

N° d'ordre : 3424

THESE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : Centre Eau, Ressources Naturelles, Environnement et Développement Durable

Structure de Recherche : Laboratoire de Spectroscopie, Modélisation Moléculaire, Matériaux, Nanomatériaux, Eau et Environnement

Discipline : Chimie

Spécialité : Eau et Environnement

Présentée et soutenue le 06/02/2021 par :

Malika LAGHROUR

EFFET DU SEMIS DIRECT SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS AU MAROC

JURY

Abdelaziz SABBAR	PES, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Président
Abdallah ZRINEH	PES, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Rapporteur/ Examineur
Bouamar BAGHDAD	PES, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II- Rabat	Rapporteur/ Examineur
Ahmed GHANIMI	PH, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Rapporteur/ Examineur
Saïd CHAKIRI	PES, Université Ibn Tofail- Kénitra, Faculté des Sciences	Examineur
Mohamed MEKKAOU	PES, Université Mohammed V- Rabat, Faculté des Sciences	Directeur de Thèse
Rachid MOUSSADEK	Dr, Institut National de la Recherche Agronomique/ ICARDA, Rabat	Co-Directeur de Thèse
Abdelmajid ZOUAHRI	Dr, Institut National de la Recherche Agronomique - Rabat	Invité

Année Universitaire : 2019/2020

Il est grand temps pour moi de remercier Dieu et toutes les personnes sans qui tout cela n'aurait pu être possible. Je dédie donc, ce travail de recherche avec grand amour et attachement ;

À Dieu tout puissant

À mes chers parents

À mon adorable petit frère Abderrahman

À la mémoire de mes petites sœurs : Noura, Fatima et Amina

À toutes mes tantes, particulièrement : Saïda BOULAHYA

À tous mes oncles surtout mon oncle Omar BOULAHYA

À mon cousin et à son épouse : Dr. Saïd et Nadia

À toutes mes chères amies

Malika Laghrour

Février 2021

L'ensemble des travaux présentés dans cette thèse ont été réalisés au sein de l'Unité de Recherche Environnement et Conservation des Ressources Naturelles du Centre Régional de la Recherche Agronomique de Rabat (INRA) en collaboration avec la Faculté des Sciences de Rabat. Ils ont été encadrés par le Professeur **Mohamed MEKKAOU**I et le Dr. **Rachid MOUSSADEK**. Cette thèse est inscrite dans le cadre du projet MCGP (Moroccan Collaborative Grants Program), entre l'ICARDA "International Centre de Recherche en Agriculture des Zones Arides" et l'INRA. Ce projet a financé une partie des travaux de terrain réalisés dans ce travail.

En premier lieu, je tiens à adresser ma reconnaissance à mon directeur de thèse Mr. **Mohammed MEKKAOU**I, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, et à mon co-directeur de thèse Dr. **Rachid MOUSSADEK**, joint Senior Scientiste à l'ICARDA/INRA, Rabat. Merci pour l'attention et le soutien que vous m'avez toujours apportés en laissant toujours vos portes ouvertes pour le grand côté humain et l'écoute que vous m'avez accordé. Merci infiniment de m'avoir guidé jusque-là et de m'avoir fait confiance tout au long de ces années de préparation de ma thèse. Tout simplement, merci d'avoir formé ce duo d'encadrement complémentaire.

Dr. **Rachid MOUSSADEK**, je vous remercie particulièrement de m'avoir fait profiter de votre précieux savoir scientifique et de votre solide expérience. Merci aussi pour toutes les opportunités que vous m'avez offertes (financement de mes participations scientifiques au Maroc, en Turquie et en France). Merci également pour le réconfort que j'ai pu trouver chez vous, avec notamment vos conseils sur les petites choses de la vie qui m'ont rassuré, m'ont motivé et m'ont permis d'avancer. Merci pour toutes les pauses discussions que ce soit en voiture ou dans votre bureau, elles m'ont apporté des précieux conseils que je ne trouverai peut-être nul part. Merci pour tout ce que vous avez fait pour moi qui allait bien au-delà de vos fonctions de co-directeur de thèse.

Pr. **Mohamed MEKKAOU**I, vous étiez directeur de mon PFE du Master, vous m'avez permis d'arriver jusqu'à cette fabuleuse aventure qu'est la thèse. Je vous remercie spécialement pour l'effort que vous avez fourni pour que ce travail soit réalisé, sans vous il n'aurait jamais pu être accompli. Merci de m'avoir orienté dans le bon sens à chaque fois que j'en avais besoin. Je n'oublierai pas votre bonne humeur qui était un stimulant pour la poursuite de mon travail.

Je remercie vivement Mr. **Abdelaziz SABBAR**, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, Université Mohammed V de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en acceptant de présider le jury de cette thèse. Je le remercie également pour sa gentillesse et pour son soutien permanent.

Je tiens à remercier grandement Mr. **Abdallah ZRINEH**, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, Université Mohammed V de Rabat, pour l'honneur qu'il me fait en tant que rapporteur de ce travail. Je le remercie aussi pour sa disponibilité et pour ses remarques précieuses et judicieuses.

J'adresse mes vifs remerciements à Mr. **Ahmed GHANIMI**, Professeur Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, Université Mohammed V de Rabat, d'avoir accepté la grande tâche d'être rapporteur de ma thèse. Je le remercie pour ses remarques pertinentes et pour son intérêt particulier apporté à ma thèse.

Je voudrais également remercier Mr. **Bouamar BAGHDAD**, Professeur à l'Institut Agronomique et Vétérinaires Hassan II de Rabat, non seulement en acceptant d'être rapporteur de cette thèse mais également pour ses discussions scientifiques enrichissantes, ses qualités humaines et pour ses précieux conseils.

Je tiens à remercier profondément Mr. **Said CHAKIRI**, Professeur chargé du centre d'études doctorales et de la formation continue à la Faculté des Sciences, Université Ibn Tofail de Kénitra d'avoir accepté d'être examinateur de cette thèse et pour ses conseils scientifiques importants.

Je souhaite aussi exprimer mon grand respect, ma profonde gratitude et mes vifs remerciements à Mr. **Abdelmjid ZOUAHRI**, Chef de Département de l'Environnement à l'INRA de Rabat, non seulement d'avoir accepté notre invitation mais aussi pour son soutien et son encouragement durant mes travaux de recherche au laboratoire. Qu'il trouve ici ma profonde reconnaissance.

J'ai aussi beaucoup de plaisir à remercier l'équipe du projet MCGP pour le soutien financier sans lequel cette thèse ne serait pas réalisée.

Mes remerciements vont aussi à tout le personnel de l'Unité de Recherche sur l'Environnement et la Conservation des Ressources Naturelles du Centre Régional de la Recherche Agronomique de Rabat, qui a participé de loin ou de près à la réalisation de ce travail. Pour cette occasion, un merci particulier va aux Dr. **Ahmed DOUIAK** et le future Dr. **Hamza IAACH** pour tout genre d'aide qui m'ont apporté lors de mon stage à l'INRA.

Je remercie aussi et infiniment Dr. **Rachid MRABET**, Directeur de la recherche scientifique et Chef de la division scientifique à INRA. Grand homme scientifique plein de générosité. Il n'a jamais cessé de partager avec moi toutes les actualités sur la science du sol en générale et sur l'agriculture de conservation en particulier, ainsi que, les événements qui y sont liés. Merci pour votre participation dans la réalisation de ce travail en corrigeant mon 2^{ème} article et d'autres.

Je n'oublie pas bien sûr mes ancien(ne)s ami(e)s qui ont été toujours là pour me conseiller, m'aider et m'encourager à continuer et ne jamais baisser les bras. Merci à vous toutes et tous.

Milika Laghrou, Février 2021

Au Maroc, l'irrégularité du climat, particulièrement dans les zones semi-arides et arides, accompagnée par le labour intensif des terres agricoles, peuvent fortement contribuer à leur appauvrissement en matière organique, causant ainsi leur instabilité et menaçant donc leur durabilité. Cependant, l'amélioration de la qualité des sols et leur protection contre les formes d'érosion, dépendent du mode de travail du sol. Pour ces raisons que l'agriculture de conservation notamment le semis direct a été proposée comme une technique alternative qualifiée durable dans plusieurs études. Ces travaux de recherches ont pour objectif l'évaluation et l'amélioration des connaissances des effets importants du système semis direct sur les propriétés physiques et chimiques des sols marocains. Trois sites d'expérimentations ont été choisis à différentes durées : site I (sur le court- et sur le moyen-terme), site II (sur le moyen-terme) et site III (sur le long-terme). Comparativement au semis conventionnel, le système semis direct, a donné les meilleurs résultats pour la plupart des propriétés étudiées. En effet, les teneurs en matière organique et en acides humiques observées sous ce dernier système, ont été significativement élevées (P -value $< 0,05$) à la surface du sol pour les sites I et II et jusqu'à 40 cm pour le site III. Ceci renforce la cohésion entre les agrégats du sol causant une meilleure stabilité structurale sous ce nouveau système. Une teneur en eau peu élevée, sous ce dernier versus semis conventionnel a été observée dès le court terme. Les résultats de l'azote total et du phosphore assimilable, n'ont été observés significativement supérieurs en faveur du semis direct que dans le long terme. Pour la densité apparente et le taux d'infiltration, la différence entre les deux modes du semis, diminue en fonction du temps. Finalement, on peut conclure que le semis direct, constitue une solution fiable pour améliorer les principales propriétés physiques et chimiques du sol et ceci permettra donc, une meilleure conservation des sols.

Mots clés : Semis direct, matière organique, propriétés physiques, propriétés chimiques, Vertisol, Maroc

Abstract

In Morocco, the irregularity of the climate, particularly in semi-arid and arid zones, accompanied by the intensive plowing of soil, can strongly contribute to the depletion of organic matter, causing soil instability; and therefore, threatening sustainability. However, the improvement of the soil quality and its protection against the erosion forms depend on the soil tillage methods used. For these reasons, conservation agricultural practices, particularly no-tillage, has been proposed as a reliable alternative technique; it has qualified as sustainable in several studies. This thesis aims to evaluate and improve the knowledge of the important effects of the no tillage system on the physical and chemical properties of Moroccan soils. Three experimental sites were chosen at different durations: site I (on the short- and medium-term), site II (on the medium-term) and site III (on the long-term). Compared to conventional tillage, the no tillage system gave the best results for most of the studied properties. Indeed, the organic matter and humic acid contents were observed to be significantly high (P -value < 0.05) at soil surface for sites I and II and up to 40 cm depth for site III. This reinforces the cohesion between the soil aggregates causing better structural stability under this new system. Water content was observed in favor of the no tillage system from the short-term experiment. The results of total nitrogen and assimilable phosphorus were observed significantly higher in favor of the no tillage system after long-term testing in the soil surface. Furthermore, for bulk density and rate of infiltration), the difference between the two treatments, decreases with time. Finally, the no tillage system is a reliable solution to improve the physical and chemical properties of the soil and this will allow for better soil conservation.

Key words: No-tillage, organic matter, physical properties, chemical properties, Vertisol, Morocco

يساهم المناخ الغير منتظم في المناطق الشبه جافة والجافة، خاصة حين يتلازم مع الاستخدام المكثف للزراعة التقليدية المعتمدة على الحرث العميق للتربة، بقوة في استنزاف محتوى مادتها العضوية، مما يجعلها ضعيفة ذات بنية غير مستقرة وهذا طبعا يهدد إستدامتها. و مع ذلك، فإن التحسين من جودة التربة وحمايتها من شتى أنواع التعرية، يعتمد على طرق الحرث المستعملة. لهذه الأسباب، تم اقتراح إستراتيجية الزراعة المحافظة على صيانة الموارد الزراعية، بما في ذلك البذر المباشر، كحل بديل يطرح استدامة جيدة في دراسات عديدة حول العالم. تهدف هذه الدراسة لتقييم وتحسين معارف التأثيرات الهامة لنظام الحرث على الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة المغربية. من أجل ذلك، تم اختيار ثلاثة مواقع تجريبية: الموقع ١ (على المدى القصير والمتوسط) ؛ الموقع ٢ (على المدى المتوسط) والموقع ٣ (على المدى البعيد). أظهرت نتائج هذا العمل أن معظم الخصائص المدروسة كانت لصالح نظام البذر المباشر مقارنة مع تقنية الزراعة التقليدية. في الواقع، بينت الإحصائيات أن محتوى كلا من المادة العضوية و الأحماض الدبالية كان مرتفعا على سطح التربة ($P < 0,05$) في الموقعين ١ و ٢ وكذلك على مستوى ٤٠ سنتيم في الموقع ٣ لصالح نظام البذر المباشر. وهذا يعزز من تماسك بنية التربة مؤديا إلى ثبات هيكلها في القطع الزراعية المعتمدة على البذر المباشر. بالنسبة لنتائج رطوبة التربة، سجلت لصالح النظام الجديد مع تجربة المدى القصير. بينما لم يساهم هذا البذر المباشر على رفع محتويات عنصري النتروجين الكلي والفوسفور القابل للامتصاص على سطح التربة إلا في المدى البعيد (موقع ٣). أما بالنسبة للكثافة الظاهرية و لمعدل الترشيح، فقد بينت النتائج أنه مع مرور الوقت، ينخفض الفرق بين التقنيتين. ومن هذا نستنتج، أن نظام البذر المباشر يشكل حلا للتحسين من الخصائص الفيزيائية والكيميائية للتربة مما يسمح بصيانتها بشكل أفضل.

الكلمات الدالة: البذر المباشر، المادة العضوية، استقرار البنية، الكثافة الظاهرية و الطين.

Acronymes

AC	Agriculture de Conservation
AH	Acide Humique
BM	Banque Mondiale
C/N	Carbone/Azote
CE	Conductivité Electrique
CEC	Capacité d'échange Cationique
CIRAD	Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CO	Carbone Organique
COP21	21 ^{ème} Conférence Des Parties (Conference Of the Parties)
COT	Carbone Organique Total
Da	Densité Apparente
DMP	Diamètre Moyen Pondéral
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (Food and Agriculture Organization of the United Nations)
FT-IR	Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier (Fourier Transform Infrared Spectroscopy)
GCRAI	Groupe Consultatif pour la Recherche Agricole Internationale
GIZ	Agence de Coopération Internationale Allemande pour le Développement (Deutsche Gesellschaft Für Internationale Zusammenarbeit)
GLASOD	Evaluation Globale de la Dégradation Anthropique des Sols (GLObal Assessment of human induced SOil Degradation)
IPCC	Groupe D'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (Intergovernmental Panel on Climate Change)
IR	InfraRouge
K_{éch.}	Potassium Echangeable
LDD	Limite De Détection

LDQ	Limite De Quantification
LIBS	Spectroscopie sur Plasma Induit par Laser (Laser-Induced Breakdown Spectroscopy)
MIR	Moyen InfraRouge
MO	Matière Organique
MOS	Matière Organique du Sol
N_t	Azote Total
OVH	Oxydation par Voie Humide
OVS	Oxydation par Voie Sèche
PAF	Perte Au Feu
P_{ass.}	Phosphore Assimilable
PIB(A)	Produit Intérieur Brut (Agricole)
PIR	Proche InfraRouge
PMV	Plan Maroc Vert
RMN	Résonance Magnétique Nucléaire
RPE	Résonance Paramagnétique Electronique
SAU	Surface Agricole Utile
SC	Semis Conventionnel
SD	Semis Direct
SH	Substances Humiques
SIR	Spectroscopie Infra-Rouge
S-K	Springer et Klee
SPIR	Spectroscopie Proche Infrarouge
TDR	Humidimètre (Time Domain Reflectometry)
UN	Nation Unies
UV	Ultraviolet
W-B	Walkley et Black

Introduction générale.....	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique.....	5
I.1. Intensification de la dégradation de la qualité des sols et limites de l'agriculture conventionnelle.....	6
I.1.1. Introduction.....	6
I.1.2. Pourquoi la dégradation des sols devrait être inquiétante ?	7
I.1.2.1. Définition de la dégradation du sol	7
I.1.2.2. Généralités	7
I.1.2.3. Dégradation des sols en chiffres	8
I.1.3. Dégradation physico-chimique des sols : Causes et conséquences.....	10
I.1.3.1. Dégradation physique des sols	10
I.1.3.2. Dégradation chimique des sols.....	11
I.1.4. Limites de l'agriculture conventionnelle et appel à une approche de précaution	12
I.1.5. Conclusion	15
I.2. Evolution et bienfaits de l'agriculture de conservation.....	15
I.2.1. Introduction.....	15
I.2.2. Evolution de l'agriculture de conservation et du semis direct	16
I.2.2.1. Définition et principe	16
I.2.2.2. Évolution de l'agriculture de conservation dans le monde	16
I.2.3. Effets de l'agriculture de conservation sur les propriétés physiques du sol.....	19
I.2.3.1. Stabilité structurale.....	19
I.2.3.2. Densité apparente	20
I.2.3.3. Teneur en eau	21
I.2.3.4. Infiltration du sol.....	22
I.2.4. Effet de l'agriculture de conservation sur les propriétés chimiques du sol.....	22
I.2.4.1. pH.....	22
I.2.4.2. Conductivité électrique	23
I.2.4.3. Azote total et rapport C/N	24
I.2.4.4. Capacité d'échange cationique.....	25
I.2.4.5. Phosphore assimilable et potassium échangeable	26
I.2.5. Conclusion	27
I.3. Matière organique des sols.....	28
I.3.1. Introduction.....	28
I.3.2. Définition de la matière organique du sol	28
I.3.3. Evolution, rôle et composition de la matière organique.....	29
I.3.3.1. Evolution de la matière organique dans le sol.....	29
I.3.3.2. Rôle de la matière organique dans le sol.....	30
I.3.3.3. Composition des composés organiques	34
I.3.4. Substances humiques	35
I.3.4.1. Définition et classification	35
I.3.4.2. Structure des substances humiques	35
I.3.5. Effet de l'agriculture de conservation sur la matière organique et sur les acides humiques du sol	36
I.3.6. Conclusion	38
Chapitre II : Sites d'étude, matériel et choix méthodologique	39
II.1. Sites d'étude, matériel et méthodes	40
II.1.1. Introduction.....	40
II.1.2. Présentation des sites d'expérimentations	40
II.1.2.1. Localisation.....	40
II.1.2.2. Données climatiques	42
II.1.3. Méthodologie	43

II.1.3.1. Essais du semis direct et du semis conventionnel.....	43
II.1.3.2. Méthodes d'échantillonnage et de préparation des échantillons des sols	43
II.1.4. Méthodes d'analyses effectuées.....	46
II.1.4.1. Analyse granulométrique	46
II.1.4.2. Stabilité structurale	47
II.1.4.3. Densité apparente.....	48
II.1.4.4. Infiltration	48
II.1.4.5. Teneur en eau.....	49
II.1.4.6. pH et conductivité électrique du sol.....	49
II.1.4.7. Azote total.....	50
II.1.4.8. Phosphore assimilable et potassium échangeable	50
II.1.4.9. Capacité d'échange cationique	50
II.1.4.10. Extraction des acides humiques	50
II.1.4.11. Matière organique	51
II.1.5. Etudes statistiques.....	52
II.2. Méthodes de la mesure de la teneur en matière organique dans le sol	52
II.2.1. Introduction.....	52
II.2.2. Techniques ex-situ	53
II.2.2.1. Préparation du sol pour la détermination de la matière organique du sol.....	53
II.2.2.2. Méthode directe : perte au feu	54
II.2.2.3. Méthodes Indirectes : oxydation par voie humide et sèche	56
II.2.3. Techniques de mesure au champ de la MOS	63
II.2.3.1 Spectroscopie Infra-Rouge	63
II.2.3.2. Spectroscopie sur plasma induit par laser	64
II.2.4. Conclusion	67

Chapitre III : Résultats et discussions 68

III.1. Effet du système semis direct sur la matière organique et sur les acides humiques des Vertisols	69
III.1.1. Introduction	69
III.1.2. Effet sur la matière organique	69
III.1.3. Effet sur les acides humiques	75
1.3.1. Spectre Infrarouge des acides humiques	78
III.1.4. Conclusion.....	81
III.2. Effet du système semis direct sur les propriétés physiques des Vertisols	81
III.2.1. Introduction	81
III.2.2. Effet sur la stabilité structurale	82
III.2.3. Effet sur la densité apparente	88
III.2.4. Effet sur la teneur en eau	91
III.2.5. Effet sur l'infiltration du sol	93
III.2.6. Conclusion.....	95
III.3. Effet du système semis direct sur les propriétés chimiques des Vertisols.....	96
III.3.1. Introduction	96
III.3.2. Effet sur le pH	97
III.3.3. Effet sur l'azote total et sur le rapport C/N	100
III.3.3.1. Azote total	100
III.3.3.2. Rapport C/N	104
III.3.4. Effet sur la conductivité électrique.....	104
III.3.5. Effet sur la CEC et sur les bases échangeables	107
III.3.5.1. Capacité d'échange cationique	107
III.3.5.2. Bases échangeables	108
III.3.6. Effet sur le phosphore assimilable et le potassium échangeable	109
III.3.6.1. Phosphore assimilable	109
III.3.6.2. Potassium échangeable	111

III.3.7. Conclusion.....	112
<i>Conclusion générale et perspectives</i>	114
<i>Articles</i>	118
<i>Références</i>	120
<i>Annexe</i>	157

Liste des tableaux

Tableau I-1 : Coût de dégradation des terres au Maroc	10
Tableau I-2 : Causes de dégradation chimique des sols.....	11
Tableau I-3 : Agriculture de conservation dans le monde ('000 ha)	18
Tableau I-4 : Agriculture de conservation en Afrique du nord.	19
Tableau I-5 : Effet du système semis direct sur le pH eau dans le sol.	23
Tableau I-6 : Effet du mode de travail du sol sur l'azote total du sol	24
Tableau I-7 : Effet du mode de travail du sol sur le phosphore assimilable et le potassium échangeable et leur distribution.....	27
Tableau I-8 : Effet de mode de travail du sol sur la matière organique du sol.	37
Tableau II-1 : Caractéristiques des trois sites d'expérimentation.....	42
Tableau II-2 : Nombre d'échantillons des sols prélevés, les cultures cultivées et la période de prélèvement pour les trois sites d'étude.	44
Tableau II-3 : Paramètres physiques et chimiques étudiés sous les deux modes de travail du sol.....	45
Tableau II-4 : Les trois fractions du sol et leur grosseur.	46
Tableau II-5 : Caractéristiques granulométriques des sols des trois sites d'expérimentations.....	47
Tableau II-6 : Choix de la température utilisée dans la méthode PAF pour la mesure du COS.	55
Tableau II-7 : Différents travaux comparatifs entre la méthode PAF à différentes températures et d'autres méthodes de la mesure de la MOS.....	55
Tableau II-8 : Teneurs en carbone organique du sol déterminées par les procédures suivantes : Voie sèche (% COVS), Walkley et Black (Titration) (% COWB) et Anderson et Ingram (Colorimétrie) (% COC)	59
Tableau II-9 : Différentes études comparatives entre les deux méthodes de la mesure du COS (OVS et OVH).....	61
Tableau II-10 : Temps d'ébullition (min) et températures (°C) de chauffage utilisés dans la méthode d'OVH.....	61
Tableau III-1 : Teneurs en MOS sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à différentes profondeurs et à différentes durées.....	70
Tableau III-2 : Moyennes des diamètres moyens pondéraux (DMP en mm), à court, à moyen et à long terme d'expérimentation.	87
Tableau III-3 : Moyennes de la densité apparente (Da) mesurées à la surface du sol sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à différentes durées.	89
Tableau III-4 : Coefficients de perméabilité pour les sites II et III (Merchouch et Jemaat Shaim) sous les deux modes de travail du sol (SD et SC).	94
Tableau III-5 : Teneurs en azote total et le rapport C/N sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à différentes profondeurs et à différentes durées.....	101
Tableau III-6 : Conductivité électrique (CE) des sols de trois sites sous les deux systèmes semis direct (SD) et semis conventionnel (SC).	105
Tableau III-7 : Comportement de la capacité d'échange cationique (CEC) et les bases échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} sous les modes de pratiques culturales à 0-10 cm.	107

