED SOIL ECOLOGY, vol. 41, Netherlands, 2009), pp. 29–40.
27. D. N. Rietz, R. J. Haynes and S. Chidoma, Effects of soil salinity induced under irrigated sugarcane in the zimbabwean lowveld on soil microbial activity (proc. South Africa Sug. Technol. Ass., vol. 75, 2001), pp. 68– 74.
28. A. Saviozzi, R. Cardelli and R. Din Puccio, Impact of salinity on soil biological activities: A laboratory experiment (Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol. 42 (3), United States, 2011), pp. 358–367. https://doi.org/10.1080/00103624.2011.542226

29. N. Mallouhi, etude de la dynamique de la matière organique dans les sols affectés par la salinité (TROPICULTURA, vol. 7 (3), Belgium ,1989), pp. 90–97.

30. N. Yan, P. Marschner, W. Cao, C. Zuo and W. Qin, Influence of salinity and water content on soil microorganisms (Int. Soil Water Conserv. Res., vol. 3 (4), Netherlands, 2015), pp. 316–323. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.11.003

31. A. Oren, Bioenergetic aspects of halophilism (Microbiol. Mol. Biol. Rev., vol. 63 (2), 1999), pp. 334–48. https://doi.org/1092-2172/99/$04.0010

32. P. M. Driessen, Soil salinity and alkalinity in the great konya basin, turkey (Department of Tropical Soil Science, Agricultural University, Wageningen, 1970), p. 99.

33. A. Ghafoor, M.A. Gill, A. Hassan, G. Murtaza and M. Qadir, Gypsum : an economical amendment for amelioration of saline- sodic waters and soils, and for improving crop yields (Agric. Biol., vol. 3 (3), 2001), pp. 266–275.

34. A. M. Mahdy, Comparative effects of different soil amendments on amelioration of saline-sodic soils (Soil Water Res, vol. 6 (4), 2011), pp. 205–216.

35. T. Provin and J. L. Pitt, Managing Soil Salinity (Texas A M Agrilife Ext., vol. 60, 2001), pp. 1–5.

36. J. M. Anderson and J. S. I. Ingram, Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods (Second Edition) (C.A.B. International, Wallingford, 1993), p. 221.

37. M. Awad, S. G. Al Solaimani, and F. S. El-Nakhlawy, Potential risk of organic manures application on soil salinization (natural of Sciences Research, vol. 5 (15), 2014), pp. 21–25.

38. R. Chhabra, Salt affected soils and their management for sustainable rice production-Key management issues: A Review (Agricultural Reviews-Agricultural, vol. 23 (2), 2002), pp. 110–126. http://www.arccjournals.com/pdf/Reviews/ar-23-2/ar-23-2-003.pdf

39. X. Liu, S.J. Herbert, A.M. Hashemi, X. Zhang and G. Ding, Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation - a review (Plant Soil Environ., vol. 52 (12), Czech Republic, 2006), pp. 531–543.

40. R.E. Pettit, Organic matter, humus, humate, humic acid, fulvic acid and humin: their importance in soil fertility and plant health (Texas A&M University, 2014), pp. 17. https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2