Liste des figures

Figure I-1 : Estimations du niveau de la dégradation des sols dans le monde.....	9
Figure I-2 : Origines de la dégradation de la qualité des sols.....	14
Figure I-3 : Photo exemple du Dust Bowl dans les plaines du sud des États-Unis au milieu des années trente.	17
Figure I-4 : Evolution de la surface globale de l'agriculture de conservation	18
Figure I-5 : Effet du travail du sol sur la densité apparente des différents horizons	21
Figure I-6 : Evolution de la $\Delta\theta$ sous le système semis direct à la surface du sol (0-7,5 cm).....	21
Figure I-7 : Evolution des teneurs en azote sous les deux modes de travail du sol (SD et SC) à 0-30 cm, en fonction de la date d'adoption du SD.....	25
Figure I-8 : Evolution du rapport C/N à 0-30 cm, sous les deux modes de travail du sol (SD et SC) en fonction de la date d'adoption du SD	25
Figure I-9 : Evolution de la matière organique et formation de l'humus.....	29
Figure I-10 : Relation entre le taux d'agrégats stables à l'eau et les teneurs en carbone organique du sol	31
Figure I-11 : Schéma d'organisation hiérarchique de la structure des sols. A chaque taille d'agrégats, est associé un type spécifique de matière organique du sol qui stabilise la structure.....	32
Figure I-12 : Battance importante sur une parcelle maintenue en jachère nue pendant 80 ans et donc fortement appauvrie en MO	33
Figure I-13 : Variation de l'indice de battance du sol en fonction de sa teneur en matière organique.	33
Figure I-14 : Diagramme de l'effet de l'augmentation de la teneur en matière organique du sol et de la fertilité globale du sol par l'amélioration du carbone organique du sol	34
Figure I-15 : Modèle d'un acide humique [222].....	36
Figure I-16 : Evolution du COS sous le système semis direct après 1 an, 4 ans, 11 ans et 20 ans d'essais.....	37
Figure II-1 : Localisation géographique de trois sites d'étude.	41
Figure II-2 : Sites expérimentaux (I : Ain Sbit et Merchouch ; II : Jemaat Shaim).	41
Figure II-3 : Moyennes mensuelles interannuelles (10 ans) des précipitations et des températures dans la région de Rabat comparées aux valeurs moyennes mensuelles (10 ans) de la région Safi.....	43
Figure II-4 : Principaux avantages et inconvénients des méthodes ex-situ pour la mesure de la teneur en MOS/COS.	62
Figure II-5 : Schéma expérimental d'un système de (LIBS)	65
Figure III-1 : Moyennes des teneurs en MOS (sous SD et sous SC) et des teneurs en argile obtenues sur chaque site et à 0-10 cm de profondeur.	74
Figure III-2 : Moyennes des teneurs en MOS (sous SD et sous SC) et des teneurs en argile obtenues sur chaque site et à 0-20 cm de profondeur	74
Figure III-3 : Teneur des acides humiques (AH) extraits sous le système SD et sous SC pour les trois sites d'étude et pour différentes profondeurs.	76
Figure III-4 : Teneurs des acides humiques (en g/kg) obtenus sur les parcelles de trois sites I, II et III (ayant 8 ans, 12 ans et 33 ans sous SD) et à 0-20 cm de profondeur.	78
Figure III-5 : Spectre infra-rouge de l'acide humique extrait de Vertisol du Merchouch (site II) pour les deux modalités de travail du sol.....	80
Figure III-6 : Effet de travail du sol (semis direct (SD ₅), semis conventionnel (SC) sur le diamètre moyen pondéral (DMP) de trois tests de la stabilité structurale à 0-10 cm de profondeur (cas d'Ain Sbit ; site I).	82
Figure III-7 : Effet de travail du sol (semis direct (SD ₁₀), semis conventionnel (SC) sur le diamètre moyen pondéral (DMP) de trois tests de la stabilité structurale à 0-10 cm de profondeur (Cas du Merchouch ; site II).	83
Figure III-8 : Effet de travail du sol (semis direct (SD ₃₂), semis conventionnel (SC) sur le diamètre moyen pondéral (DMP) de trois tests de la stabilité structurale (Cas de Jemaat Shaim).	85
Figure III-9 : Teneur en eau à 0-13 cm de profondeur.	91
Figure III-10 : Teneur en eau en fonction de la profondeur sous les deux pratiques agricoles (SD ₁₂ et SC) (cas du site de Merchouch).....	92

Figure III–11 : Effet de mode de travail du sol (SD ₁₂ et SC) sur l'évolution de la vitesse d'infiltration au cours du temps à une profondeur de 0-20 cm (cas de Merchouch).	93
Figure III–12 : Effet de mode de travail du sol (SD ³³ et SC) sur l'évolution de la vitesse d'infiltration au cours du temps à une profondeur de 0-20 cm (cas de Jemaat Shaim).	94
Figure III–13 : Comportement du pH en fonction de la profondeur sous les deux modes de travail du sol (SD et SC) après 8 ans, 12 ans et 33 ans d'expérimentation.	98
Figure III–14 : Valeurs de pH des trois sites d'études et sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à 0-10 cm de profondeur.	99
Figure III–15 : Comportement de l'azote total (Nt) de trois sites sous les deux systèmes SD et SC à 0-20 cm de profondeur.	103
Figure III–16 : Conductivité électrique mesurée dans les trois sites d'étude à 0-10 cm sous semis direct (SD) et semis conventionnel (SC).	106
Figure III–17 : Phosphore assimilable (Pass.) à 0-10 cm de profondeur sous les deux pratiques agricoles semis direct (SD) et semis conventionnel (SC) pour les trois sites d'étude.	109
Figure III–18 : Comportement du phosphore assimilable (P) sous les modes de pratiques agricoles (SD et SC) en fonction de la profondeur après 12 ans d'essais (cas du site de Merchouch).	110
Figure III–19 : Potassium échangeable (Kéch.) à 0-10 cm de profondeur sous les deux pratiques agricoles SD et SC pour les deux premiers sites d'étude.	111
Figure III–20 : Comportement du potassium échangeable sous les modes de pratiques agricoles (SD et SC) en fonction de la profondeur après 12 ans d'essais (cas du Merchouch).	112

Introduction générale

Au Maroc, le secteur agricole occupe une place importante sur le plan socio-économique et environnemental. Il contribue à la formation de 13,2 % du Produit Intérieur Brut (PIB) [1] et emploie environ 74% de la population rurale, ce qui représente près des trois quarts de la population active [2]. Autrement dit, l'agriculture au Maroc assure la sécurité alimentaire de dizaines de millions de personnes. A cet effet, le gouvernement marocain a déployé d'importants efforts depuis l'indépendance pour le développement de ce secteur. Le Plan Maroc Vert, est la dernière stratégie adoptée depuis 2008 visant d'assurer une sécurité alimentaire et un développement durable sain. Cette stratégie a pu apporter divers avantages au secteur agricole au Maroc. En effet, le taux de croissance moyen du secteur agricole s'est nettement amélioré de 3% entre 2000 et 2007 à 7,3 % entre 2008 et 2017 [1].

Par ailleurs, le secteur agricole est presque totalement dépendant de la pluviométrie dont la quantité varie selon les régions et les années agricoles. D'où, le risque d'une insécurité alimentaire [3]. A titre d'exemple, la valeur du Produit Intérieur Brut du secteur Agricole (PIBA) a diminué en 2016 par rapport à 2015 avec un taux de variation d'environ 11%. Ceci est dû principalement aux conditions climatiques sèches qui ont marqué l'année 2016 [1]. Alors que, le PIBA peut atteindre plus que 20 % si les précipitations annuelles augmentent [4-5]. Les conditions climatiques défavorables, particulièrement la sécheresse, influencent la durabilité de ce secteur agricole et affectent par conséquent les performances globales de l'économie marocaine.

En agriculture, le sol est le premier facteur de production. Au Maroc, ce milieu reste fragile et disponible en quantité limitée et ceci a été traduit par sa forte dégradation. Cette dernière est devenue importante surtout dans les régions méditerranéennes [6-9]. Quatre-vingt-dix pourcents des sols dégradés au Maroc, se situent dans les zones arides et semis arides [10-11]. Le coût de la dégradation des sols pour la société marocaine a été évalué pour l'année 2014, à 0,54 % du PIB. Ceci est dû notamment à l'érosion, au défrichement et à la désertification [12]. Une étude réalisée en 2013 a indiqué que les pertes en sol, peuvent s'intensifier en utilisant des techniques inappropriées de gestion des sols. Plus de 15 millions d'ha des terres agricoles au Maroc sont sous une menace réelle [13].

Plusieurs travaux ont montré que la forte croissance démographique, les insuffisances techniques, environnementales et économiques, obligent les agriculteurs à exercer une pression sur leurs terres (des rotations de plus en plus intensives, de surpâturage, etc.) [14-15]. En effet, les agriculteurs pensent que le labour intensif permet d'améliorer la qualité des sols et d'augmenter le rendement des cultures. Alors que, certains chercheurs ont montré à travers leurs études que l'agriculture conventionnelle s'avère néfaste pour les sols [16-18]. Les effets en question se traduisent particulièrement, par la réduction du couvert végétal et donc, la diminution de la teneur en matière organique [19]. Cette diminution amène à une faible fertilité, à une instabilité de la structure, à une baisse de la capacité de rétention de l'eau, à une augmentation de l'érosion et du ruissellement,

induisant à une perte de productivité des sols. Par contre, la présence de cette composante en quantité suffisante dans le sol permet de renforcer la cohésion entre les agrégats du sol ce qui améliore ses propriétés hydriques physiques et chimiques [20-22]. Ces éléments indiquent clairement que l'avenir de la qualité des sols au Maroc semble plus que menacée. Pour ces raisons, l'adoption d'une nouvelle stratégie pour assurer une utilisation durable des sols agricoles s'avère plus que nécessaire.

Suite à ces différents enjeux, l'agriculture de conservation, basée sur le maintien d'une couverture organique à la surface du sol et sur une rotation des cultures, constitue une solution fiable, efficace, rentable et durable contre la dégradation des ressources naturelles. Ceci a été proposé par de nombreux chercheurs [19 ; 23-24]. L'adoption du système semis direct est un meilleur exemple de l'agriculture de conservation. Il vise à améliorer la structure et la fertilité du sol en augmentant les teneurs en matière organique [20 ; 25]. En effet, le mode de travail du sol a un effet visible sur la quantité de cette dernière principale composante [26-27]. D'après ces travaux, le labour accélère sa destruction, alors que le système semis direct la restaure en quelques années.

Afin d'évaluer ce que peut faire le système semis direct face à la dégradation de la qualité des sols marocains, l'Institut National de la Recherche Agronomique a adopté cette technique de conservation dans différentes régions semi-arides et arides sur des essais multi-dates. Un premier essai a été installé depuis 1983 dans la région du Jamaat Shaim à Safi et deux autres, ont été installés depuis 2004 à la station expérimentale du Merchouch à Zaër-Rabat. Cependant, les effets de ce système sur le court et sur le moyen terme, ne sont pas toujours visibles, malgré l'existence de quelques travaux (Mrabet et Moussadek). Mais, le suivi de la qualité de ces sols sous semis direct semble nécessaire pour confirmer les effets positifs de ce mode de travail.

Pour mieux visualiser nos propos, on va nous intéresser dans le présent travail à l'étude de comportement des propriétés physiques et chimiques du sol sous deux conduites de travail contrastées (semis direct et semis conventionnel). Il s'agit plus particulièrement d'étudier les propriétés suivantes : la matière organique, les acides humiques, la stabilité structurale, la densité apparente, la teneur en eau, l'infiltration, le pH, l'azote total, le rapport carbone total/azote total, la capacité d'échange cationique, les bases échangeables, la conductivité électrique, le phosphore assimilable et enfin le potassium échangeable. Pour cela, trois sites ont été choisis et les essais menés sur ces sites ont été classés selon la durée de l'adoption du système semis direct. Un essai à court- et à moyen terme (5 et 8 ans ; site I ; à Ain Sbit), un autre essai à moyen-terme (entre 10 et 12 ans ; site II ; à Merchouch) et le dernier à long-terme (entre 32 et 33 ans ; site III ; à Jemaat Shaim).

Pour bien mener ce travail, notre mémoire de thèse sera structuré en trois parties principales :

- i. La première partie est une synthèse bibliographique portant sur la dégradation du sol et la limite de l'agriculture conventionnelle ; l'agriculture de conservation dans le monde et ses effets sur les propriétés physiques et chimiques et enfin un chapitre sur l'importance de la matière organique et son comportement sous les deux modes de travail du sol.
- ii. La deuxième partie présente, la localisation des trois sites choisis pour cette étude, la méthodologie suivie, l'échantillonnage et la préparation des sols échantillonnés, la description des méthodes expérimentales utilisées et une revue sur les différentes méthodes de quantification de la matière organique du sol.
- iii. Enfin, la troisième partie dans laquelle nous présentons les résultats de l'étude du comportement des propriétés physiques et chimiques sous les deux systèmes étudiés en tenant compte de la durée de l'adoption de cette nouvelle technologie et de la profondeur du sol.

Les différents résultats obtenus seront brièvement présentés en conclusion générale dans laquelle nous évoquerons les limites de ce travail et les perspectives de recherches complémentaires.

Chapitre I :

Synthèse bibliographique

I.1. Intensification de la dégradation de la qualité des sols et limites de l'agriculture conventionnelle

I.1.1. Introduction

Le sol est un élément clé pour l'agriculture. Il joue un rôle considérable dans les changements climatiques, la dynamique de l'écosystème et dans la sécurité alimentaire [28 ; 29]. Cette ressource précieuse et non renouvelable constitue en effet un milieu unique et indispensable aux vivants [30]. Sa structure ainsi que l'ensemble de ses propriétés physiques et chimiques, ont un effet direct sur le développement des cultures et agit sur leur rendement. Cependant, cette ressource naturelle qui est essentielle à notre survie subit une pression croissante du fait de l'augmentation des besoins et soumise à différents processus qui peuvent menacer la durabilité de son fonctionnement et les services écosystémiques qui y sont liés [31]. Par ailleurs, un sol est dégradé lorsqu'il perd une ou plusieurs de ses qualités [32].

La qualité du sol a été définie comme étant la résultante de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques, permettant la croissance et le développement des cultures [33]. En général, la dégradation du sol engendre, une augmentation des émissions de gaz CO₂ ; des pertes en matière organique ; une diminution de la fertilité du sol ; des baisses de rendement ; des dommages physiques importants et dans certains cas, la pollution des eaux de surface [34-35]. De tout ce qui est cité, résulte un écosystème fragile, d'où, l'aisance de sa dégradation. Cette dernière est devenue importante surtout dans les régions arides et semi-arides [6-9]. L'origine de cette dégradation pourrait être naturelle, comme il existe d'autres facteurs anthropiques qui peuvent accélérer sa gravité, particulièrement, l'agriculture intensive basée sur le labour. Pour cela, plusieurs manifestations scientifiques ont été organisées pour discuter l'importance de la durabilité du sol. A titre d'exemple, cette importance a été bien rapportée lors du 68^{ème} Assemblée Générale des Nations Unies (UN) en déclarant 2015 comme année internationale des sols [36], ainsi que, l'Union Internationale des Sciences du Sol (IUSS) a déclaré la décade des sols (2015-2024) [37]. De nombreuses déclarations des Nations Unies, incluent l'urgence d'aborder les questions de la dégradation des sols parmi les défis mondiaux [19 ; 36]. Dès lors, les sols érodés ou entrain de l'être nécessitent des mesures fiables et protectrices pour réserver ce milieu naturel et assurer le développement d'une agriculture durable. Pour cet effet, des programmes comme celui de l'Evaluation Mondiale de la Dégradation des Sols induite par l'Homme (GLASOD) ont été établis dans le but d'évaluer l'état alarment et la gravité de toutes formes de dégradation des sols à l'échelle mondiale. Il a été indiqué par l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) que, 33 % des terres sont modérément ou gravement dégradées suite à certains types de dégradation des sols [38].

Ce présent chapitre, fera une synthèse bibliographique traitant les causes et les conséquences de la dégradation des sols, ainsi que sa gravité à l'échelle mondiale et surtout dans les pays ayant un climat aride ou semis aride. Enfin, quelques limites de l'agriculture intensive seront citées, afin de pouvoir faire appel à une approche alternative (agriculture de conservation) comme solution globale pour préserver ce milieu naturel.

I.1.2. Pourquoi la dégradation des sols devrait être inquiétante ?

I.1.2.1. Définition de la dégradation du sol

Elle est définie comme un processus qui réduit le potentiel de production des sols ou de l'utilité des Ressources naturelles [39]. Elle se définit également comme un changement de l'état de santé du sol provoquant une diminution de la capacité de l'écosystème à fournir des services à ses bénéficiaires [38]. Des chercheurs l'ont décrit comme étant phénomène d'origine anthropique [40-41]. Selon Oldeman, la dégradation du sol peut être décrite généralement comme une détérioration de la qualité du sol : perte totale d'une ou de plusieurs fonctions du sol [40]. Ceci permet de dire que la dégradation du sol peut avoir lieu quand les caractéristiques du sol changent soit en raison des facteurs naturels ou bien anthropiques. Ces derniers peuvent modifier la structure et la qualité des sols par la déforestation, l'élimination de la couverture végétale naturelle, les activités agricoles intensives, le surpâturage... [19 ; 42-45].

La définition diffère selon la période de l'évaluation de cette dégradation.

I.1.2.2. Généralités

Si les sols sont aujourd'hui dégradés, c'est parce que peu d'attention a été leur consacrée. Les chercheurs et les décideurs pensaient que la dégradation des sols peut être un aspect négligeable et s'intéressaient essentiellement aux volets économiques. De même, dans les pays industrialisés, la contribution du PIBA à la croissance économique est très basse, ce qui les a conduits à négliger la pertinence de l'agriculture et par conséquent, à négliger le sol. La dégradation de ce dernier et la croissance démographique ne peuvent pas être observées si facile par les agriculteurs qui n'ont souvent aucun contrôle sur les enjeux. Au cours de ces dernières décennies, la croissance démographique pousse les chercheurs à trouver des solutions à court terme pour assurer l'augmentation de la production alimentaire. Mais, ils ignoraient qu'à long terme ces solutions deviendront des problèmes sérieux qui nécessiteront des coûts de gestion élevés s'ils ne réagissent pas aussitôt. Une utilisation intensive des engrais tels que l'azote synthétique et le phosphore, l'application des pesticides et l'irrigation par les eaux riches en sodium, sont des exemples de ces solutions qui provoquent une agriculture intensive [46-49]. La monoculture massive fait partie aussi de ce genre d'agriculture. Néanmoins, cette intensification de l'agriculture aboutit avec le temps à l'appauvrissement des sols en

matières organiques et en nutriments. Ceci provoque par la suite une dégradation des sols par des processus physiques (érosion, compaction), chimiques (pollution) et aussi biologique (biodiversité faible). En outre, l'urbanisation rapide conduit à la disparition des terres agricoles tout en construisant des villes sur les sols les plus fertiles [50-51].

Certes, on ne cessera jamais d'évoquer les raisons de la dégradation des sols mais ceci peut nous amener à réfléchir de façon rigoureuse à formuler une question si importante : Existe-il des terres assez suffisantes pour répondre aux besoins alimentaires des générations futures ?

Cependant, la FAO indique que, sur une période de 20 ans, environ 1,5 milliards de personnes, soit le quart de la population mondiale, dépendent directement de la terre qui se dégrade. La superficie de la terre cultivable par habitant dans le monde est passée de 0,36 hectare en 1972 à 0,26 hectare en 1992 et deviendra 0,16 ha en 2026 [52-53]. Les superficies agricoles des pays en développement devront accroître de 13 % (1997-1999 à 2030), ce qui est équivalent à 120 millions d'ha [54]. La demande globale des terres agricoles devrait passer de 285 à 792 millions d'ha entre 2000 et 2030 [19]. Ceci exige aux agriculteurs de chercher de nouvelles terres. Or, les sols agricoles sont une ressource limitée et ne sont pas tous très adaptés à la production agricole et nécessitent des investissements élevés pour les rendre productifs [19 ; 42 ; 55-56].

D'après ces études, nous constatons que la diminution de la superficie globale des sols agricoles mérite plus d'attention pour pouvoir agir sinon les générations futures vont avoir beaucoup de problèmes.

I.1.2.3. Dégradation des sols en chiffres

A l'échelle mondiale, la dégradation des sols, représente un danger sérieux pour l'humanité [57-58]. Environ 25 % des sols ont été fortement dégradés [19]. On compte en moyenne 25 milliards de tonnes de pertes annuelles en terre par érosion, due principalement à l'eau [59]. La figure I-1 ci-dessous, indique les estimations du niveau de la dégradation des sols dans le monde. Elle montre que toutes les régions du monde sont concernées par cette dégradation, sauf que certaines le sont plus que d'autres. La dégradation des sols cultivés est la plus importante certes à cause de la surexploitation, le surpâturage, mais aussi des pratiques agricoles inappropriées [61-63]. Une étude effectuée en 2007, a indiqué qu'environ 40 % des terres dégradées de la surface terrestre sont des terres arides [64]. En Afrique, les sols, sont sujet à une dégradation graduelle de leur fertilité, ce qui limitera leur productivité. Soixante-cinq pourcent des terres agricoles de ce continent sont dégradées et environ 30 % du sahel sont touchées suite aux activités humaines [65]. En Afrique du Nord, la forte croissance démographique et les insuffisances techniques environnementales obligent les agriculteurs à exercer une pression sur les terres [14-15]. Cette pression, favorise la dégradation des sols surtout par l'érosion

comme aspect de dégradation majeur dans les environnements nord-africains [66]. Une revue bibliographique faite dans ce sens a bien détaillé cet aspect dans les pays Maghrébins et qui ont rapporté que dans ces pays, l'érosion conduit à l'appauvrissement en particules fines et en nutriments de l'horizon superficiel de nombreux sols [67].

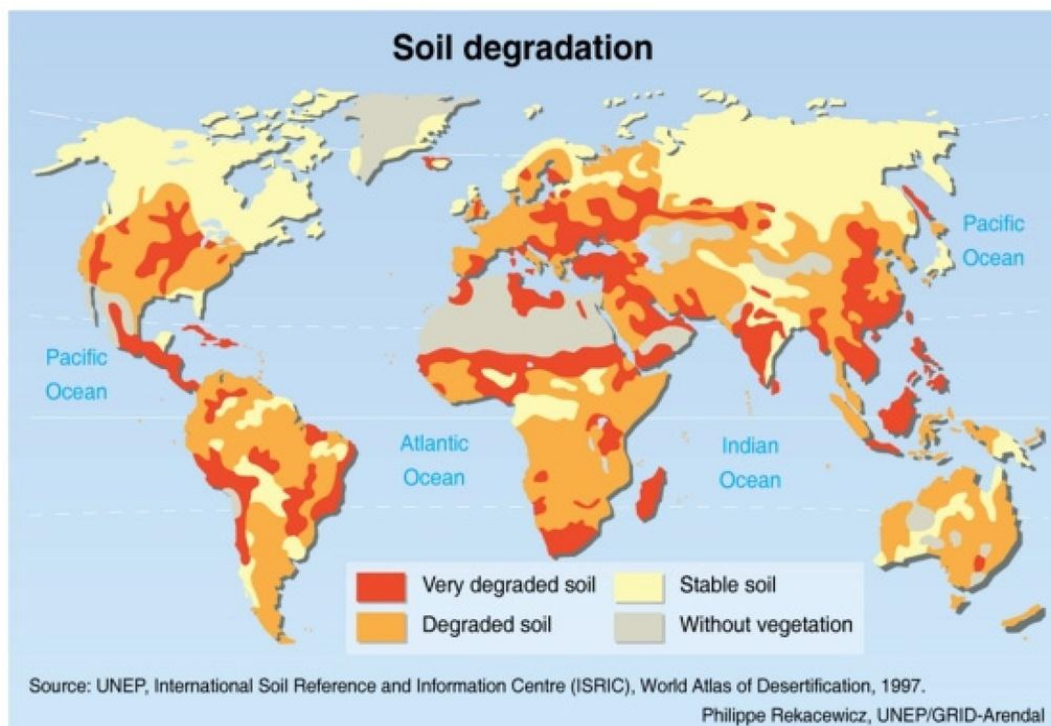


Figure I-1 : Estimations du niveau de la dégradation des sols dans le monde [60].

Au Maroc, la pression démographique, la surexploitation des sols par des techniques de plus en plus intensives et le surpâturage, ont fortement réduit le couvert végétal. Ceci a créé des problèmes aigus d'érosion, ce qui est particulièrement préoccupant puisque la source en sols est limitée [13 ; 68-69]. En effet, environ 75% des terres arables sont touchées par l'érosion [70]. Le taux de perte en sol, a été estimé à 60 t/ha/an à la surface du sol [69]. Cette perte, peut s'intensifier par des activités anthropiques où plus de 15 millions d'ha des terres agricoles au Maroc sont sous une menace réelle [13]. Selon une étude effectuée en 2012, les conséquences économiques et sociales de la dégradation de l'environnement au Maroc sont évidentes et le coût annuel estimé de ces dommages est aujourd'hui de l'ordre de 20 milliards de Drh marocain [71]. Ce qui représente environ 8% du PIB. Le tableau I-1 ci-dessous représente le coût de la dégradation des terres au Maroc.

Tableau I-1 : Coût de dégradation des terres au Maroc [71].

Type de dégradation	Coût de dégradation annuelle en million de DH
Terre agricoles	940,0
Envasement des barrages	500,0
Dégradation des parcours	133,6
Total	1573,6

Ce tableau montre clairement que les sols agricoles sont les plus exposés au phénomène de dégradation.

Cependant, on peut dire que pour agir et faire face à la dégradation des sols agricoles, des connaissances approfondies sur les causes et les conséquences de ce phénomène sont nécessaires.

I.1.3. Dégradation physico-chimique des sols : Causes et conséquences

La dégradation physique est traduite par le transport de matière solide (érosion hydrique et éolienne), et/ou sans ce transport (battance, compaction et hydromorphie). Tandis que, la dégradation chimique aura lieu quand le sol sujette à une salinisation, une perte de nutriments, une acidification, une pollution mais surtout des pertes en matière organique. Cette dernière, peut également conduire à une dégradation physique [72].

I.1.3.1. Dégradation physique des sols

La dégradation physique se fait naturellement à la surface du sol à l'aide d'un agent physique qui exerce une contrainte. Les assemblages des constituants organiques et minéraux peuvent résister si les liants qui les maintiennent sont suffisamment solides. Par contre, l'insuffisance de la cohésion causée surtout par manque de matière organique, induit à la dégradation physique de la structure. Elle devient importante lorsque la teneur en argiles diminue, [72-73]. Parmi les principaux agents qui génèrent la dégradation physique du sol, il y a l'érosion. Ce phénomène physique conduit à une dégradation de la surface du sol sous l'action de l'eau, du vent ou de glace, pouvant causer plusieurs problèmes environnementaux et économiques à savoir, la perte de la productivité agricole, la pollution de l'eau par l'envasement des ruisseaux, des rivières ou des réservoirs et la perte de la biodiversité, etc. [74-75]. L'érosion s'aggrave encore sur des parcelles de pentes. A l'échelle de la parcelle et du champ, l'érosion peut entraîner des baisses de rendement allant de 30 à 90 % [19]. Le problème de compactage des sols est un autre facteur de dégradation physique non négligeable qui peut réduire le rendement des cultures de 20 à 55 % [42]. Selon Goutal, ce compactage est directement lié à une diminution de

porosité et elle a pu être mise en relation avec une diminution de la prospection racinaire associée dans certains cas à une perte de productivité végétale [76].

Aussi, la dégradation physique des sols s'aggrave avec des activités anthropiques qui peuvent à leur tour accélérer l'intensité de l'érosion [77]. Alors que, la compaction est considérée comme la plus sensible à ces activités [76 ; 78]. En effet, les pratiques culturales inadaptées peuvent modifier profondément le comportement hydrologique des sols. Ainsi que, le surpâturage, les pratiques culturales de labour, le nombre de passage d'engins souvent lourds et puissants pendant le labour, sont des actions qui modifient l'état de surface et peuvent aggraver l'érosion et la compaction, amenant aux effets indésirables sur l'environnement et l'économie [13 ; 79-80].

I.1.3.2. Dégradation chimique des sols

La dégradation chimique des sols, peut avoir diverses origines à savoir, la salinisation, l'acidification, la contamination et la minéralisation des matières organiques des sols etc. [9 ; 72]. Ces causes peuvent être d'origines naturelles et aussi anthropiques. Leurs conséquences sont néfastes pour les organismes vivants du sol, qu'il s'agisse de pollutions chimiques ou d'appauvrissements (perte de MO et des éléments nutritifs...). Les degrés d'origine de ces causes sont rassemblés dans le tableau I-2.

Tableau I-2 : Causes de dégradation chimique des sols [72].

	Causes de dégradation	Origine	
		Naturelle	Anthropique
Pollutions chimiques	Pluies acides	+	++++
	Salinisation	++++	+
	Métaux lourds	+	++++
	Polluants organiques	-	++++
Appauvrissements	Erosion	++++	+
	Surexploitation des terres, surpâturage, mauvaises pratiques agricoles		++++

+ : moins intense ; ++++ : Origine principale

La dégradation chimique du sol est fortement liée à sa teneur en matière organique. Cette dernière, possède diverses propriétés avantageuses sur la qualité du sol (voire chapitre 3). Ces avantages contribuent à atténuer les effets de la dégradation chimique et confèrent au sol une certaine résilience quand leur quantité dans le sol augmente. Contrairement à la diminution de la teneur en carbone organique dans les sols qui entraîne une diminution, voir une suppression de cette fonction

d'atténuation, il en résulte une plus grande exposition des sols, des organismes vivants, des eaux aux effets nocifs et des pollutions chimiques [72].

Les conséquences de la dégradation physico-chimique des sols peuvent être résumé comme suit : (i) à la perte des MO qui se trouvent à la surface du sol (couches supérieures), associée (ii) à la perte des éléments nutritifs (diminution de la fertilité), ce qui conduit (iii) à une réduction des surfaces agricoles. De plus, la dégradation physique des sols engendre la pollution des eaux de surface.

Le niveau de dégradation des sols est certes dépendant des caractéristiques intrinsèques des sols, au regard du type du sol et de son faible statut organique. Il est également lié aux conditions climatiques aggravées par les techniques inappropriées du travail du sol.

I.1.4. Limites de l'agriculture conventionnelle et appel à une approche de précaution

L'agriculture conventionnelle est connue depuis longtemps. Elle est définie comme le résultat de labour du sol à l'aide des instruments aratoires, suivi des opérations de travail superficiel pour la préparation du lit de semis [81]. La réalisation de cette dernière se fait généralement en trois étapes : travail primaire (à l'aide de la charrue) ; travail secondaire (outils à disques et à dents ...) et la préparation de lit de semence.

Les agriculteurs qui labourent leur sol, ont pour objectif d'augmenter le rendement. Pour eux, le labour est le moyen le plus simple pour contrôler le développement des adventices, d'enfuir les résidus de cultures, et d'améliorer la structure du sol (infiltration et aération) [82-83]. Cette dernière est le résultat, à un moment donné, de l'équilibre entre les phénomènes de tassement (par le passage d'engins agricoles, conditions humides d'intervention), de fragmentation (par le climat, la faune et/ou le travail du sol), d'agrégation (par des compactions modérées ou par le climat et/ou la faune) et de déplacement du sol (par le climat et/ou le travail du sol) [84]. Pourtant, des recherches ont montré que le labourage a atteint ses limites de développement dans plusieurs régions du monde [85-87]. Ce labour expose le sol nu à l'agressivité des pluies, réduit la cohésion entre ses agrégats et par la suite accroît fortement les glissements de terrain sur les versants instables. Il favorise la dégradation du sol par perte du carbone et la déprotection de la matière organique. Ceci conduit à l'instabilité structurale du sol en réduisant sa résistance contre les agents d'érosion, l'appauvrissement des activités biologiques, la détérioration des conditions d'aération et d'humidité et par conséquent, elle affecte la santé globale des sols [48 ; 51 ; 88-90]. De même, la perte de carbone du sol dans les parcelles labourées provoque une concentration de plus en plus élevée des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère [28 ; 43 ; 91]. Le CO₂, qui est le gaz le plus important de ces derniers, est responsable d'environ 65 % de cet effet. Sa concentration est passée de 280 ppmv, avant l'ère industrielle (fin de 18ème siècle) à près de 367 ppmv en 1999 [92].

Une étude a montré que le stock du carbone organique dans un mètre en profondeur varie largement de 30 t/ha à 800 t/ha respectivement dans les régions ayant un climat aride et froid [91]. Ceci montre bien que les régions arides sont les plus touchées.

Par ailleurs, la teneur en matières organiques a un effet significatif sur les propriétés physiques et chimiques et biologiques du sol [93]. Sa présence en quantité suffisante dans le sol, peut réduire les effets négatifs de nombreux processus de la dégradation des sols (voir son rôle dans le chapitre 3).

Cependant, il est encore possible de préserver le sol. Pour y parvenir, il faut changer d'abord ces techniques intensives. La restauration de la qualité du sol et la gestion durable des terres, qui doivent se réaliser parallèlement, ne peuvent pas être résolues par une simple modification mais plutôt à travers l'adoption d'une stratégie, d'une approche entièrement nouvelle qui embrasse tous les aspects du problème et considère tous les constituants d'un développement agricole durable. Il faut que l'approche envisagée prenne en compte des solutions écologiques, alimentaires, économiques et sociales. Pour ce faire, il y a une nouvelle initiative à travers le monde qui accorde une attention particulière à renverser le processus actuel de dégradation des sols et à réaliser cet objectif double et antagoniste en améliorant progressivement la production et en préservant l'environnement : c'est l'agriculture de conservation (AC). Celle-ci repose sur la suppression ou la réduction du travail du sol et la protection par une couverture végétale constituée de résidus et de pailles. L'adoption de cette agriculture de conservation perçue comme une alternative fiable, contribuera selon plusieurs études internationales à l'amélioration des teneurs en MO, à la restauration de la fertilité et à la biodiversité du sol et donc à la réduction des pertes en sol [94-101].

Les origines de la dégradation de la qualité des sols sont résumées sur la figure I-2.

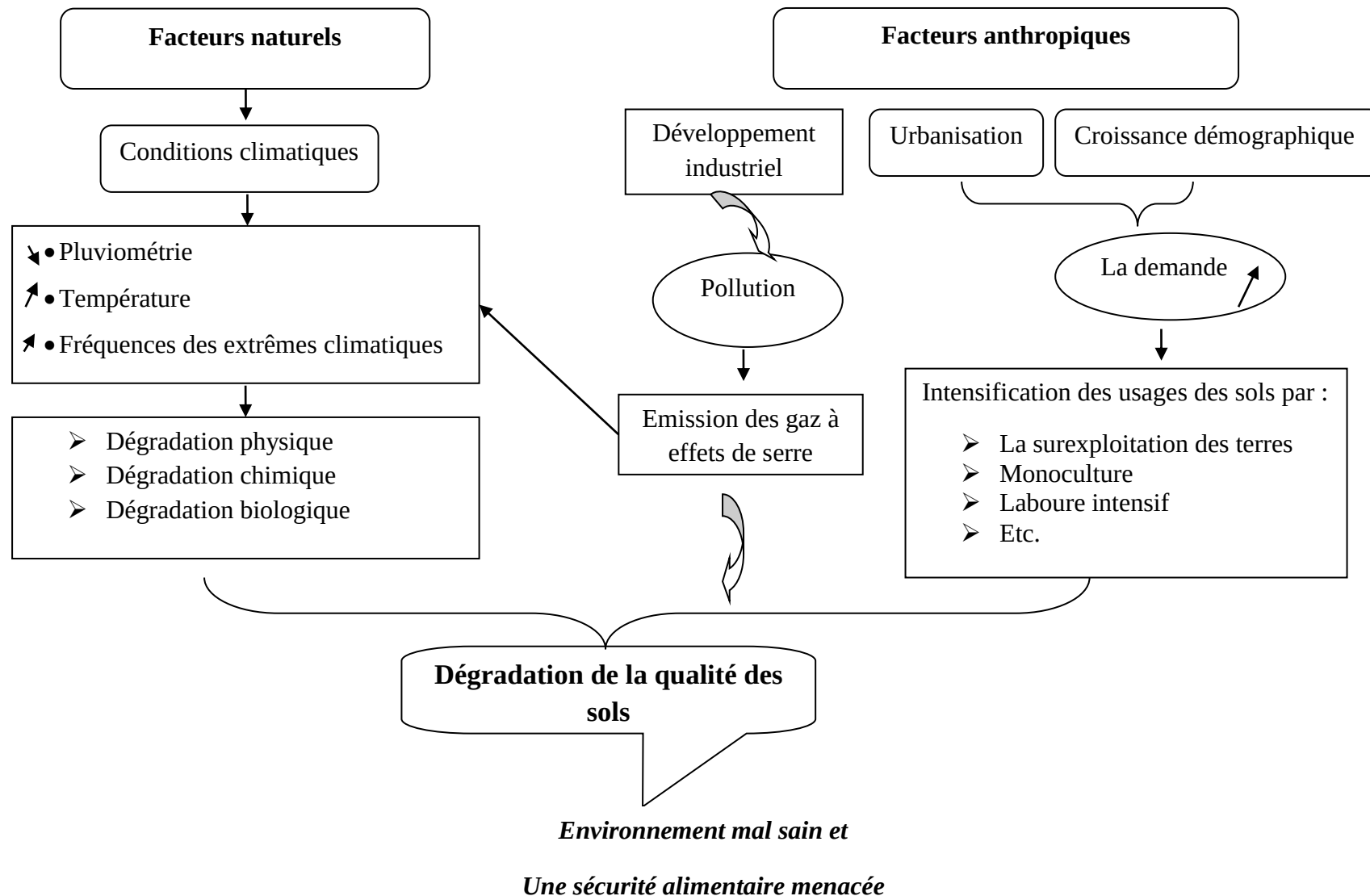


Figure I-2 : Origines de la dégradation de la qualité des sols.

I.1.5. Conclusion

La dégradation de la qualité des sols nous a incité à tenir compte de plusieurs défis futurs tels que : la croissance démographique, la demande alimentaire croissante, les effets néfastes des changements climatiques, les stress hydriques etc. En plus des facteurs naturels causant la dégradation des sols, il existe d'autres facteurs anthropiques qui peuvent l'accélérer, notamment, l'agriculture intensive. Une approche globale s'avère nécessaire, qui s'inscrira dans le développement durable, pourra préserver nos sols, notre environnement et donc notre survie. Les techniques alternatives de conservation, particulièrement le semis direct, existent déjà mais leur adoption est encore faible et il est nécessaire de faire un suivi à différentes périodes sous plusieurs conditions climatiques afin de pouvoir affirmer ou infirmer leur impact à moyen et à long terme sur l'amélioration de la qualité du sol.

I.2. Evolution et bienfaits de l'agriculture de conservation

I.2.1. Introduction

L'avenir de la qualité des sols semble être menacé sous l'agriculture conventionnelle. Suite aux différents enjeux, bien détaillés dans le chapitre précédent, l'agriculture de conservation (AC), est apparue comme un remède fiable, efficace et rentable contre la dégradation des ressources naturelles [101-103]. Cette nouvelle technique basée sur trois piliers qui sont, la perturbation minimale du sol, la rotation des cultures et la couverture végétale, peut conduire à un développement agricole durable. L'adoption du semis direct (SD) pourrait être un meilleur exemple de l'AC parce qu'il évite la perturbation du sol et vise à augmenter sa qualité physique et chimique par l'accumulation de la matière organique à la surface des parcelles agricoles [104-106].

De nombreux travaux scientifiques attirent l'attention sur les conséquences d'agriculture conventionnelle et soulignent l'intérêt économique, agronomique et le respect de l'environnement qui caractérisent l'AC. A titre d'exemple, la perte annuelle moyenne du sol a été estimée sous l'agriculture de conservation à $0,53 \text{ t. ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ contre $13,11 \text{ t. ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sous le semis conventionnel après une durée de quatre années d'expérimentation. [103]. Des rendements de productions similaires ou élevés ont été constatés sous le semis direct en comparaison avec le semis conventionnel (SC) [107-110]. Cette augmentation du rendement dans les premières années d'expérimentation, ne peut s'observer que dans les périodes sèches dont le SD a une capacité de rétention d'eau élevée par rapport au SC [103].

Cependant, très peu d'expériences ont eu lieu sur l'effet à moyen et à long terme de ce système agricole sur les propriétés du sol.

Dans ce chapitre, nous exposons l'évolution de l'agriculture de conservation dans le temps et à travers le monde. Les effets de cette nouvelle technologie sur certaines propriétés physiques et chimiques du sol qui sont : la stabilité structurale, la densité apparente (D_a), la teneur en eau, l'infiltration, le pH, l'azote total (A_t), le rapport carbone total / azote total (C/N), la conductivité électrique (CE), la capacité d'échange cationique (CEC), le phosphore assimilable ($P_{ass.}$) et le potassium échangeable ($K_{éch.}$), seront également détaillés.

I.2.2. Evolution de l'agriculture de conservation et du semis direct

I.2.2.1. Définition et principe

Lors du 1^{er} congrès de l'agriculture durable à Madrid en 2001, l'AC ou encore les techniques sans labour a été adoptée [111]. Elle a été définie comme une approche de la gestion des écosystèmes agricoles pour une productivité améliorée et soutenue tout en préservant les ressources de base de l'environnement [112]. Ce mode de production agricole doit respecter la mise en œuvre de trois clefs fondamentales à savoir [112-115] :

- La perturbation minimale du sol ou absence totale de travail du sol (zéro labour).
- La couverture permanente du sol par un mulch végétal, correspondant à la culture précédente. Après la récolte, les résidus ne sont pas enterrés comme en cas du labour mais ils sont laissés à la surface du sol.
- La rotation et association culturales diversifiées.

Le système semis direct est un exemple de l'AC qui vise à introduire les graines dans une ouverture à une profondeur suffisante pour obtenir un placement et une couverture adéquats des semences [110-116]. Le non-respect de l'un des principes précités auparavant, particulièrement, l'absence des résidus de culture, peut aggraver les résultats sous SD (forte érosion, faible activité biologique, compaction, faibles rendements, etc.) [110 ; 117-118].

I.2.2.2. Évolution de l'agriculture de conservation dans le monde

La pratique de l'agriculture de conservation (notamment le SD) est considérée comme une des plus grandes révolutions de ce siècle en termes de technologie agricole. En réalité, le SD n'est pas un concept récent mais, il a été déjà pratiqué en Égypte ancienne et en Amérique du Sud [119]. Au milieu des années trente du siècle dernier, les grandes plaines semis arides américaines, ont été soumises à une des pires catastrophes agricoles, écologiques et socio-économiques nommée « Dust Bowl » [120]. Un exemple de ce dernier dans les plaines du sud est représenté sur la figure I-3. Le Dust Bowl a affecté environ 20 millions d'ha des terres au Colorado, Nouveau-Mexique, Nebraska, Kansas, Oklahoma et

au Texas, forçant environ 2,5 millions de personnes à migrer surtout vers la côte ouest et en Californie [19]. Une étude bien détaillée sur le Dust Bowl a été réalisée en 1930 par Worster [121].



Figure I-3 : Photo exemple du Dust Bowl dans les plaines du sud des États-Unis au milieu des années trente [19 ; 122].

A partir de cet événement, les chercheurs prennent conscience des processus d'érosion et des causes de dégradation des sols qui les incite à développer les connaissances limitées concernant la nature, le fonctionnement des écosystèmes et l'utilisation inadéquate de la technologie [51 ;121]. Par cette prise de conscience, une attention particulière a été portée sur les techniques alternatives remplaçant l'utilisation des pratiques agricoles, constituées par le labour, les pulvérisations répétées et les pratiques excessives de la monoculture. En 2015, Lal [123], avait rapporté que les discussions sur les avantages et les inconvénients de l'agriculture de conservation ou SD, ont abouti à la publication de deux livres dans les années 40, "Plowman's Folly" [124] et "The Sorrow and Us" [125].

L'adoption du SD n'a pu prendre de l'ampleur qu'après la découverte des herbicides dans les années soixante aux USA. A partir de 1970, le semis direct a connu une diffusion plus large pour répondre non seulement aux problèmes d'érosion mais aussi pour réduire les coûts de production. Depuis le début des années 90, l'AC a commencé à croître de façon exponentielle, entraînant une révolution dans l'agriculture au sud du Brésil, en Argentine et au Paraguay. Au cours de ces années, ce développement a pris de l'ampleur en attirant l'attention des organismes de développement et de recherche internationaux tels que la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture), la Banque mondiale, le GIZ (Agence de Coopération Internationale Allemande pour le Développement), le CIRAD (Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement) et le GCRAI (Groupe Consultatif pour la Recherche Agricole Internationale) [126]. Vers la fin des années 90, le semis direct fut renforcé par l'introduction des variétés transgéniques tolérantes aux herbicides [111]. Il couvrait environ 95 millions d'hectares en 2005 [127].

L'adoption de ce système n'a pas cessé d'augmenter au fil du temps et à travers le monde vu ses nombreux bienfaits apportés aux sols et à l'environnement (figure I-4). L'agriculture de conservation a varié de 2,8 Mha en 1973 à 157 Mha en 2013 [126]. La surface globale actuelle de cette technique est environ 180 Mha [128]. Elle est adoptée largement aux Etats Unis, au Brésil et en Argentine (tableau I-3). La surface consacrée à l'AC dans ces trois pays est respectivement environ : 43 Mha, 32 Mha et 31 Mha.

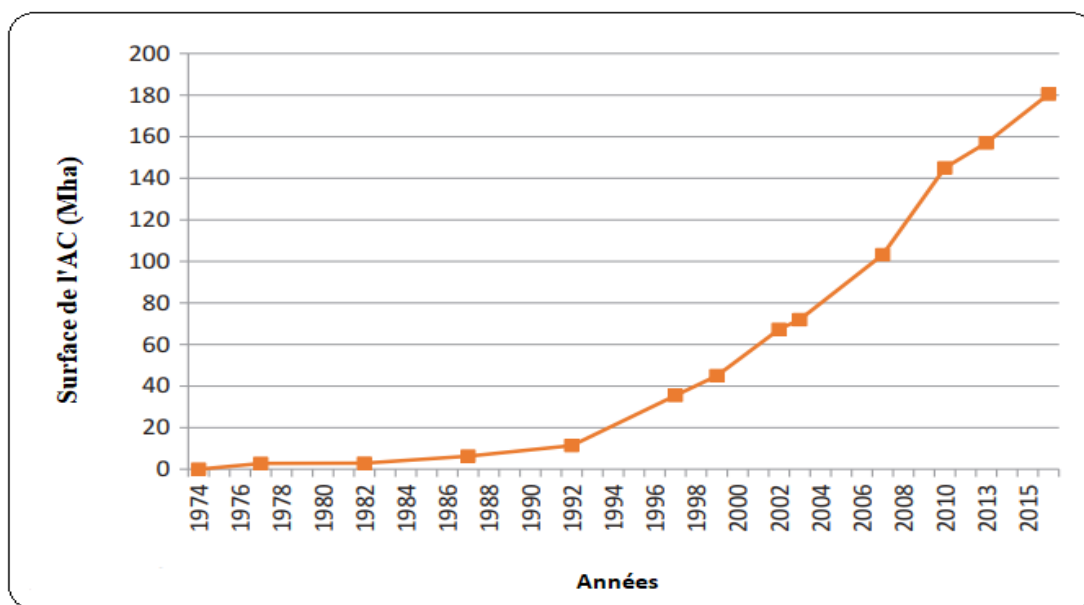


Figure I-4 : Evolution de la surface globale de l'agriculture de conservation [128].

Tableau I-3 : Agriculture de conservation dans le monde ('000 ha) [128]*.

N°	Pays	La superficie (2008-2009)	La superficie (2013-2014)	La superficie (2015-2016)
1	États-Unis d'Amérique	26500,00	35613,00	43204,00
2	Brésil	25502,00	31811,00	32000,00
3	Argentine	19719,00	29181,00	31028,00
Total		106505,23	156759,06	180438,64
Différence (%)		-	47,18 de 2008/09	69,42 de 2008/09
				15,11 de 2013/14

*La suite de ce tableau se trouve dans l'annexe (page 158).

Selon la FAO, cette innovation semble constituer une voie pour l'avenir pour assurer le développement agricole en Afrique [129]. Bien que les recherches sur l'agriculture de conservation ont commencé depuis les années 70, cette technique n'a enregistré un grand développement dans le continent Africain que durant ces dernières années. En effet, son adoption a augmenté de 211 % en

passant de 0,48 Mha (2008/2009) à 1,5 Mha (2015/2016) [128]. En Afrique du nord, ce système occupe 29300 ha en 2015/2016 (tableau I-4).

Tableau I-4 : Agriculture de conservation en Afrique du nord.

Pays	La surface de l'AC (ha) en 2016
Maroc	10 500
Algérie	5 600
Tunisie	12 000
Liban	1200
Total	293 00

Au Maroc, L'agriculture de conservation s'est amorcée en 1983 mais, au début, sa croissance reste modeste [6]. Depuis 1983 jusqu'en 2009, elle n'a atteint que 4000 ha. Ceci peut être attribué au poids des traditions. Par contre, cette superficie a augmenté de 163 % entre 2008 et 2016. Cette augmentation est peut-être due aux études à court terme (3 à 7 ans) montrant les effets positifs de ce système. Mais, la diffusion de ce dernier est bien recommandée afin d'assurer sa pertinence et son adaptation à long terme dans différentes conditions pédoclimatiques au Maroc.

Cependant, en 2015, lors de l'année internationale du sol, le ministère de l'agriculture et de la pêche maritime a décidé d'intégrer cette AC à ses projets en l'incluant dans le cadre du développement durable. La diffusion et l'évolution de cette technique est donc bien attendue d'ici quelques années.

I.2.3. Effets de l'agriculture de conservation sur les propriétés physiques du sol

I.2.3.1. Stabilité structurale

La stabilité structurale d'un sol correspond à sa capacité de conserver son arrangement entre particules lorsqu'il est exposé à différentes contraintes. Ces dernières peuvent être de différentes origines à différentes intensités, comme l'effet d'un outil de travail du sol, l'action désagréant des gouttes de pluie ou l'humectation, [130]. La stabilité structurale, nommée encore la stabilité des agrégats est une propriété physique des sols indicatrice de leur vulnérabilité à la battance, à l'érosion et au ruissellement [105 ; 131-132]. Son augmentation à la surface du sol, limite la fragmentation des agrégats par les agents érosifs ce qui rend le sol moins sensible à l'érosion et à l'encroûtement [31]. Les principaux facteurs qui favorisent la stabilité d'un sol sont généralement les argiles, la disponibilité des cations dans le sol et surtout les teneurs en matière organique. Il a été constaté que cette dernière est généralement corrélée avec la stabilité structurale à la surface du sol [133-137].

Aussi, le mode de travail du sol, affecte les modes d'incorporation et de décomposition de cette MO. En effet, à la surface du sol, où s'accumulent les résidus de récolte en non labour, la matière organique du sol augmente [138]. Par conséquent, la stabilité des agrégats augmente de manière importante [138-140]. Des travaux menés sur des Vertisols, ont révélé qu'après 7 ans d'essais, la stabilité structurale sous SD avec résidus est élevée par rapport aux autres pratiques culturales étudiées (SC et SD avec 0 % de résidus) [141]. Ces résultats concordent avec ceux obtenus sur un sol "Cambisol Humique" [102]. Par contre, il a été observé que dans la profondeur 7-20 cm, cette stabilité était en faveur du SC [142].

I.2.3.2. Densité apparente

La densité apparente (D_a) correspond à la masse par unité de volume du sol sec en place, dont la structure n'a pas été perturbée. Elle est exprimée en gramme par centimètre cube (g.cm^{-3}). C'est un paramètre qui traduit globalement l'état de compaction du sol et indirectement sa porosité [143-144]. Elle est liée à l'état de la structure du sol et à l'arrangement de ses agrégats.

Cependant, de nombreux travaux montrent que la conversion des parcelles du système SC à celui de l'agriculture de conservation induit généralement à une augmentation de la D_a dans les 20 premiers centimètres du sol [145-146]. Ceci conduit à une diminution de la porosité totale du sol dès la mise en place de ce système [147]. De même, les différences entre modalités de travail du sol peuvent être influencées par la saison culturale (après le passage de la charrue et au cours de la saison) [130 ; 148].

D'après une étude qui a été menée sur un Vertisol, la D_a a augmenté significativement sous SD ($1,51 \text{ g.cm}^{-3}$) par rapport au SC ($1,45 \text{ g.cm}^{-3}$) à la surface du sol après 7 ans d'expérimentation [141]. Dans une autre étude, la D_a a diminué en passant de $1,39 \text{ g.cm}^{-3}$ en cas du mode conventionnel à $1,29 \text{ g.cm}^{-3}$ en cas du SD et ceci à 0-8 cm de profondeur (figure I-5) [149]. Pour les horizons les plus profonds (30-40 cm), la D_a observée dans les deux systèmes reste inchangée [149]. A 0-60 cm en profondeur, la D_a a été élevée de 2,4 % sous SD par rapport au SC, même si après 15 ans d'essais [150]. Les résultats enregistrés en faveur du SD, peuvent être expliqués par l'accumulation de la matière organique sur les couches superficielles ce qui contribue à l'amélioration de porosité du sol sous ce système. Par contre, la diminution de la D_a sous SC a été expliquée par le détachement de la structure du sol qui augmente rapidement les macropores de ce dernier, ce qui conduit à une diminution de la D_a et à une porosité élevée [151]. Selon Stewart et al., l'effet du SD sur la densité apparente dépend de la date de l'adoption de ce système et uniquement, il faut du temps pour qu'elle diminue (figure I-6) [152]. A long terme, cette D_a sous SD est similaire à celle sous SC en-dessous de 0-30 cm, [104 ; 151].

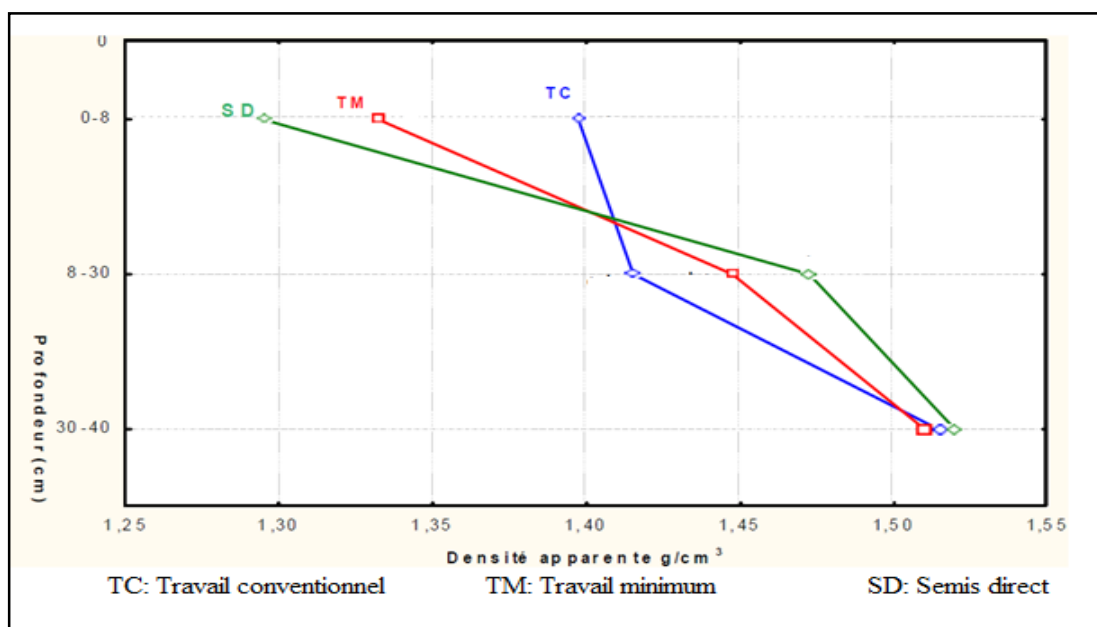


Figure I-5 : Effet du travail du sol sur la densité apparente des différents horizons [149].

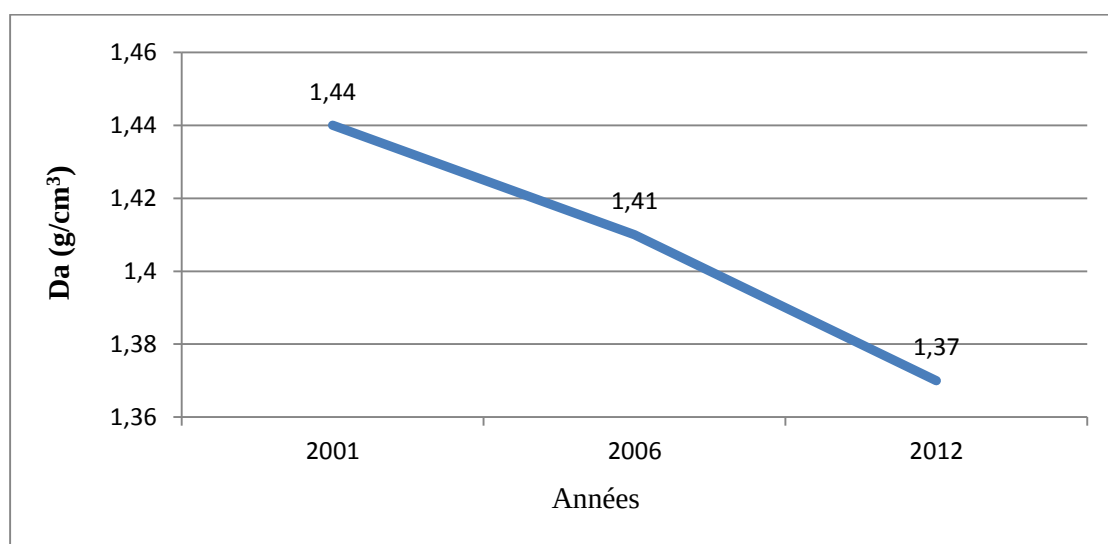


Figure I-6 : Evolution de la Da sous le système semis direct à la surface du sol (0-7,5 cm) [152].

I.2.3.3. Teneur en eau

La teneur en eau dans le sol est un facteur important pour la croissance et le développement des plantes. Sa gestion reste un problème critique pour les agriculteurs ainsi que pour les scientifiques dans les régions à faibles et rares précipitations [6]. Des études, ont montré qu'en période de sécheresse dans les régions semi-arides, le sol peut garder son humidité sous l'agriculture de conservation en comparaison avec le SC [149 ; 153]. Ceci est dû à la faible évaporation sous ce système entraînant ainsi, un taux de ruissellement réduit à la surface du sol [154]. L'évaporation réduite est expliquée par la stabilité des agrégats et par la formation du mulch par les résidus de la culture à la surface du sol non labourée [11 ; 153]. Les résultats expérimentaux obtenus dans un travail mené par Bouazza en 1990,

ont montré qu'on peut stocker jusqu'à 50 mm d'eau, dans un Vertisol en faveur du SD par rapport au SC. Ce qui se traduit par un meilleur rendement des cultures et par une résistance à la sécheresse [155].

I.2.3.4. Infiltration du sol

L'infiltration est la capacité du sol à transférer l'eau de la surface vers les profondeurs avec une vitesse précise. Elle dépend de la texture, de la teneur en eau, de la structure et surtout de la présence de la matière organique stable. Elle est d'autant plus élevée dans les sols riches en sables et limons fins que dans ceux qui sont argileux. Dans le cas où le sol est non filtrant, des réseaux de ruissellement risquent de se former en surface conduisant à des pertes en sol. Par contre, une forte infiltration conduit à un appauvrissement du sol en éléments nutritifs, à une salinisation de la nappe phréatique et à une pollution nitrique par lixiviation des sels minéraux.

Les techniques de travail du sol auront sûrement un effet sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans ce dernier. Mais, cet effet n'est pas uniforme et de nombreuses études se contredisent. Le taux d'infiltration peut être élevé, similaire ou faible sous SD en comparaison avec le SC [156-158]. Mais dans la plupart des sols et d'une façon générale, le taux d'infiltration est élevé sous le système SD par rapport au SC [154]. Ainsi, des chercheurs ont rapporté que l'infiltration sous SC peut arriver à une profondeur maximale de 50 cm, tandis qu'elle peut atteindre une profondeur de 120 cm sous un labour minimal [159].

I.2.4. Effet de l'agriculture de conservation sur les propriétés chimiques du sol

I.2.4.1. pH

La valeur du pH détermine les comportements physiques (stabilité de la structure, résistance à la battance), chimiques (fonctionnement de la CEC, assimilabilité du phosphore, biodisponibilité des oligoéléments et microéléments) et biologiques (humification et minéralisation des matières organiques du sol). Le SD conduit généralement à diminuer le pH en comparaison avec le SC à la surface du sol [104]. Dans les couches les plus profondes, les valeurs du pH ont été similaires. Ceci est confirmé par les résultats obtenus après 5 ; 11 et 18 ans d'essais sous SD à différentes conditions pédoclimatiques rassemblés dans le tableau I-5.

Tableau I-5 : Effet du système semis direct sur le pH eau dans le sol.

Durée du SD	Type du sol	Profondeur (cm)	pH eau			Références
			SD		SC	
5 ans	Isohumique	0-2,5	SD100	8,07 ^b	8,34 ^a	Ibno-Namr 2005 ; Ibno-Namr et Mrabet 2004 [160-161].
			SD50	8,10 ^b		
			SD0	8,07 ^b		
		2,5-7	SD100	8,33 ^a	8,26 ^a	
			SD50	8,38 ^a		
			SD0	8,32 ^a		
		7-20	SD100	8,42 ^a	8,44 ^a	
			SD50	8,48 ^a		
			SD0	8,41 ^a		
11 ans	Isohumique	0-2,5	7,80 ^b		8,00 ^a	Mrabet et al., 2001 [142]
		2,5-7	8,10 ^a		8,00 ^a	
		7-20	8,20 ^a		8,20 ^a	
18 ans	limoneux	0-5	5,80		6,10	Houx et al., 2011 [162]
		5-10	6,20		6,30	
		10-20	6,3		6,3	
		20-40	5,5		5,4	
		40-60	5,1		5,1	
		60-100	5,5		5,4	

Cette diminution observée du pH peut être attribuée soit à l'accumulation de la MO dans le sol, soit à l'application des fertilisants azotés ou encore au développement d'une large biomasse microbienne sous le SD [146 ; 163]. Par exemple, après 50 ans d'essais, le pH a varié de 6,4 sans utilisation des fertilisants azotés à 5,7 quand 67 kg N. ha⁻¹ est appliquée [106].

I.2.4.2. Conductivité électrique

La conductivité d'un sol est une mesure de la quantité d'ions présents et qui pourraient se dissoudre en présence d'eau. Ce paramètre permet de déterminer le degré de salinité des sols, qui est nécessaire. Etant donné qu'à des taux élevés, la salinité contribue à la destruction de la stabilité structurale du sol.

Très peu d'études ont été menées sur l'effet de l'agriculture de conservation sur ce paramètre. Ainsi, certains chercheurs, ont montré que l'agriculture de conservation n'a aucun effet significatif sur la CE par rapport aux autres modes de travail du sol [164]. D'autre, ont rapporté que, le mode de travail du sol modifie la CE et qu'elle est influencée aussi par la précédente culture et la fertilisation azotée [165].

I.2.4.3. Azote total et rapport C/N

Il a été démontré que, 85 % à 95 % de l'azote total (N_t) est constitué de l'azote organique. Ce dernier est rendu disponible pour les plantes par minéralisation liée à l'activité des microorganismes. La matière organique du sol est la principale réserve d'azote dans le sol. Son accumulation sous SD produit une accumulation de l'azote à la surface du sol. Ce qui explique les résultats de plusieurs études en faveur du SD par rapport au SC [166-167]. Ainsi pour un sol calcimagnésique, les résultats ont montré qu'après 11 ans d'essais, le SD, conserve plus d'azote à 0-7 cm de profondeur que le SC, (voir tableau I-6) [68].

Tableau I-6 : Effet du mode de travail du sol sur l'azote total du sol [68].

Profondeur (cm)	N_t en %	
	SD	SC
0-2,5	0,184 ^a	0,133 ^b
2,5-7	0,149 ^a	0,134 ^b
7-20	0,120 ^a	0,120 ^a
0-20	0,151 ^a	0,129 ^b

Un constat similaire a été observé à 0-10 cm après 22 ans d'essais sous SD, ainsi qu'une accumulation relative de l'azote total à 0-60 cm de profondeur sous SD par rapport au SC [168]. L'étude de l'évolution à long terme de l'azote total sous les deux systèmes de travail du sol (figure I-7) a montré que cet élément augmente avec le temps sous SD (1,28 g/kg en 1986 à 1,63 g/kg en 2014), alors qu'il diminue sous le SC (1,23 g/kg 1986 à 1,16 en 2014) [169]. Ces résultats en faveur du SD, sont dus à l'accumulation de l'azote organique à la surface du sol. Comme, ils également peuvent être expliqués par l'incorporation de l'azote dans la biomasse microbienne et par sa faible disponibilité pour la minéralisation ou lixiviation.

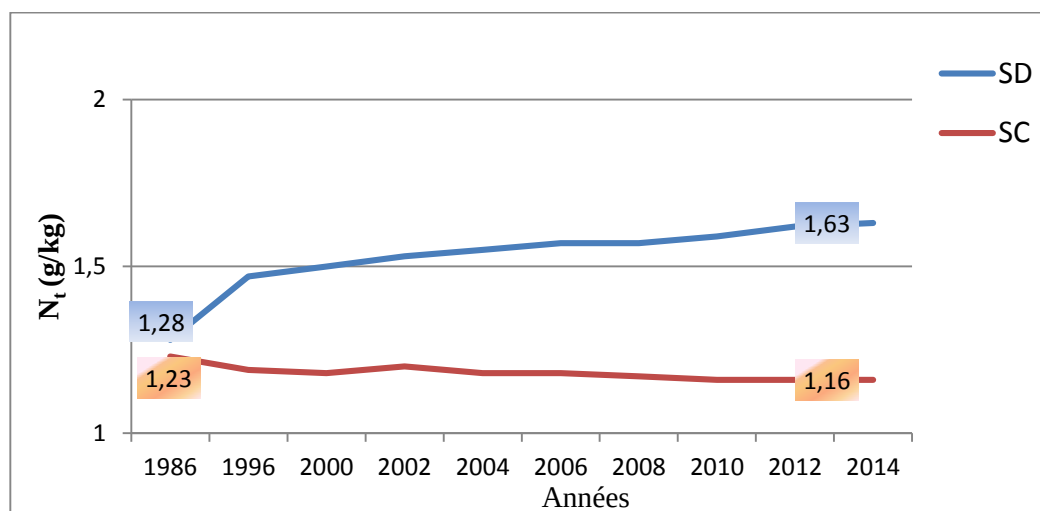


Figure I-7 : Evolution des teneurs en azote sous les deux modes de travail du sol (SD et SC) à 0-30 cm, en fonction de la date d'adoption du SD [169].

À la surface du sol, le système SD peut affecter le rapport C/N en le diminuant par rapport au SC. Pour les deux systèmes de travail, ce rapport a été observé en diminution avec la profondeur et pas de grand changement avec le temps d'adoption (figure I-8) [152 ; 169].

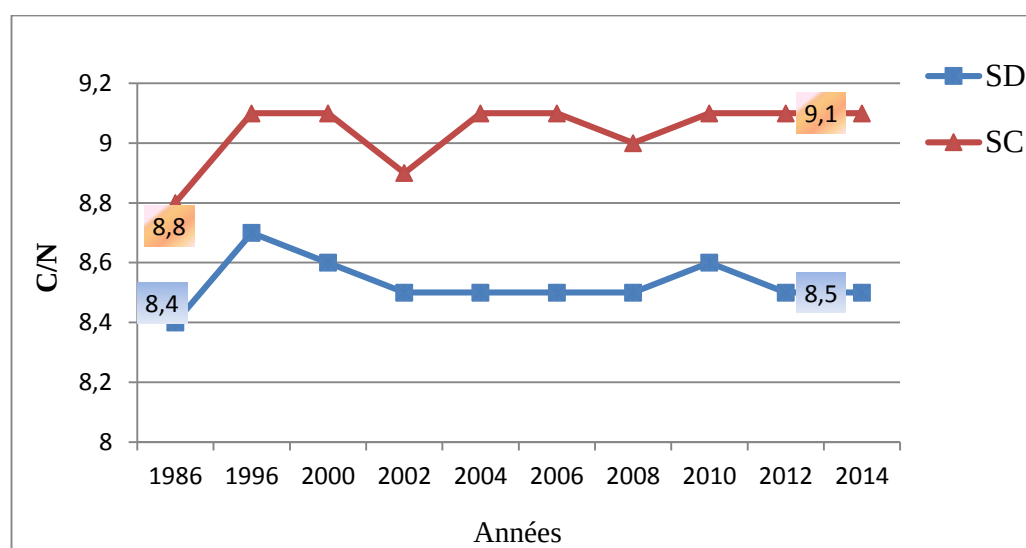


Figure I-8 : Evolution du rapport C/N à 0-30 cm, sous les deux modes de travail du sol (SD et SC) en fonction de la date d'adoption du SD [169].

1.2.4.4. Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) renseigne sur les propriétés importantes du sol, notamment son aptitude à retenir les cations et à raisonner leur mobilité. Elle dépend fortement de la quantité de la matière organique, des argiles ainsi que de la nature de ces derniers. La CEC est liée au complexe argilo humique et elle dépend du pH du sol [170]. Le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}), sont deux cations de la CEC. La double charge leur confère un rôle particulier dans la structuration du sol puisqu'ils sont tous les deux capables d'établir "des ponts électriques" entre les diverses particules

du sol. Selon une étude, aucune différence significative de CEC et du Ca^{2+} n'a été observée sous le système SD versus SC, contrairement au Mg^{2+} qui a augmenté significativement en faveur du SC [6]. Alors qu'au Brésil, les sols conduits en agriculture de conservation, présentent à moyen terme une meilleure disponibilité en calcium et magnésium que des sols labourés [171-173].

I.2.4.5. Phosphore assimilable et potassium échangeable

Le phosphore et le potassium au même titre que l'azote, sont considérés comme des constituants fondamentaux à la vie des plantes. La majorité des sols marocains sont pauvres à moyennement pauvre en ces deux éléments, ce qui nécessite l'utilisation des engrais.

L'effet de l'agriculture de conservation sur la distribution du phosphore et du potassium avec la profondeur est variable. Un effet positif du SD par rapport au SC sur ces deux paramètres a été observé [174-175]. Les concentrations en ces deux éléments ont tendance à augmenter sous SD par rapport au SC au-dessus de 15 cm en profondeur [176-177]. D'après le tableau I-7, ces concentrations sont en faveur du SD à la surface du sol après 11 ans d'essai [178]. La concentration en P_{ass} a été observée significativement élevée sous SD par rapport au SC dans la profondeur 0-7,5 cm après 50 ans d'essai, mais, aucun effet n'a été constaté dans la profondeur 7,5-15 cm [106]. Par contre, en-dessous de 5 cm en profondeur, l'accumulation du P_{ass} et $K_{\text{éch}}$ associée au SD a été observée faible ou similaire à celle associée au SC [162].

L'effet positif du SD sur ces éléments nutritifs, peut être expliqué par la quantité de la MO accumulée dans ce système. Pendant les premières années sous SD les éléments nutritifs contenus dans la matière organique s'accumulent dans la couche superficielle du sol. De ce fait, ces éléments nutritifs ne seront pas disponibles pour les cultures. Ceci favorise l'augmentation des taux d'épandages d'engrais. Mais, à un certain moment, il se produit un équilibre entre l'accumulation de la matière organique et l'oxydation. Ce qui rend la différence en besoins d'engrais entre les deux systèmes de travail du sol plus faible. Aussi, la stabilité structurale améliorée avec le temps sous le système SD réduit la perte du sol et des nutriments attachés à ses particules, ce qui augmente les teneurs en ces éléments nutritifs [179]. Des résultats sur la relation entre la MOS et le potassium ont montré que la MOS joue un rôle négligeable dans les mécanismes d'échange de cet élément [170 ; 180].

Tableau I-7 : Effet du mode de travail du sol sur le phosphore assimilable et le potassium échangeable et leur distribution.

Durée du SD	Type du sol	Profondeur (cm)	Eléments analysés	SD	SC	Références
11 ans	Isohumique (Maroc)	0-2,5	P _{ass.} (mg/kg)	29,9 ^a	18,0 ^b	Mrabet et al., 2001 [142].
		2,5-7		19,3 ^a	16,5 ^b	
		7,20		8,7 ^b	10,9 ^a	
		0-2,5	K _{éch.} (mg/kg)	476,4 ^a	284,1 ^b	
		2,5-7		291,7 ^a	256,9 ^b	
		7,20		148,6 ^b	177,9 ^a	
18 ans	Limoneux (Mexique)	0-5	K _{éch} (mg/kg)	280,0	249,0	Houx et al., 2011 [162].
		5-10		172,0	202,0	
		10-20		110,0	121,0	
		20-40		89,0	94,0	
		40-60		91,0	107,0	
		60-100		79,0	84,0	
		0-5	P _{ass.} (mg/kg)	72,8	53,8	
		5-10		26,8	41,8	
		10-20		14,6	18,5	
		20-40		6,2	5,9	
		40-60		13,5	13,6	
		60-100		23,5	24,2	
50 ans	Limoneux (Etats-Unis)	0-7,5	P _{ass.} (mg/kg)	32,1 ^a	20,7 ^b	Obour et al, 2017 [106].
		7,5-15		5,3 ^a	6,8 ^a	
		15-30		4,6 ^a	4,9 ^a	
		30-60		5,7 ^a	7,4 ^a	

I.2.5. Conclusion

Ce chapitre nous permet de conclure que le mode de travail du sol affecte ses propriétés physiques et chimiques. Comparativement au semis conventionnel, le semis direct peut augmenter ou diminuer les teneurs en éléments chimiques du sol et ce, selon plusieurs facteurs (Profondeur étudiée, durée de l'adoption de l'agriculture de conservation, type du sol, conditions climatiques...). Pour, les propriétés physiques, la plupart des travaux ont montré l'effet bénéfique du semis direct sur la stabilité structurale, mais, des effets variables de ce système ont été constatés pour la densité apparente (selon la durée de son adoption, la nature de la culture, le type du sol ...etc). On peut également dire que cette nouvelle technologie peut avoir des réponses aux enjeux de la durabilité de la production agricole, sous différentes latitudes.

I.3. Matière organique des sols

I.3.1. Introduction

Le sol est un système complexe dans lequel les constituants organiques (morts et vivants), les minéraux, l'eau et l'air sont étroitement liés et en interaction continue [72 ; 181]. Dans ce milieu complexe, les matières organiques (MO) composées principalement du carbone organique (CO), ont fait l'objet d'un réel développement, et méritent une attention particulière. D'ailleurs, la plus grande importance de la matière organique réside dans la vie qu'elle offre aux sols et sans sol il n'y a pas de vie [182].

Les sols représentent le plus grand stock du carbone organique et donc, de la MO dans la biosphère continentale [183-186]. Une partie de ce stock, est fossile liée à l'altération des formations géologiques et une autre partie, est issue de la production végétale [187-188]. Cette dernière constitue la majorité de la MO, plus précisément celles de la partie aérienne et souterraine [189]. Les teneurs en MO et leur distribution varient d'un sol à un autre selon, sa nature et ses conditions pédoclimatiques [190-192]. Elles représentent 1% pour les Vertisols et 23 % pour les Histisols [193]. Mais, dans la plupart des sols agricole, la teneur en MO à la surface représente 1 à 5 %. Un sol agricole fertile est celui qui contient 4 % de la MO [194]. Atteindre ce faible dernier pourcentage en MO dans les sols agricoles, peut conduire à des effets importants sur les propriétés physiques et chimiques du sol et donc, sur le rendement de la culture.

Dans ce chapitre, on s'intéressera à présenter l'évolution et l'importance de la matière organique du sol et ensuite, voir l'effet de l'agriculture de conservation sur ce paramètre ainsi que sur les acides humiques.

I.3.2. Définition de la matière organique du sol

La matière organique du sol (MOS) désigne une large gamme de composés allant des organismes vivants à la matière organique morte de degrés de dégradation, de composition et de complexité variables. La taille de ce compartiment résulte d'un équilibre entre les entrées (chute de litière, exsudats racinaires, racines et animaux morts, fixation photosynthétique par des micro-algues et des cyanobactéries...) et les sorties (minéralisation par les microorganismes, pertes par lixiviation ou lessivage...) de matières organiques [187]. D'autres, présentent la MOS comme "le biomatériau le plus complexe sur Terre" [195].

I.3.3. Evolution, rôle et composition de la matière organique

I.3.3.1. Evolution de la matière organique dans le sol

Comme le montre le schéma I-9, la matière organique présente dans le sol est toujours en évolution. En effet, les débris végétaux, les résidus de cultures, les apports effectués par l'agriculteur (compost, fumier etc.) constituent ce que l'on appelle les matières organiques fraîches [196]. Ces dernières s'incorporent au sol par l'activité biologique et le travail de l'homme. Elles se découpent et se fragmentent par la faune du sol.

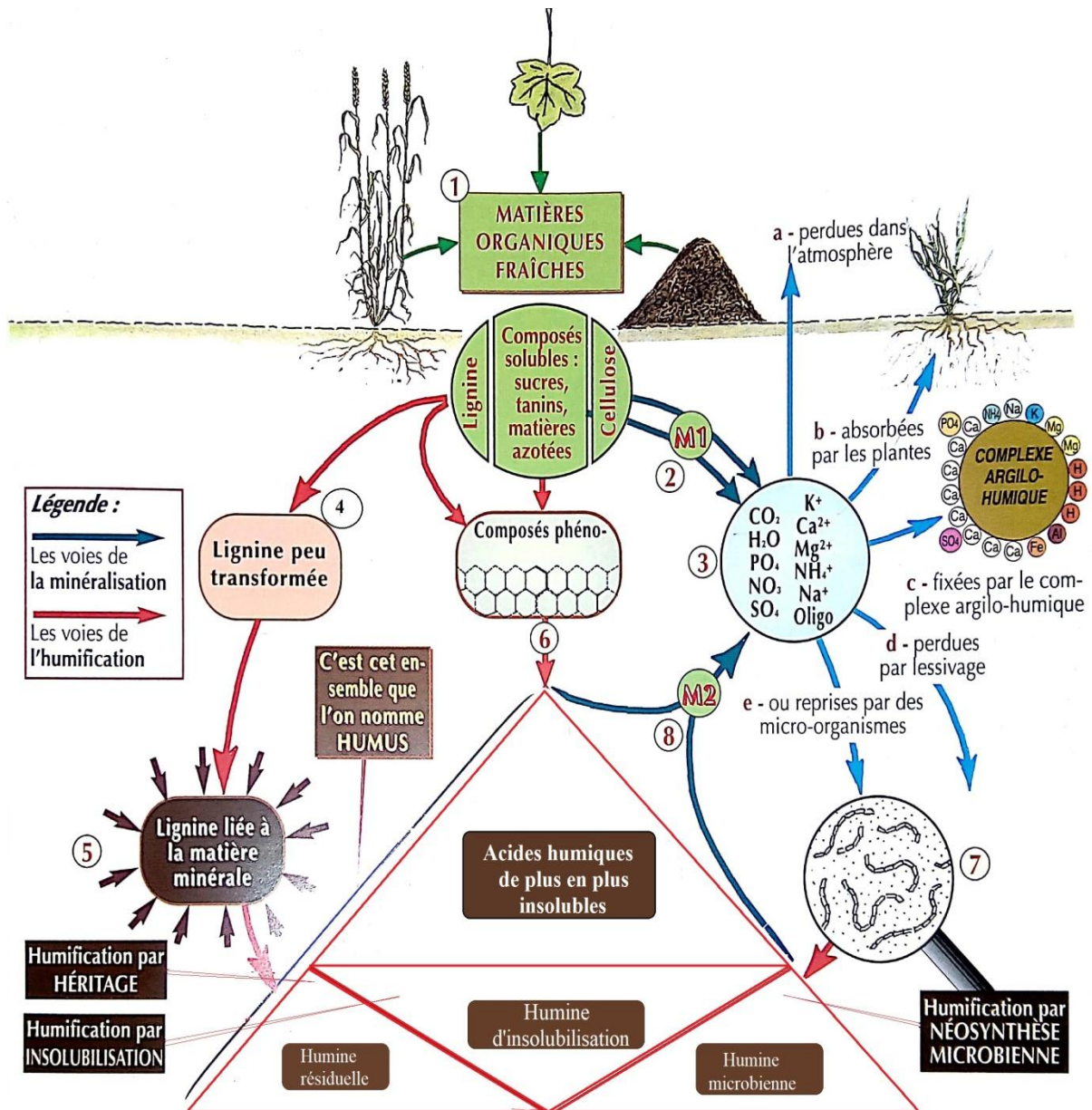


Figure I-9 : Evolution de la matière organique et formation de l'humus [197].

Ensuite, environ 90% se décomposent rapidement par une **minéralisation primaire (M1)**. Cette dernière, donne des molécules simples (eau, gaz carbonique, nitrates, phosphates, calcium, magnésium, potassium...) qui peuvent prendre cinq destinations a, b, c, d, e (voir figure I-9). Les molécules sont considérées comme des aliments pour les micro-organismes (destination e). A leur mort, il reste des substances insolubles fortement liées aux matières minérales et qui s'agit de l'humine de Néosynthèse microbienne (**l'humification par Néosynthèse microbienne**).

Pour les constituants végétaux imprégnés de lignine, plus difficilement décomposés, ils donnent des composés phénoliques solubles et des résidus de lignine peu transformés. Ces derniers, se mélangent plus ou moins aux matières minérales et donnent l'humine résiduelle (**l'humification par héritage**). Tandis que, pour les composés phénoliques solubles, ils subissent une série d'oxydations et de condensation, donnant des molécules de plus en plus grosses d'acides humiques, d'humine et humine d'insolubilisation (**l'humification par insolubilisation**).

L'ensemble de ces trois humines, résiduelle, d'insolubilisation et de néosynthèse microbienne forme la partie la plus insoluble et la plus stable et durable de l'humus. Mais, stable ne veut pas dire inattaquable. D'autres micro-organismes dégradent l'ensemble des composés de l'humus (acide humiques et humines), en molécules simples qui peuvent suivre aussi les 4 destinations : a, b, c et d. Il s'agit ici de **la minéralisation secondaire M2**.

Cette très grande hétérogénéité chimique et particulière des matières organiques leur confère des propriétés très diversifiées.

I.3.3.2. Rôle de la matière organique dans le sol

La matière organique, considérée clé de la qualité du sol, joue un rôle crucial dans le fonctionnement et le développement des écosystèmes terrestre et agroécosystème [198-201]. Son augmentation est souvent considérée bénéfique tandis que sa diminution conduit à la dégradation de la qualité du sol comme déjà mentionné dans le chapitre précédent. Dans les sols cultivés, cette matière organique varie de 1 % à 5 %. Même ces faibles pourcentages de MO peuvent améliorer la fertilité du sol et assurer plusieurs fonctions et services écosystémiques [186 ; 202-209].

Les MO constituent la source principale d'énergie et d'éléments nutritifs pour les organismes du sol [210]. Ces derniers, dégradent et minéralisent la MOS et libèrent des ions et des molécules sous une forme soluble et assimilable pour les plantes. Ils assurent également l'aération du sol. La MOS permet de ce fait le maintien de l'activité biologique du sol ainsi que la productivité des écosystèmes. Une relation étroite existe donc, entre la MO et l'activité biologique du sol [211]. Une autre fonction assurée par la MO, est celle de l'amélioration des propriétés physiques du sol. Les différents types de

MO du sol, participent à la formation de sa structure soit par la création d'agrégats, soit par la formation de biopores, contribuant donc, à la stabilisation de ces agrégats (figures : I-10 et I-11) [212]. Les MO des sols peuvent également influencer positivement la porosité des sols [213-217]. Elles jouent donc un rôle important dans la lutte contre la battance due aux pluies et contre le tassement notamment dû au travail du sol par les engins agricoles (figures I-12 et I-13) [187].

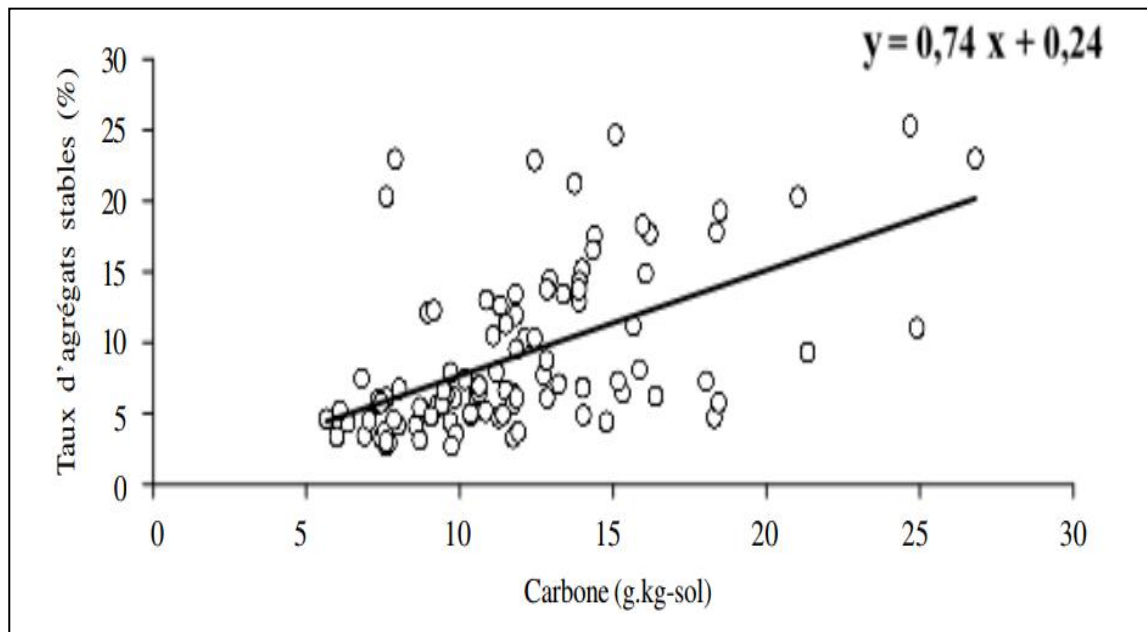


Figure I-10 : Relation entre le taux d'agrégats stables à l'eau et les teneurs en carbone organique du sol [218].

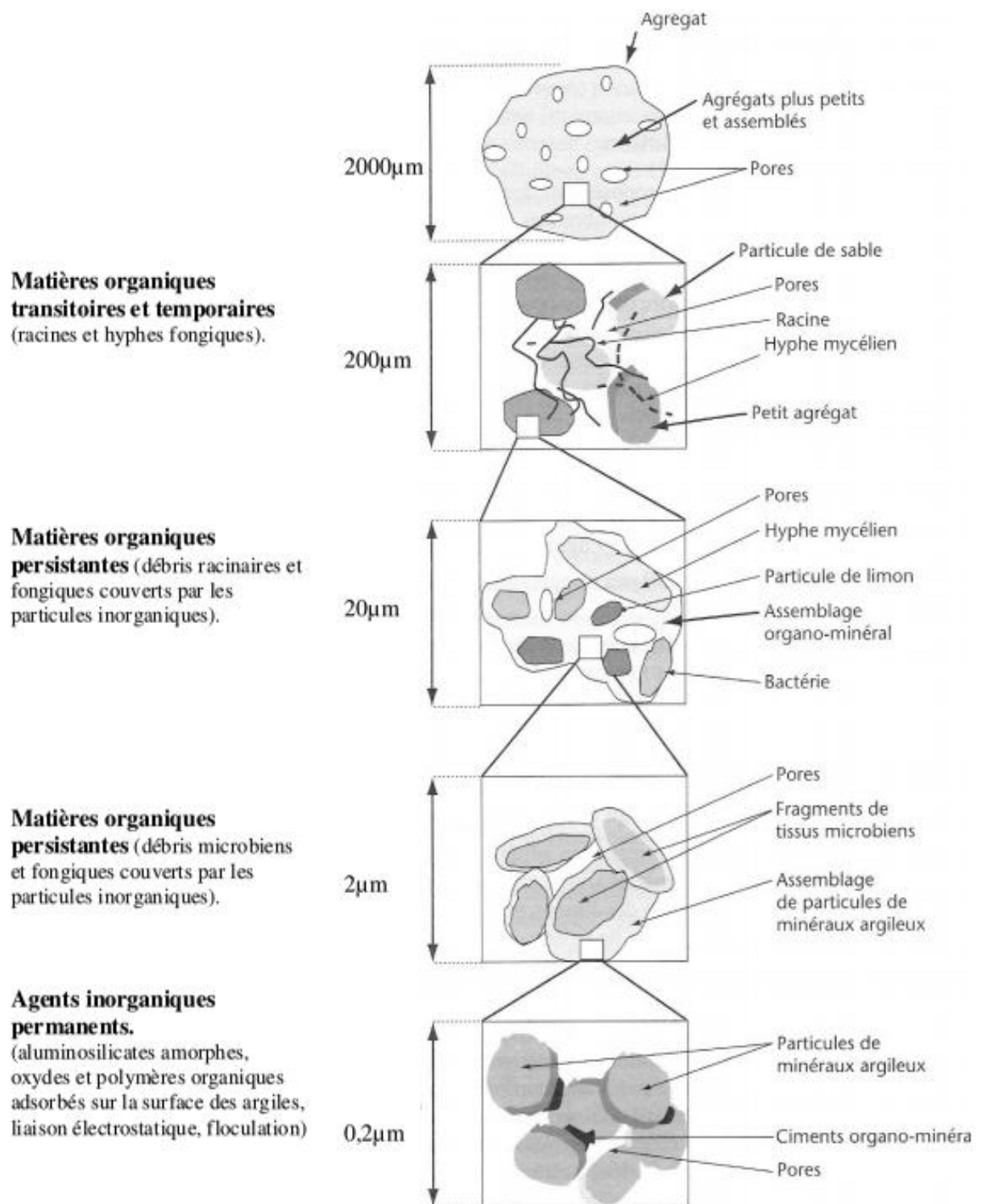


Figure I-11 : Schéma d'organisation hiérarchique de la structure des sols. A chaque taille d'agrégats, est associé un type spécifique de matière organique du sol qui stabilise la structure [212].



Figure I-12 : Battance importante sur une parcelle maintenue en jachère nue pendant 80 ans et donc fortement appauvrie en MO [187].

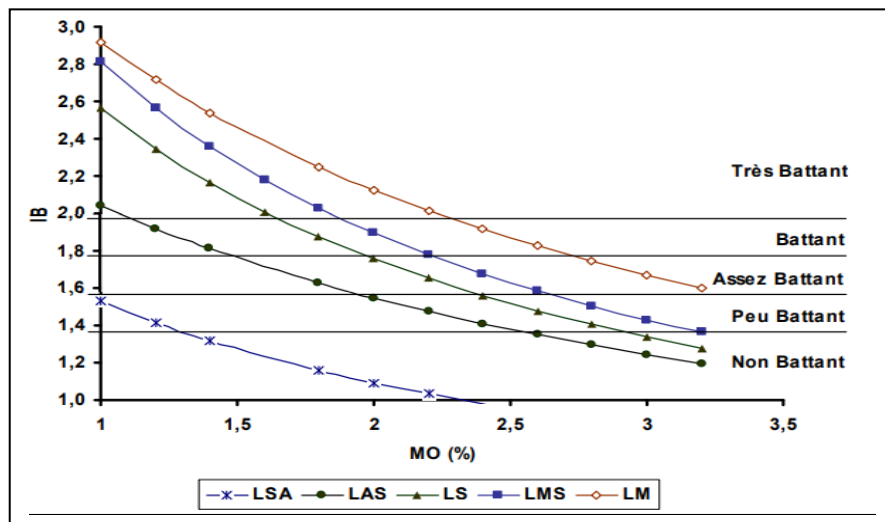


Figure I-13: Variation de l'indice de battance du sol en fonction de sa teneur en matière organique [219].

La structure et la porosité sont deux paramètres essentiels au transport de l'eau et de l'air dans le sol [220]. La MO, peut améliorer la qualité de l'eau en jouant le rôle de filtre vis-à-vis des polluants minéraux (nitrates, phosphates, etc.). La présence de la matière organique facilite la pénétration de l'eau dans le sol ce qui limite les risques d'érosion et du compactage [221]. Les matières organiques peuvent également jouer le rôle de liants par complexation des métaux toxiques (Cadmium, Mercure, Zinc, Plomb...) dans le sol. Ce qui limite la toxicité de ce dernier [222-224]. De même, elles contribuent à l'amélioration de la qualité de l'air. Plusieurs études récentes ont montré que le stock du CO dans le sol joue un rôle important dans l'atténuation des concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, notamment le CO₂ [225-228]. Dans cet objectif, une initiative, nommée, "4 pour 1000" " 4 per 1000", a été lancée à la cop21 en France, pour augmenter ces stocks des MO des sols mondiaux de 0,4 % par an [229]. Les avantages de la MOS sont nombreux et sont rassemblés dans la figure suivante (figure I-14).

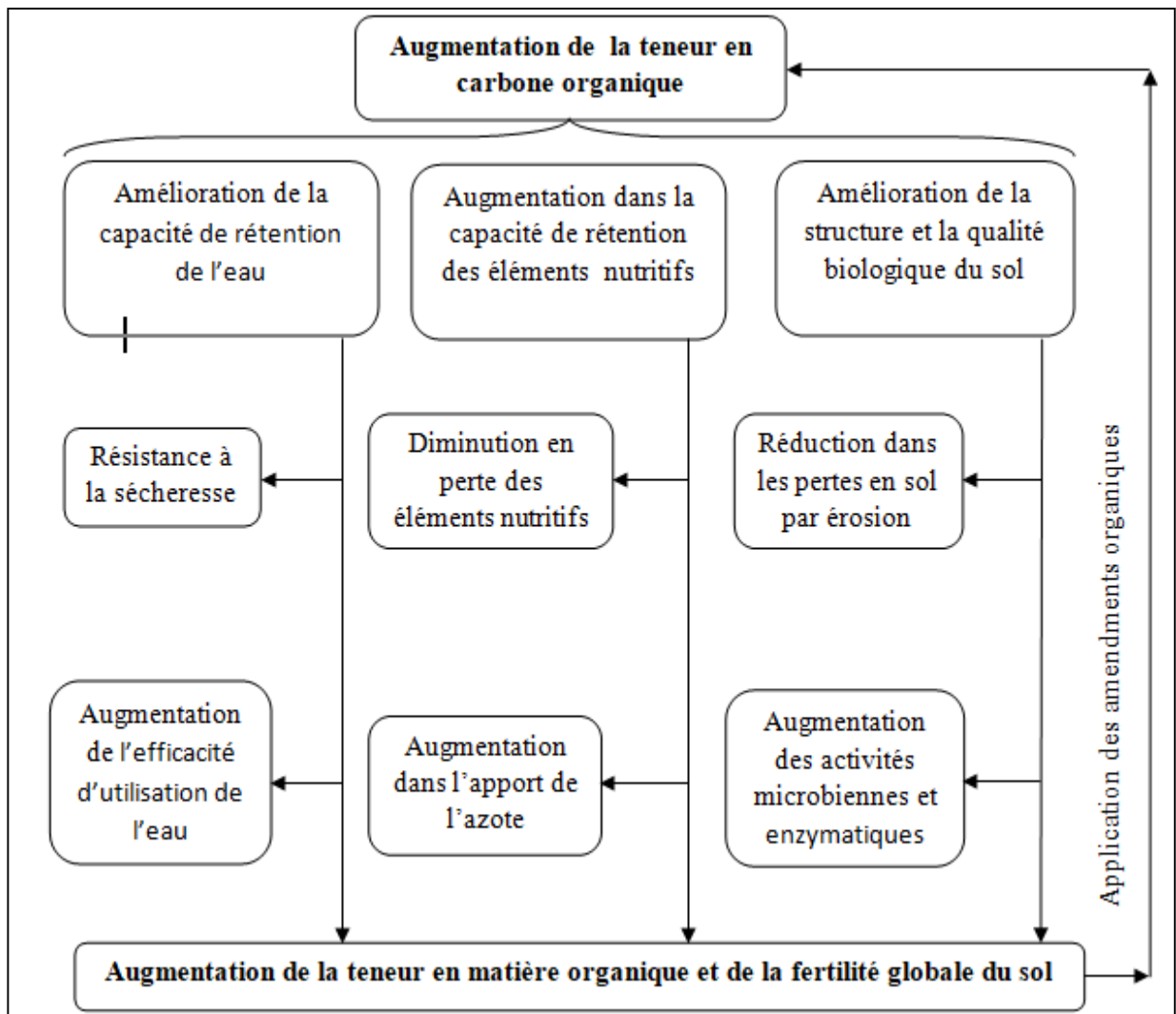


Figure I–14 : Diagramme de l'effet de l'augmentation de la teneur en matière organique du sol et de la fertilité globale du sol par l'amélioration du carbone organique du sol [216 ; 230].

3.3.3. Composition des composés organiques

Le sol est en effet, un ensemble de particules minérales plus ou moins fortement liées entre elles par les composés des matières organiques. Au sens large, ces matières organiques du sol comprennent la biomasse vivante et l'ensemble du matériel organique résiduel [231].

La biomasse vivante du sol représente entre 2 et 12 % de la MOS [181]. Ces organismes vivants comprennent la macrofaune (lombrics, insectes), la mésofaune (nématodes, acariens, collemboles) et la microfaune (e.g. protozoaires) et enfin les microorganismes (bactéries, champignons et algues), qui sont les plus abondants, constituant près de 70 % de la biomasse vivante du sol [232]. Au sein de la MO « non-vivante » (c.à.d. la nécromasse), on distingue généralement plusieurs catégories de composés : les MO dissoutes (molécules à structure carbonée contenues dans l'eau du sol), les substances non-humiques (cellulose, hémicelluloses, lignines, lipides, composés azotés, tannins), les

MO réfractaires et les substances humiques [30]. Dans ce travail, nous ne nous intéresserons qu'à ces dernières.

I.3.4. Substances humiques

I.3.4.1. Définition et classification

Les substances humiques sont des produits organiques présents dans le sol. Il n'est pas possible de les définir simplement d'un point de vue moléculaire. Elles sont considérées comme des mélanges complexes et hétérogènes de diverses molécules provenant d'origine végétale, animale et microbienne [72]. Ce sont des macromolécules aliphatiques et aromatiques dont le poids moléculaire va de quelques centaines à des millions de Daltons [233-234]. Elles se retrouvent dans les sédiments, les eaux naturelles et les sols ... [222 ; 235]. Ces derniers peuvent contenir de 50 % à 70 % du carbone organique [220].

Les substances humiques sont résistantes à la dégradation et hautement réactifs, car, elles se caractérisent par de nombreuses fonctions hydrophiles et hydrophobes qui pourraient augmenter la résistance du sol à l'éclatement par l'eau. En effet, les substances humiques s'adsorbent aux particules minérales du sol pour former des complexes organo-minéraux. La force de cette adsorption est fonction de la taille moléculaire, du type, du nombre et de la distribution de groupes fonctionnels de ces substances humiques [212].

Les substances humiques sont classiquement subdivisées en trois fractions déterminées selon leur solubilité à différents pH. En effet, les acides humiques (AH) sont insolubles dans l'eau à un pH inférieur à deux. Les acides fulviques sont solubles peu importe le pH. Les humines constituent la fraction non soluble dans l'eau [236].

I.3.4.2. Structure des substances humiques

La formation des substances humiques repose, dans un grand nombre de cas, sur un ensemble de réactions de polycondensation oxydatives, impliquant une grande variété de substrats phénoliques et incorporant des composés aminés, protéiniques notamment. Les produits de ces réactions sont des édifices tridimensionnels macromoléculaires amorphes, ayant quel que soit le milieu, les mêmes propriétés physiques et chimiques générales [233]. La structure chimique de ces composés est imparfaitement connue. Au regard de la complexité et de l'hétérogénéité du mélange humique, il est difficile d'extraire une fraction pure et la détermination de sa structure s'avère peu réalisable. Mais cette structure peut être en partie reconstituée par des modèles. Parmi ces derniers, le modèle de Stevenson qui représente les acides humiques comme des macromolécules aromatiques complexes

(figure I-15) [237]. Les groupes aromatiques sont substitués par des composés aliphatiques et la liaison de peptides et de sucres aminés ce qui explique la présence de l'azote dans ces structures [222].

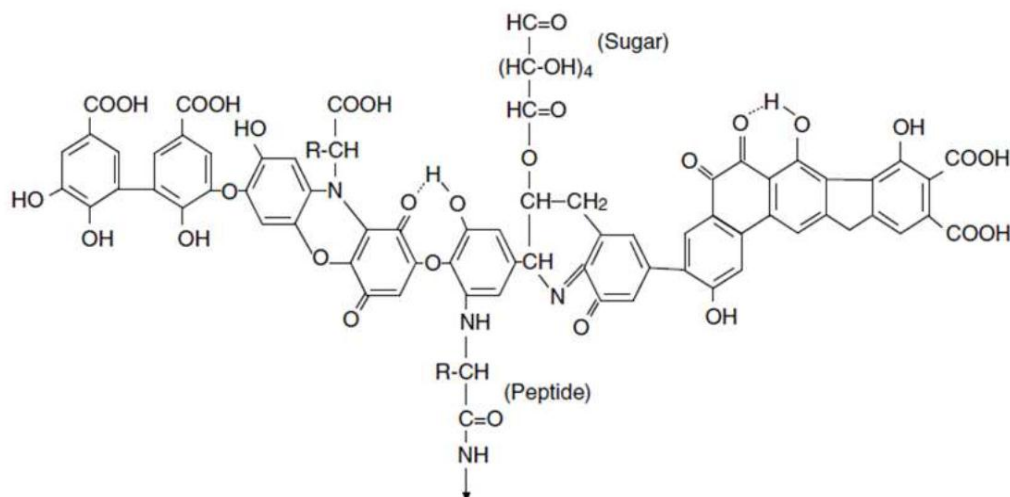


Figure I-15 : Modèle d'un acide humique [222].

I.3.5. Effet de l'agriculture de conservation sur la matière organique et sur les acides humiques du sol

Plusieurs travaux montrent que l'AC à un fort impact sur l'évolution de la MO dans les horizons superficiels des sols et sa diminution en profondeur [102 ; 238-240]. L'accumulation de la MO, provient des résidus végétaux naturellement apportés. Ces derniers peuvent s'y accumuler avec le temps pour former une litière ou ce qu'on appelle "mulch". Cependant, la fréquence des cultures et les faibles rendements peuvent parfois conduire à sa diminution [72 ; 241-242]. Alors que, l'augmentation de la MO, ne pourrait avoir lieu que si elle est accompagnée par des rotations des cultures et des fertilisants appropriées [243]. Il est difficile de détecter l'effet de l'agriculture de conservation sur la MO dans les horizons profonds vu sa lente augmentation en fonction du temps, surtout, dans les régions semi arides. Une étude comparative et à long terme (50 ans) de l'effet de deux systèmes SD et SC (50 ans sous SD), sur la MO du sol a montré qu'il n'y a de différence significative qu'au-dessus de 30 cm de profondeur [106]. Le tableau I-8, résume les résultats de quelques travaux sur le comportement de la MOS à différentes profondeurs sous deux modalités de travail du sol (SD et SC) et la figure I-16 donne un exemple sur l'évolution dans le temps de ce paramètre sous SD.

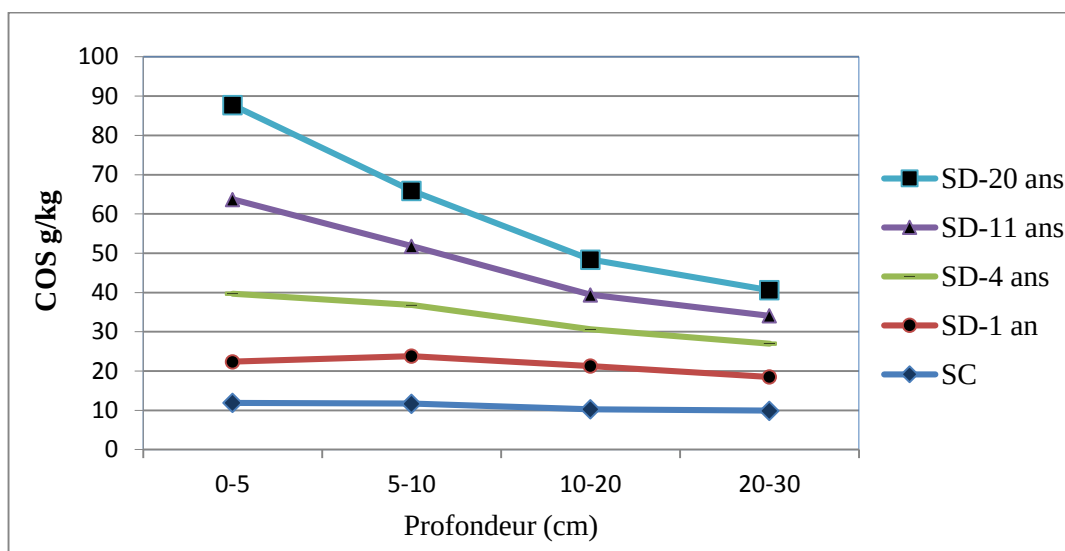


Figure I-16 : Evolution du COS sous le système semis direct après 1 an, 4 ans, 11 ans et 20 ans d'essais [247].

Tableau I-8 : Effet de mode de travail du sol sur la matière organique du sol.

Date du SD	Pays	Type du sol	Profondeur (cm)	MOS (g/kg)		Références
				SD	SC	
5 ans	Maroc	Vertisol	0-5	15,00 ^a	14,05 ^b	Moussadek et al., 2014 [244].
			5-10	14,48 ^a	12,67 ^b	
			10-20	14,31 ^a	14,14 ^a	
			20-30	12,76 ^a	12,93 ^a	
5 ans		Combisol	0-5	13,45 ^a	13,10 ^b	
			5-10	13,62 ^a	13,24 ^b	
			10-20	12,33 ^a	12,41 ^a	
			20-30	12,22 ^a	12,41 ^a	
7 ans	Bretagne	Cambisol humique	0-7	42,10 ^a	35,00 ^b	Bottinelli et al., 2017 [102].
7 ans	Maroc	Vertisol	0-7	30,86 ^b (SR)	25,34 ^a	Moussadek et al., 2011 [141].
				34,57 ^b (50% R)	25,34 ^a	
8 ans	Espagne	Leptosols	0-5	34,48 ^a	25,00 ^b	Melero et al., 2011 [245].
			5-10	22,93 ^a	25,86 ^a	
			10-25	18,45 ^a	19,83 ^a	
50 ans	Etats-Unis	Typic Agriustoll soil (silt loam)	0-7,5	31,30 ^a	23,50 ^b	Obour et al., 2017 [106].
			7,5-15	32,30 ^a	24,00 ^b	
			15-30	22,00 ^a	19,50 ^b	
			30-60	15,80 ^a	14,10 ^a	

Date du SD	Pays	Type du sol	Profondeur (cm)	MOS (g/kg)		Références
				SD	SC	
18 ans	Allemagne	Moyenne de 4 sites (3Luvisol + Haplique Phæosol)	0-5	30,69 ^a	19,14 ^b	Andruschkewitsch et al., 2013 [246].
			5-25	18,79 ^a	18,96 ^a	
			25-40	10,69 ^b	13,96 ^a	
			0-40	8,96 ^a	8,96 ^a	

Ces résultats montrent que, l'amélioration de la MOS sous SD dépend des conditions climatiques, de profondeur, du type du sol et surtout de la durée de l'adoption de ce système.

Quelques travaux sur l'évolution des acides humiques des sols, ont montré que l'agriculture de conservation les a influencés positivement [244 ; 248-249].

I.3.6. Conclusion

Le devenir de la qualité des sols semble être influencé par la restauration de ses teneurs en MO. En effet, cette dernière possède une capacité d'améliorer les propriétés des sols. Il est à constater dans ce chapitre que, l'agriculture de conservation peut être une solution fiable et peut renouveler ou restaurer la MO à la surface et dans les couches profondes des sols. Ce qui les protège contre les aléas pédoclimatiques.

Chapitre II : Sites d'étude, matériel et choix méthodologique

II.1. Sites d'étude, matériel et méthodes

II.1.1. Introduction

Depuis plusieurs décennies, des études ont été initiées pour étudier l'impact de l'agriculture de conservation notamment, le semis direct (SD) sur le rendement agricole et la qualité du sol dans le monde. Au niveau national, ces études sont principalement présent en charge par l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA). Ces techniques de conservation ont été appliquées depuis 1983 dans la région de Jamaat Shaim à Safi. Ensuite, à la station expérimentale de Sidi El Aydi à Chaouia et elles ont été installées depuis 2004 à la station expérimentale du Merchouch à Zaër-Rabat. Pour diffuser, élargir et particulièrement convaincre les agriculteurs marocains de l'importance de l'adoption de cette technique, l'INRA a réussi aussi de l'amener dans les fermes en plusieurs régions du Maroc à savoir : Tétouan, Meknès, Fès, etc.

L'objet de ce travail, est d'étudier l'effet à court, à moyen et à long terme de mode de travail du sol (SD et semis conventionnel (SC)) sur les propriétés physiques et chimiques de ce dernier, particulièrement sa matière organique (MOS) qui influence par la suite ces propriétés à savoir : stabilité structurale, densité apparente (D_a), infiltration, teneur en eau, pH, azote total (N_t), rapport carbone/azote (C/N), phosphore assimilable ($P_{ass.}$), potassium échangeable ($K_{éch.}$), capacité d'échange cationique (CEC), conductivité électrique (CE) et les acides humiques (AH). Pour bien mener cette étude comparative, on a choisi trois sites expérimentaux avec des dates d'installation du système SD différentes. Pour cette comparaison et pour chaque site, les mêmes analyses ont été faites dans les mêmes périodes de l'année en modifiant un seul paramètre qui est le mode du travail du sol (SD ou SC) et en laissant, la date du semis, la culture ou sa variété, la fertilisation NPK, l'herbicide utilisé et les conditions climatiques inchangeables.

Ce chapitre retrace l'historique et la localisation des trois sites d'expérimentation, objet de cette étude. Les données climatiques de ces sites, la méthodologie suivie, l'échantillonnage et les méthodes d'analyses des sols effectuées, seront ensuite présentées.

II.1.2. Présentation des sites d'expérimentations

II.1.2.1. Localisation

Trois sites d'expérimentations ont été retenus pour l'étude : (i) deux sites sur Rabat (Ain Sbit et Merchouch) et (ii) un site sur Safi (Jemaat Shaim). La nature du sol est de type Vertisol pour les trois sites d'étude. La figure II-1 et II-2 montrent l'emplacement des trois sites dans la carte géographique nationale.

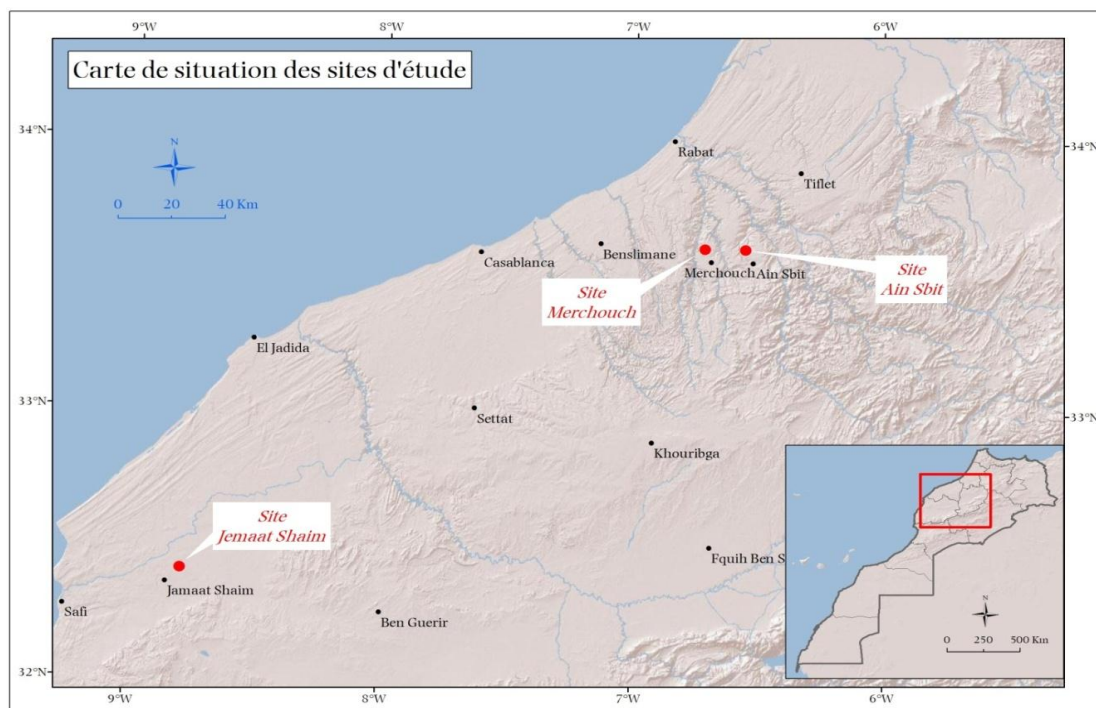


Figure II-1 : Localisation géographique de trois sites d'étude.

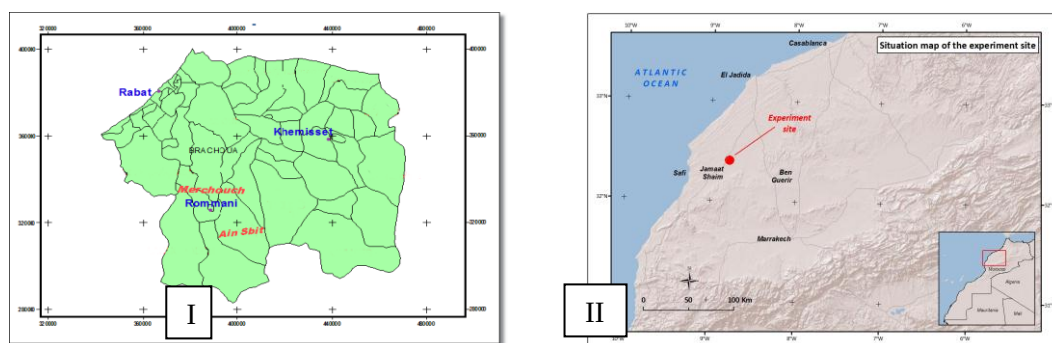


Figure II-2 : Sites expérimentaux (I : Ain Sbit et Merchouch ; II : Jemaat Shaim).

Le premier site expérimental, Ain Sbit, est situé à la station expérimentale d'un agriculteur dans la région Zaër ($\approx$ à 60 Km de Rabat) et dépend de l'INRA. Il connaît un climat méditerranéen à influence océanique. Le sol étudié est de type Vertisol. Une rotation des cultures céréales / légumineuses est effectuée chaque année. C'est le site d'étude le plus récent où le semis direct est pratiqué depuis l'année 2009.

Le deuxième site est situé dans la station expérimentale de l'INRA, Merchouch. La superficie totale du domaine expérimental du Merchouch est 1057 ha dont la Superficie Agricole Utile (SAU) représente 974 ha (environ 92% de la SAU). Ce site est rattaché à l'INRA de Rabat. Le semis direct a été installé dans ce site depuis 2004 en se basant également sur la rotation céréales / légumineuses.

Le troisième site expérimental, Jemaat Shaim, est situé dans la région de Safi. Il est à 12 Km Nord-Est du village de Jemaat Shaim et à 40 Km de la côte de l'océan atlantique. La superficie totale de la station est de 186 ha dont la SAU est de 98 %. C'est le site le plus ancien (depuis 1983).

Le site d'Ain Sbit se localise uniquement à presque 50 Km de Merchouch. Par contre Jemaat Shaim est situé à peu près 370 Km de Merchouch. Notre étude dans ces trois sites a été faite sur des parcelles allant de 1 à 2 ha de superficie. Le tableau II-1 récapitule les caractéristiques des trois sites d'expérimentations.

Tableau II–1 : Caractéristiques des trois sites d'expérimentation.

Sites*	Localisation	Année de l'installation d'essai	Rotation	Superficie de la parcelle	Propriétaire
Site I	Rabat	2009	Céréale/ légumineuses	1 ha/SD 1 ha/SC	Agriculteur : Jalil Dahbi
Site II		2004		2 ha/SD 2 ha/SC	Station INRA
Site III	Safi	1983		2 ha/SD 2 ha/SC	Station INRA

* : Site I : Ain Sbit ; Site II : Merchouch ; Site III : Jemaat Shaim ; SD : semis direct ; SC : semis conventionnel.

II.1.2.2. Données climatiques

Les deux premiers sites, (i) Ain Sbit et (ii) Merchouch, se trouvent dans la même région (Rabat) et ils présentent des caractéristiques météorologiques similaires, alors que, le troisième site (iii) Jemaat Shaim se situe dans la région de Safi. Pour que les résultats de température et de pluviométrie de ces deux régions soient représentatifs, nous avons choisi de présenter leurs moyennes mensuelles interannuelles de 10 ans (figure II-3).

Le régime pluviométrique de deux régions est de type méditerranéen. En général, il est caractérisé par un été sec et par un hiver tempéré et pluvieux. Les quantités de pluie et leur fréquence mensuelle décroissent régulièrement jusqu'à la fin du printemps et elles sont presque nulles aux mois de juillet et août. D'une année à l'autre, les pluviosités moyennes annuelles et mensuelles connaissent de larges fluctuations. Ces irrégularités des pluies se traduisent par la succession dans le temps et dans l'espace, d'années sèches et d'années humides, rendant ainsi toute agriculture en semi-aride très aléatoire. Dans la région de Rabat, les pluviosités moyennes sont d'environ 350 mm avec une distribution plus ou moins bonne durant le cycle végétatif des cultures. Tandis qu'elles sont estimées à environ 300 mm dans la région de Jemaat Shaim. Ce dernier site, est caractérisé par une pluviométrie

faible et par une température élevée que celles enregistrées dans la région de Rabat. Le climat est classé semi-aride à aride dans la région de Safi (Jemaat Shaim), alors qu'il est classé comme semi-aride à humide dans la région de Rabat (Ain Sbit et Merchouch).

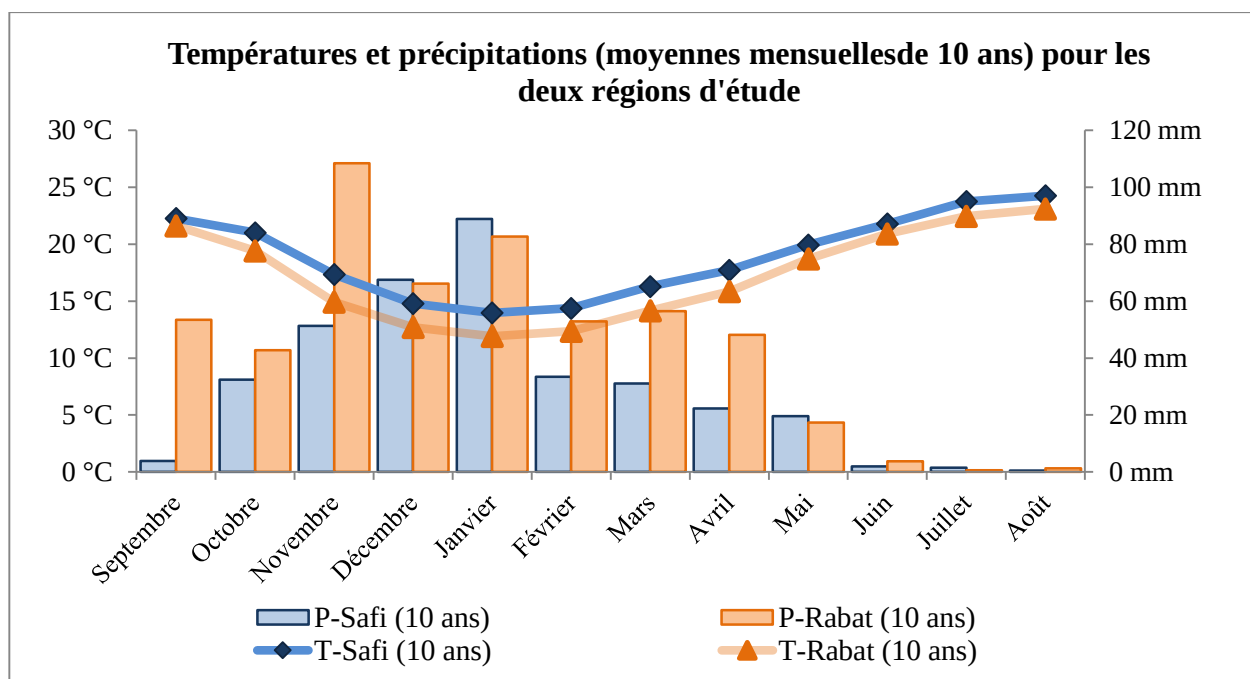


Figure II-3 : Moyennes mensuelles interannuelles (10 ans) des précipitations et des températures dans la région de Rabat comparées aux valeurs moyennes mensuelles (10 ans) de la région Safi.

P : Précipitations ; T : Température.

Source : INRA de Rabat.

II.1.3. Méthodologie

II.1.3.1. Essais du semis direct et du semis conventionnel

Sur les trois sites expérimentaux, on distingue des parcelles avec deux modalités liées au travail du sol : Semis Conventionnel (SC) et Semis Direct (SD). La première modalité s'agit d'un travail conventionnel du sol (labour jusqu'à 30 cm de profondeur) suivi d'un travail superficiel (10 à 15 cm) par cover-crop, dont l'objectif est la préparation des lits de semences et l'enfouissement des résidus de la culture. Par contre, la deuxième modalité, consiste à une seule opération aratoire et elle est réalisée avec un semoir spécial du SD qui place la semence à 5 cm.

II.1.3.2. Méthodes d'échantillonnage et de préparation des échantillons des sols

En vue d'étudier l'impact du SD sur les composantes principales de la qualité du sol, nous avons suivi des méthodes différentes de prélèvement du sol selon nos objectifs et le paramètre à

mesurer. Les prélèvements des échantillons ont été effectués chaque année, en période de la récolte, sur deux parcelles, une sous SD et l'autre sous SC. Des répétitions aux champs ont été prises en compte pour le but d'avoir des résultats représentatifs des parcelles. Chaque échantillon (première répétition) correspond à un composite de trois à 4 répétitions au niveau de la même profondeur échantillonnée. Les échantillons prélevés durant ce travail ont été plus de 400 échantillons composites, sans compter les analyses physiques effectués in situ. L'échantillonnage a été fait à la surface du sol pour les analyses physiques et chimiques (0-10 et 0-20 cm). Comme il a été effectué en profondeur pour les analyses chimiques (10-20 ; 20-40 ; 40-60 et 60-80). Le tableau II-2, nous résume tout ce qui concerne les prélèvements des sols effectués.

Tableau II-2 : Nombre d'échantillons des sols prélevés, les cultures cultivées et la période de prélèvement pour les trois sites d'étude.

Sites	Période de prélèvement	Rotation	Cultures	Nombre d'échantillons
Site I	Saison de récolte (2013)	Céréales/Légumineuses	Lentille	142
	Saison de récolte (2016)		Blé tendre	
Site II	Saison de récolte (2013, 2015 et 2016)	Céréales/Légumineuses	Blé tendre	100
Site III	Saison de récolte (2015 et 2016)	Céréales/Légumineuses	Pois-chiche et Lentille	186
Total du nombre d'échantillons des sols prélevés				428

Site I: Ain Sbit; **Site II:** Merchouch; **Site III:** Jemaat Shaim.

A noter que, les prélèvements pour les analyses ex-situ, n'ont pas été faits de la même manière.

➤ Texture

Pour les analyses chimiques et la granulométrie en tant qu'analyse physique, leurs prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une tarière, puis, collectés dans des sachets en plastique portant toutes les informations d'identification nécessaires. Les échantillons sont ramenés au laboratoire de l'INRA, séchés à l'aire libre, puis, broyés dans un mortier, ensuite, tamisés à 2 mm. Une partie du sol tamisé à 0,2 mm est conservée pour l'analyse de la matière organique, de l'azote total et des acides humiques.

➤ *Stabilité Structurale*

Pour l'analyse de ce paramètre, nous avons prélevé des mottes du sol qui nous avons mis avec précaution dans des boîtes en carton pour que la forme naturelle des agrégats reste la même. Ces mottes ont été séchées à l'air libre, effritées avec les mains, ensuite, tamisées pour sélectionner des agrégats de taille de 3 à 5 mm.

➤ *Densité apparente*

L'échantillonnage pour l'analyse de la densité apparente diffère totalement de ceux cités précédemment. Il était basé sur l'utilisation d'un cylindre de volume souhaité. A l'aide d'un marteau et d'un bloc de bois, on a poussé le cylindre à des profondeurs vers le bas du sol. Le cylindre est ensuite enlevé soigneusement et l'excès de terre est rejeté avec un couteau à lame-plate pour éviter toute perte de sol. Le fond de l'échantillon doit être plat et même les bords du cylindre. A l'aide du couteau à lame plate, l'échantillon est mis dans un sac en plastique, qui doit être par la suite fermé et étiqueté. Pour la mesure de l'humidité, enfin l'échantillon du sol est pesé au champ dans son sac avant de le ramener au laboratoire.

Les paramètres physiques et chimiques qui feront l'objet de diagnostic et de suivi sont relatés dans le tableau II-3 suivant :

Tableau II-3 : Paramètres physiques et chimiques étudiés sous les deux modes de travail du sol.

Paramètres	Mesures	Méthodes utilisées
Granulométrie	Ex-situ	Meriaux [250]
Stabilité structurale		Le Bissonnais [131]
Densité apparente		Duchaufour et Blum [252]
Infiltration	In situ	Doubles Anneaux [253]
Teneur en eau		TDR [255]
Teneur en eau	Ex-situ	Gravimétrie [254]
pH		Anderson et Ingram [256]
Conductivité électrique		Conductimètre 1/5 [258]

Paramètres	Mesures	Méthodes utilisées
Azote total	Ex-situ	Khjeldal [259]
Phosphore assimilable		Olsen [260]
Potassium échangeable		Quémener [261]
Capacité d'échange cationique		Metson [262]
Bases échangeables		Metson [262]
Acides humiques		Société Internationale des Substances Humiques (IHSS) [263]
Matière organique		Walkley et Black [264]

II.1.4. Méthodes d'analyses effectuées

II.1.4.1. Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique révèle la texture du sol conditionnée par la taille de ses éléments constitutifs qui sont les argiles, les limons et les sables, tout en déterminant leur pourcentage. La méthode la plus employée est dite méthode de Meriaux ou analyse granulométrique par densimétrie [250]. Cette dernière, est basée sur le phénomène de la variation dans le temps, de la densité du mélange « sol + eau » par sédimentation selon la loi de Stokes. Les échantillons des sols, sont préalablement traités par le peroxyde de l'hydrogène (H_2O_2) pour la destruction de la matière organique ainsi que la solubilisation des carbonates de calcium par l'acide chlorhydrique (HCl), afin de ne laisser que la partie minérale pour l'analyse. Les argiles et les limons fins sont mesurés à l'aide d'un densimètre. Quant aux fractions des sables fins et grossiers, elles sont déterminées par tamisage. Les trois fractions générales du sol et leurs grosseurs sont résumées dans le tableau II-4.

Tableau II-4 : Les trois fractions du sol et leur grosseur.

	Fraction granulométrique		
	Argiles	Limons	Sables
Limite de taille en μm	< 2	2 à 50	50 à 2000

➤ *Texture des sols étudiés*

Les résultats de l'analyse granulométrique des trois sites à différentes profondeurs sont donnés dans le tableau II-5. Selon le triangle textural de Duchaufour [251], la texture du sol de trois sites est argileuse. Cette classification est valable pour toutes les profondeurs étudiées

Tableau II-5 : Caractéristiques granulométriques des sols des trois sites d'expérimentations.

Sites	Profondeur (cm)	Texture (%)			Texture	Type du sol
		Argile	Limon	Sable		
Site I	0-10	59,76	30,10	10,20	Argileuse	Vertisol
	0-20	56,85	33,00	10,15	Argileuse	
	20-60	55,00	23,20	21,9	Argileuse	
Site II	0-10	54,50	32,30	11,20	Argileuse	Vertisol
	0-20	50,00	40,10	11,30	Argileuse	
	20-40	50,00	38,81	11,09	Argileuse	
	40-80	52,50	35,10	12,40	Argileuse	
Site III	0-2,5	56,50	32,23	11,38	Argileuse	Vertisol
	2,5-5	46,20	30,95	22,90	Argileuse	
	5-10	45,00	22,9	32,10	Argileuse	
	10-20	42,10	21,01	36,91	Argileuse	
	20-40	35,40	28,29	36,50	Argileuse/ loams argileux	
	40-60	42,10	21,01	36,82	Argileuse	
	60-80	42,00	20,21	36,84	Argileuse	
	0-10	48,18	27,25	24,62	Argileuse	
	0-20	45,14	24,13	30,77	Argileuse	

Site I: Ain Sbit; **Site II:** Merchouch; **Site III:** Jemaat Shaim.

II.1.4.2. Stabilité structurale

La stabilité structurale du sol permet d'estimer la capacité d'un sol à conserver sa structure quand il est soumis à différentes contraintes. Elle est déterminée par la méthode proposée par Le

Bissonnais [131]. Cette méthode combine trois tests décrivant le comportement du sol soumis à différentes conditions climatiques que l'on peut rencontrer à la surface du sol :

- i. Traitement d'humectation rapide par immersion ;
- ii. Traitement d'humectation lente par capillarité ;
- iii. Traitement de désagrégation mécanique par agitation après réhumectation.

Juste avant les tests, les agrégats sont mis à l'étuve à 40 °C pendant 24 heures.

Pour le test (i), on pèse environ 5g d'agrégats et on les verse rapidement dans un bécher contenant 50 mL de l'eau distillée pendant 10 min (observation visuelle de l'éclatement). Pour le test (ii), la même prise d'agrégats est disposée sur un papier filtre posé sur une table succion pendant 60 min (le temps de réhumectation des agrégats par capillarité). En fin, pour le test (iii), les agrégats ont été émergés dans l'éthanol pendant 30 min, puis transférés dans un erlenmeyer contenant 250 mL d'eau distillée qui a été agité en effectuant dix retournements avant décantation. Trois répétitions ont été effectuées pour chaque test

Ensuite, les échantillons ont été transmis dans un tamis de 50 µm immergé préalablement dans l'éthanol et le tamisage à l'éthanol se fait avec l'appareil de Hénin.

La procédure de ces trois tests décrite par Le Bissonnais, est pour objet de déterminer le diamètre moyen pondéral (DMP) du sol pour chaque traitement [131] :

$$DMP = (\sum (\text{diamétral moyen entre 2 tamis} * [\% \text{pondéral des particules retenues sur le tamis}])) / 100$$

II.1.4.3. Densité apparente

La densité apparente est la masse du sol sec pour un volume donné. Sa mesure a été effectuée à l'aide des cylindres dont les volumes sont calculés. Les échantillons prélevés sont pesés avant et après leur passage dans l'étuve à 105 °C pendant 48 heures. Ensuite, cette densité apparente du sol a été calculée. La mesure de cette Da en g/cm³, a été effectuée selon la méthode proposée par Duchaufour et Blum [252].

II.1.4.4. Infiltration

Le test d'infiltration consiste à mesurer la vitesse de pénétration de l'eau dans le sol. Ce paramètre est très important car, il permet de vérifier si le sol est capable d'assimiler les eaux de pluie ainsi que celles d'irrigation. Pour ce test, la méthode de doubles anneaux a été utilisée [253]. Elle permet de déterminer la perméabilité des couches superficielles en m/s.

II.1.4.5. Teneur en eau

La teneur en eau a été mesurée selon deux méthodes :

- i. Méthode 1 : au laboratoire par gravimétrie [254] ;
- ii. Méthode 2 : in situ, méthode de TDR [255].

Pour la première méthode, les échantillons du sol sont d'abord pesés au champ. Ensuite, ils sont ramenés au laboratoire, placés à l'étuve sous une température de 105 °C pendant 24h. Les échantillons sont pesés à nouveau pour déterminer leur poids anhydre. La teneur en eau exprimée en pourcent du poids sec est donnée par la formule suivante :

$$H \% = ((m - m') / m') * 100$$

Avec :

- m : masse de sol frais ;
- m' : masse de sol sec.

Cette méthode a été réalisée à la surface du sol avec trois répétitions sur chaque parcelle.

Pour la deuxième méthode, elle a été effectuée directement sur le champ en se basant sur cinq répétitions pour chaque parcelle et pour les profondeurs : 0-10, 10-20 et 20-40 cm.

II.1.4.6. pH et conductivité électrique du sol

La valeur du pH détermine les comportements physiques, chimiques et biologiques du sol. Sa mesure a été effectuée selon la méthode d'Anderson et Ingram [256]. Le pH (pH_{eau}) de l'échantillon du sol est déterminé par sa mise en suspension dans l'eau distillée avec un rapport sol/eau de 2/5. Le pH est défini comme étant le logarithme négatif de l'activité en ions H^+ .

$$pH = - \log [H^+]$$

Les sols peuvent être classés selon leur acidité comme suit [257] :

- $pH < 4,5$: sols très acides.
- $4,5 < pH < 6$: sols faiblement acides.
- $6 < pH < 7$: sols équilibrés permettant une bonne alimentation minérale
- $pH > 7$: sols calcaires et /ou salés.

Afin de déterminer la salinité des échantillons, la mesure de la conductivité électrique a été faite à partir d'un extrait aqueux du sol à l'aide d'un conductimètre (méthode 1/5) [258].

II.1.4.7. Azote total

L'azote total est déterminé par la méthode de distillation Kjeldal [259]. Il renseigne sur la quantité de réserve azotée dans le sol, mais dont la plus grande partie n'est pas disponible immédiatement pour les plantes. La minéralisation de l'azote organique du sol s'effectue sous forme de sulfate d'ammonium en présence d'acide sulfurique concentré. Par entraînement à la vapeur d'eau, il y a libération de l'ammoniaque en milieu alcalin et le dosage s'effectue par acidimétrie.

II.1.4.8. Phosphore assimilable et potassium échangeable

Aussi appelé "réserve assimilable", le phosphore assimilable, est le phosphore susceptible d'être absorbé par les racines. La connaissance de sa teneur dans les sols permet de déterminer la fertilité ainsi que les besoins en engrais de ces sols. Ce paramètre est déterminé par la méthode d'Olsen [260]. Lors de l'extraction, le charbon actif, préalablement destitué de son phosphate, permet l'élimination de la matière organique ; le phosphore se fixe alors à l'Hydrogène Carbonate de Sodium utilisé pour l'extraction. L'ajout de Sulfo-molybdique oxyde le complexe phosphoré formé et l'acide ascorbique permet de le réduire. La mesure de la quantité du phosphore présente dans l'échantillon (couleur bleue), est déterminée par spectrophotomètre.

Le potassium assimilable par la plante se trouve sous forme K^+ dans le sol. Il est déterminé selon la méthode de Quémener [261]. L'ajout d'acétate d'ammonium sur le sol permet au complexe argileux humique (CAH) de libérer ses cations. Le potassium ainsi libéré est directement dosé au photomètre à flamme.

II.1.4.9. Capacité d'échange cationique

La détermination de la CEC a été effectuée selon la méthode de Metson [262]. Elle consiste à déplacer tous les cations adsorbés sur les sites d'échanges de la CEC, puis de saturer ces sites par un cation unique, qui est le sodium (Na^+). Le sodium est à son tour déplacé, puis dosé par photométrie à flamme. Le nombre de site d'échange de la CEC correspond exactement au nombre d'ions sodium dosés. Le résultat est exprimé en nombre de charges pour 100 g du sol.

$$CEC_{meq/100} = \frac{\left(\frac{a}{1000} \times \frac{V1}{Mt} \times 100 \right)}{23}$$

II.1.4.10. Extraction des acides humiques

La méthode utilisée au laboratoire est adaptée à celle recommandée par la Société Internationale des Substances Humiques (IHSS) [263]. L'extraction des substances humiques est réalisée à l'aide

d'une solution alcaline (Soude, pyrophosphate de sodium de 0,1 à 1N) afin de permettre l'extraction de la fraction la plus intimement liée aux argiles. Elle induit à la formation d'une phase insoluble (l'humine) et d'une dernière phase. L'acidification de cette phase soluble forme deux fractions, un précipité brun floconneux (acides humiques) et un surnagent soluble (acides fulviques). Une quantité de ces extraits obtenus sont ensuite soumis à l'analyse de spectroscopie infrarouge (IR).

➤ *Spectroscopie Infra-Rouge*

La spectroscopie IR, constitue une technique adéquate pour analyser la structure polycondensée des acides humiques. Dans notre cas, nous avons utilisé la technique des pastilles de KBr en mélangeant quelques mg d'échantillon d'acide humiques au KBr [233].

Cependant, la complicité de ces acides humiques, limite l'emploi de cette méthode à la caractérisation d'un petit nombre de groupement fonctionnels et à une estimation approchée de leur importance dans la molécule.

II.1.4.11. Matière organique

Les teneurs en matières organiques totales, ont été évaluées selon la méthode proposée par Walkley et Black [264]. Le principe de cette méthode repose sur l'oxydation du carbone contenu dans le sol par le bichromate de potassium. Ce dernier, change sa couleur selon la quantité de produits réduits et ce changement de la couleur peut être comparé à la quantité du carbone organique présent dans le sol. Le carbone déterminé est exprimé comme suit :

$$C \% = \frac{V_1 - V_2}{P \cdot V_1} \cdot 5,85$$

Avec : V_1 = volume de témoin

V_2 = volume de Sel de Mohr utilisé

P = prise d'essai

La teneur en matière organique est déduite en multipliant le taux de la teneur en carbone par 1,724.

$$MO \% = C \% \cdot 1,724$$

Mais, cette méthode, peut conduire à une sous-estimation de la teneur en carbone organique. Pour cela, nous allons consacrer le chapitre suivant à faire une synthèse bibliographique s'intéressant uniquement des méthodes de détermination de ce paramètre (en cours de publication).

II.1.5. Etudes statistiques

Dans l'objectif de déterminer l'effet de deux pratiques agricoles (SD et SC) sur les propriétés physiques et chimiques des sols, les différentes mesures ont été effectuées en comparant leurs moyennes selon le test Student au seuil de 5 %. Pour le faire, il était nécessaire de faire d'abord l'analyse de l'égalité des variances. Seuls deux variables sont comparées pour les analyses statistiques : le SD et le SC, et ce, pour les divers paramètres cités précédemment. Le logiciel utilisé pour les traitements statistiques des premiers prélèvements est le Statistical Analysis System (SAS version 2009). Pour les autres données statistiques, le logiciel SPSS STATISTICS 21 qui a été utilisé.

II.2. Méthodes de la mesure de la teneur en matière organique dans le sol

II.2.1. Introduction

De nombreux travaux ont prouvé l'importance agronomique et environnementale de la nécessité à améliorer la matière organique dans les sols (Voir chapitre III de la revue bibliographique). Mais, moins d'attention envers la méthode de mesure de ce paramètre qui pourrait conduire à l'obtention des résultats non précis conduisant ainsi, à une mauvaise gestion des sols. En effet, un simple changement dans la teneur en MOS ou dans le stock du carbone organique du sol (COS) peut gravement affecter la qualité des sols et donc la durabilité de l'écosystème [265].

De ces faits, la nécessité de connaître et de comprendre l'origine, le développement, les avantages et les inconvénients des méthodes de la mesure des teneurs en MOS ou/et COS est exigée avant la prise de décisions pour une quelconque gestion du sol. Peu d'études se sont intéressées à comparer ces méthodes, ce qui rend indispensable la synthèse de différents supports.

La mesure ex situ, de la teneur en MOS est basée sur des protocoles composés de plusieurs étapes allant de la préparation de l'échantillon du sol, de l'analyse au laboratoire et du calcul de ce paramètre. Une erreur commise dans l'une de ces étapes peut conduire à une mauvaise gestion. Ce qui nécessite une certaine vigilance et une excellente rigueur dans l'analyse. Ces techniques incluent :

- i.* Perte au feu (PAF) ;
- ii.* Oxydation par voie Sèche (OVS) ;
- iii.* Oxydation par voie humide (OVH).

La détermination de la teneur en MOS, peut s'effectuer directement par la méthode de PAF, comme elle peut être déterminée indirectement par la mesure du COS en utilisant OVH ou OVS. Il est nécessaire de noter que le carbone se trouve sous trois formes principales : le carbone élémentaire, le carbone inorganique et le carbone organique [266].

Par ailleurs, des techniques *in situ* ont été développées pour remplacer celles de *ex-situ* pour la détermination du COS. Ces méthodes ont des avantages importants. Elles sont rapides et ne nécessitent aucun produit chimique dangereux [267]. Parmi ces techniques, on trouve :

- i. Spectroscopie proche infrarouge (S-IR) ;
- ii. Spectroscopie sur plasma induit par laser (LIBS) ;

Elles permettent de travailler directement, sans ou avec, préparation minimale des échantillons des sols. Un calibrage à partir des bases de données de référence est nécessaire.

II.2.2. Techniques *ex-situ*

II.2.2.1. Préparation du sol pour la détermination de la matière organique du sol

Pour la méthode d'OVH, la préparation des échantillons des sols, se fait en général par séchage à une température ambiante. Environ 1 kg du sol échantillonné doit être broyé et tamisé avec un tamis de 2 mm, de diamètre. Au cours de l'élimination des grandes particules lors de tamisage, on modifie la distribution granulométrique de l'échantillon qui peut donc influencer la qualité des analyses. Néanmoins, il existe encore des techniciens ou nouveaux scientifiques qui ignorent l'importance de cette étape. Et pour avoir une quantité représentative de toute la quantité tamisée, Dabin, a échantillonné soigneusement 30 g au diviseur échantillonneurs Minemet [268]. Ces 30 g ont été finement broyés au mortier en agate à boulets. La poudre fine obtenue est homogène. Walkley et Black, se sont mis d'accord sur le broyage fin des échantillons au mortier d'agate ou de porcelaine en précisant que les échantillons doivent passer par un tamis de 0,15 mm [264]. Ces mêmes auteurs ont expliqué que l'utilisation d'un mortier et pilon à base de fer ou d'acier en présence d'un agent oxydant comme l'acide chromique ou l'acide sulfurique peut induire à des erreurs en particulier dans les sols sableux. Ce qui est malheureusement ignoré aussi dans quelques laboratoires. La préparation des échantillons du sol implique un tamisage à 0,25 mm avec la suppression des résidus végétaux et animaux pour les deux méthodes OVH et OVS [269]. Les auteurs sont donc en accord à ce que la mesure de la MOS doit être basée sur des particules fines et qui sont inférieures à 1 mm. Toutefois, le diamètre exact de ces particules reste encore non précisé. À ce propos, une étude comparative qui englobe les différents types du sol est fortement recommandée.

Afin d'avoir une connaissance très large et précise sur la mesure de la teneur en MOS et de pouvoir sortir avec des perspectives, nous allons synthétiser les différentes études sélectionnées au fil du temps.

II.2.2.2. Méthode directe : perte au feu

Selon Chatterjee [270], la technique perte au feu (PAF) pour l'estimation de la MOS a été introduite par Rather [271]. C'est une méthode thermogravimétrique basée sur la calcination de toute la MOS [266 : 272]. Le pourcentage de cendres de l'échantillon est ensuite mesuré. La teneur en MOS est calculée par différence : $100 - \% \text{ cendres}$. Cette méthode a été comparée par certains chercheurs, à deux températures différentes 450 °C et 550 °C en se basant sur la méthode d'OVH (Walkley et Black (WB)) et celle d'OVS (méthode de Dumas) qui a été considérée comme référence de leur étude comparative [273]. Cette étude a été réalisée pour 40 échantillons du sol prélevés à différentes profondeurs. Leur texture varie entre loam sablonneuse et argileuse et leurs teneurs en argile étaient entre 17,2% et 57,3%. Ces auteurs, ont montré que la méthode de PAF est approximativement reliée au carbone organique total obtenu par celle d'oxydation par voie sèche avec une excellente corrélation entre la méthode de référence et celle de W-B ($r^2=0,99$). Pour la comparaison entre les deux températures, ils ont trouvé une corrélation de $r^2= 0,983$ et ils ont recommandé 550 °C. D'après eux, cette température peut assurer l'élimination de la majorité de l'eau absorbée comparativement à la température 450 °C. En 1998, d'autres travaux ont également comparé cette méthode de PAF à 550 °C à celle déjà citée par Lowther et al., à l'exception qu'ils ont opté pour la technique de Nelson et Sommer, au lieu de celle de Dumas [274-276]. Dans leur étude les échantillons du sol ont été prélevés de 50 horizons dans une zone océanique à Gascogne, située au Sud-ouest de la France. La texture de ces sols était sableuse avec des teneurs en argiles variant entre 2,9% et 8,3%. Les résultats obtenus ont montré que cette méthode de PAF à 550 °C est appropriée à ces sols sableux car les pertes de poids provenant de l'eau de structure et des carbonates sont minimales. Ces auteurs ont montré également une corrélation entre les méthodes PAF et celle de standard choisi où $r^2 = 0,991$. La méthode PAF a été aussi étudiée à d'autres températures que celles indiquées précédemment. Les températures 850 °C et 375 °C, ont été choisies cette fois pour les comparer avec la méthode par voie humide de W-B [277]. Ce dernier, a montré qu'il existe une excellente corrélation entre les deux méthodes pour la température de 850 °C où $r^2= 0,99$. De même que, Goldin, a testé cette méthode à une température de 600 °C dans un four à moufle pour les sols non calcaires de Colombie britannique et Washington [278]. Il a montré une corrélation de 0,98 entre la PAF et la méthode automatisée (Analyseur de carbone avec LECO). Une autre étude effectuée pour 100 échantillons du sol, a comparé la méthode PAF à cinq températures (300, 360, 400, 500 et 550 °C) avec la méthode de W-B [279]. Ces échantillons ont des teneurs en argile variant entre 8 et 61%. Les résultats obtenus ont montré une relation linéaire positive et significative entre MOS_{PAF} et MOS_{WB} . Elle a indiqué, qu'à chaque fois la température augmente, le coefficient de détermination r^2 diminue. La température choisie comme optimale a été 360 °C, car, à cette température, la plupart du carbone organique a été brûlé avec moins du carbone inorganique qui a été détruit.

Mais, pour les sols calcaires la méthode PAF, n'est pas adéquate pour estimer la MO dans ces sols. Une surestimation peut être enregistrée à cause de la libération de CO₂ du carbonate dans les sols calcaires et une décarboxylation possible des groupes organiques fonctionnels [273 : 279]. Pour cette raison, ces derniers auteurs proposent d'éviter les températures plus élevées.

D'après tout ceci, nous pouvons tirer un paradoxe en ce qui concerne le choix de la température. Ceci est bien montré dans le tableau suivant (tableau II-6) :

Tableau II-6 : Choix de la température utilisée dans la méthode PAF pour la mesure du COS.

Auteurs	PAF à différentes températures								
	300 °C	360 °C	375 °C	400 °C	450 °C	500 °C	550 °C	600 °C	850 °C
Ball 1964 [277]			×						○
Golden 1987 [278].								○	
Grewal et al.1991 [273].					×		○		
Salehi et al.2001 [279].	×		○	×		×	×		

Dans la même ligne, la température recommandée est celle crochée avec un cercle.

Une étude récente à ce propos a rapporté que la température de 375 °C correspond bien à la matière organique du sol [280].

Les corrélations obtenues aux températures utilisées par différents auteurs sont représentées dans le tableau II-7.

Tableau II-7 : Différents travaux comparatifs entre la méthode PAF à différentes températures et d'autres méthodes de la mesure de la MOS.

Méthodes comparées	Le comparant	Nbr. d'écha.	Texture/ % argile	Pays/Région	r ²	Auteurs	Températures de PAF (°C)
PAF	OVS (Nelson and Sommer)	50 horizons	2,90 à 8,30	Gascogne, France	0,99	Jolivet et al. 1998 [276].	550
PAF	WB	-	-	-	0,99 à 850 °C	Ball 1964 [277].	850 et 375
LECO	PAF	-	Sols non calcaires	Colombie britannique et Washington	0,98	Goldin 1987 [278].	600
PAF	WB	100	8,00 à 61,00	Iran	0,71	Salehi et al. 2011 [279].	300
					0,73		360
					0,73		400
					0,67		500
					0,70		550

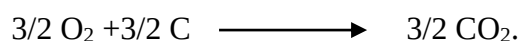
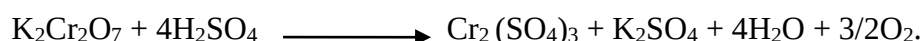
D'après tout ceci, nous pouvons remarquer la divergence de choix des auteurs en termes de nombre d'échantillons prélevés, de type du sol, de température choisie et de méthode de référence utilisée et donc la présence de plusieurs variables. Ainsi, l'évidence de sortir avec des résultats divergents.

II.2.2.3. Méthodes Indirectes : oxydation par voie humide et sèche

Les méthodes d'OVH et d'OVS, sont largement citées dans la littérature pour la détermination indirecte de la teneur en MOS ou directe pour celle du COT. Avant d'évoquer les différents travaux qui consistent à comparer ces méthodes, il est utile de rappeler le principe de chacune.

La première qui est, l'oxydation par voie sèche est composée de deux étapes à savoir : la combustion des échantillons et la quantification du CO₂ produit. La première phase consiste à brûler l'échantillon dans un four à une température élevée. Tandis que la deuxième étape consiste à quantifier le CO₂ obtenu de cette combustion par des techniques titrimétriques, gravimétriques, manométriques, spectrophotométriques ou chromatographique en phase gazeuse. Cette méthode par voie sèche est largement utilisée comme référence notamment pour les études comparatives [266].

La deuxième qui est, la méthode par voie humide, basée sur deux étapes principales, à savoir, l'oxydation et la quantification. La première consiste à une oxydation du carbone organique présent dans un échantillon du sol par une quantité connue d'un agent oxydant comme le bichromate de potassium en milieu acide sulfurique. Dans la deuxième, il s'agit d'un titrage manuel ou automatisé de bichromate de potassium inutilisé en présence d'un indicateur. La quantité réduite du bichromate est en principe proportionnelle à la teneur en carbone organique. Le chrome passe du degré d'oxydation +6 au degré d'oxydation +3. Trois atomes d'oxygène se libèrent pour oxyder à leur tour le carbone organique selon les réactions suivantes :



La quantification du COT par la méthode d'OVH, peut également s'effectuer soit par colorimétrie, gravimétrie ou manométrie.

Dans ce qui suit nous essayerons de relater l'évolution et les modifications apportées surtout sur la méthode d'OVH, de tirer les différents supports scientifiques ayant adopté l'étude comparative entre les deux méthodes, d'extraire leurs résultats et de savoir pourquoi elle a été choisie.

Rogers et al., ont rapporté que dans la méthode d'OVH, la solution du dichromate d'acide sulfurique oxyde les substances organiques [281]. Cependant, un haut recouvrement a été accompli

pour ce mélange [282]. Schollenberger, a étudié cette méthode en s'appuyant sur une série de 10 échantillons représentatifs (à la surface du sol) [283]. Il a introduit la détermination titrimétrique de l'acide chromique inutilisé dans la réaction d'oxydation par un sulfate ferreux ammoniacal en utilisant plusieurs indicateurs. Pourtant, avec une prise d'essai égale à 0,5 g pour les sols riches en MO, cette dernière n'est pas totalement oxydée même si un peu d'acide chromique reste. Ainsi que, les sols qui sont riches en matière minérales oxydables, ne pouvaient être examinés par cette méthode, mais ces sols restent très rares. Schollenberger a confirmé que la méthode par voie humide reste encore utile pour les sols de natures très variables [283]. Une étude qui semble très intéressante de cette méthode a été effectuée en 1934 par Walkley et Black [264]. Ces derniers ont modifié la méthode décrite par Degtjareff [284], en la comparant avec celle d'OVS décrite par Dennstedt [285], comme étant une méthode de référence. Pour la détermination du CO, ces chercheurs ont montré que pour 20 échantillons du sol Britanniques et Etrangers, une moyenne de 76% du carbone total a été représentée par leur procédure avec un facteur de correction égale à 1,32. Dans leur étude, ils ont critiqué la méthode de Degtjareff qui sert à l'utilisation de l'acide chromique avec le peroxyde de l'hydrogène. Les résultats obtenus par Degtjareff ont été entièrement imaginaires et en plus, le H_2O_2 n'avait aucune influence et il introduit une erreur fondamentale quand il réagit avec l'acide chromique. Pour cette raison que ces chercheurs ont indiqué que la méthode recommandée par Degtjareff ne peut avoir aucune valeur en tant que méthode analytique. Ils ont montré également que l'eau n'affecte pas la fraction du carbone totale récupérée lorsqu'elle est mélangée avec l'acide chromique. Pourtant, W-B, ont développé leur méthode sans chauffage externe, alors qu'en 1945, Anne [286], suit le même principe de W-B à l'exception que l'oxydation a eu lieu à chaud (ébullition pendant 5 min). En utilisant la méthode d'Anne, la réaction est presque totale et le coefficient de correction recommandé par cet auteur est égal à 1,025. Une étude a comparé ces deux dernières méthodes d'OVH (Anne et WB) à une 3^{ème} méthode d'Auto-analyseur (Anne modifiée) [268]. Le principe de cette dernière consiste à remplacer la titration chimique de l'excès de bichromate par la colorimétrie directe des ions Cr^{3+} bleu vert à 590 nm. La courbe d'étalonnage est réalisée à partir d'une solution de Glucose anhydre de concentration connue de carbone. Les résultats obtenus pour cette troisième méthode, ont indiqué qu'il existe une bonne concordance entre les autres méthodes. La méthode d'Anne a été recommandée car, d'une part, l'attaque de la MO est trouvée complète en comparaison avec la méthode de WB, d'autre part, celle de W-B nécessite de multiplier les résultats par le coefficient de correction 1,32.

Dans l'objectif d'avoir une récupération totale du CO, Heanes, a apporté des modifications sur la méthode de W-B en appliquant un chauffage externe à 135 °C durant 30 min [287]. Les concentrations du CO ont été déterminées ensuite par "spectroscopie UV-Vis" à 600 nm. Sa méthode a été comparée à celle d'OVS citée par Tabatabai et Bremner [288]. Pour cela, Heanes, a choisi de travailler sur 14 échantillons du sol, prélevés de trois sites situés en Australie à deux profondeurs (0-10

cm et à 30-40 cm) où les teneurs en argile varient entre 0 et 62 %. Les résultats obtenus du CO, ont indiqué un accord étroit entre les deux méthodes comparées. L'auteur ajoute que pour les sols non salins, l'analyse du CO par sa méthode peut aller jusqu'à 70 déterminations dans une période de 8h.

En 1984, Snyder et Trofymow, ont comparé une méthode nommée "Oxydation humide/la procédure de diffusion" avec la procédure d'OVS en se basant sur 17 échantillons qui contiennent une teneur en argile variant de 6 à 50 % [289]. Leur méthode d'oxydation par des tubes à diffusion consiste d'abord à éliminer les carbonates qui se trouvent dans les échantillons avant qu'ils subissent une oxydation par $K_2Cr_2O_7$ en présence de H_2SO_4 et H_3PO_4 . Un capteur de CO_2 doit être rapidement inséré et les tubes sont placés dans un bloc de digestion à 120 °C pendant deux heures. La titration s'effectue après 12h. Ces auteurs ont trouvé une excellente corrélation entre les deux méthodes comparées ($r^2=0.999$). Ils ont considéré que "l'oxydation humide par la procédure de diffusion" est une bonne méthode pour déterminer le COS. D'après eux leur méthode offre l'avantage d'une réduction dans le temps et dans l'équipement analytique. Pourtant, les teneurs en COS, contiennent des teneurs élevées en Cl^- et peuvent être surestimées. Pour cette raison, ces chercheurs ont recommandé l'ajustement de la technique ou la correction dans le calcul du CO.

Autres chercheurs canadiens, ont proposé la méthode d'OVS dans un four à tube toute en décrivant l'appareillage de cette combustion [290]. Ils ont comparé cette méthode à celle d'OVH. Pour la première méthode, la combustion est généralement, terminée au bout de 4 min après le préchauffage à 900 °C et pour une grande marge de sécurité on lui laissé 10 min. Les résultats obtenus par cette étude comparative ont montré que les teneurs en carbone déterminées par la méthode d'OVS sont supérieures de 14 % aux valeurs obtenues par celle d'OVH. Ces auteurs, ont assuré les conditions de combustion uniforme. Pourtant, tous les sols testés étaient soit des sols non calcaires, soit prétraités avec l'acide pour éliminer les carbonates. Donc, dans le dernier cas, le temps de combustion peut être un peu plus long pour le CI.

Une étude [291], a comparé l'efficacité du COS oxydé par titration en utilisant la méthode de W-B (CO_{wb}) [264], à celle obtenue par colorimétrie (CO_c) en utilisant la méthode d'Anderson et Ingram [256]. Pour cette comparaison, les chercheurs ont prélevé 184 échantillons des sols acides à différentes profondeurs dans deux régions situées à Venezuela. Dans cette étude la méthode d'OVS en utilisant (C analyseur) a été choisie comme référence. D'après leurs résultats (tableau II-8), une large différence entre les méthodes comparées a été montrée avec une sous-estimation du CO obtenu par colorimétrie. Ceci a été expliqué par les conditions d'oxydation et à la quantité réduite de l'acide sulfurique utilisée, 5ml contre 20 ml respectivement dans la méthode colorimétrique et celle de W-B. Ceci confère à la méthode de titration par W-B d'être la plus précise.

Tableau II-8 : Teneurs en carbone organique du sol déterminées par les procédures suivantes : Voie sèche (% COVS), Walkley et Black (Titration) (% COWB) et Anderson et Ingram (Colorimétrie) (% COC) [291].

Location	Profondeur	n	% CO _{VS}	% CO _{WB}	% OC _C	L'efficacité de l'oxydation (%)	
						OC _{WB}	OC _C
Gran Sabana	0-10	8	5,60 ± 2,23	5,27 ± 2,34	3,01 ± 1,27	94	54
	20-20	11	3,39 ± 1,36	3,51 ± 1,57	1,88 ± 0,79	103	56
	20-30	11	2,88 ± 1,94	2,78 ± 1,82	1,32 ± 0,97	98	47
	30-40	4	1,36 ± 0,83	1,42 ± 0,9	0,77 ± 0,53	104	55
					Moyenne	100	53
Altos de Pipe	0-10	8	4,80 ± 2,18	4,39 ± 2,06	1,89 ± 0,93	90	39
	20-20	11	4,23 ± 1,70	4,06 ± 1,46	1,80 ± 0,77	101	43
	20-30	11	2,82 ± 1,55	2,53 ± 1,42	1,03 ± 0,60	89	36
	30-40	4	2,44 ± 1,61	2,38 ± 1,66	1,20 ± 1,04	97	44
					Moyenne	94	41

Toujours dans la méthode de W-B et ses variantes, mais cette fois ci, l'étude a été orientée vers le facteur de récupération et de conversion "the recovery and conversion factors" pour les sols forestiers. Des travaux, ont comparé les résultats obtenus par les méthodes de W-B avec ceux obtenus par voie sèche [292]. Pour y faire, 542 échantillons de nature minérale ont été collectés de 135 sites, situées dans la région de Flandre en Belgique. Les analyses des sols forestiers prélevés ont été réalisées dans trois laboratoires différents. Dans ces travaux, les auteurs ont constaté que la méthode originale de W-B peut être inadéquate pour les sols ayant des teneurs en carbone supérieures à 8 % (capable de quantifier le carbone dans la gamme entre 0,42 et 8 %). Ensuite, ils ont proposé 70 % et 63% comme facteur de récupération pour différentes textures des sols (sableux, loameux et limoneux).

Aussi, une étude a été effectuée en 2016, qui consiste à comparer la méthode d'OVS à celle d'OVH Springer et Klee (S-K) (digestion humide) [293-294]. Cette dernière méthode (S-K), est basée sur le principe d'oxydation à chaud comme celle d'Anne. La seule différence se trouve dans les conditions du chauffage qui est mieux contrôlé dans la méthode de S-K que celle d'Anne. Dans la

méthode d'Anne, l'échantillon doit être chauffé pendant 5 min à compter dès l'ébullition. Alors que, dans la méthode de S-K, le chauffage doit être à 160 ± 2 °C pendant 10 min. la réalisation de cette étude a été basée sur 119 échantillons des sols prélevés de trois sites situés au Sud de l'Italie. La texture des échantillons des sols est argileuse pour deux sites alors qu'elle est loam argileuse pour le troisième site. Ces auteurs ont trouvé des teneurs en COS surestimées par la méthode de S-K en comparaison avec ceux obtenus par la méthode d'OVS. Néanmoins, ils ont trouvé que statistiquement il y a un accord entre les deux méthodes. Ces auteurs préfèrent l'utilisation de la méthode d'OVS car elle ne représente pas de danger pour la santé humaine et pour l'environnement.

De même qu'une comparaison générale entre les deux méthodes (OVS et OVH) pour la mesure de la teneur en CO des sols agricoles ou forestiers, à la surface ou en profondeur. Les chercheurs ont choisi de travailler sur la fiabilité et la validité des méthodes d'OVH pour les sols ayant des concentrations très faibles en CO. Les méthodes d'OVH ont été étudiées avec ou sans chauffage externe, avec titration ou colorimétrie, mais en tenant compte que la méthode d'OVS comme référence.

Dans l'objectif de quantifier de faibles concentrations du carbone (< 0.05 % du COT) des chercheurs, ont évalué la fiabilité et la validité de la méthode de W-B [264] et celle de Heanes [287] pour un régolite situé au Sud-ouest de l'Australie [295]. Pour y faire, ils ont déterminé la Limite De Détection (LDD) et la Limite De Quantification (LDQ). La méthode de référence choisie est la méthode de "LECO technique". D'après les résultats de cette étude, les auteurs ont recommandé la méthode de W-B car la LDD et la LDQ (0,015 et 0,050 % de COT) sont clairement plus basses que celles obtenues par la méthode de Heanes [287] (0,085 et 0,281 % de COT). Pourtant, les deux méthodes d'OVH ont montré une excellente corrélation $r^2 = 0,99$.

Dans le tableau II-9, sont résumées les différentes études comparatives entre ces méthodes indirectes de détermination du COS. Les différents temps d'ébullition (min) et températures (°C) de chauffage utilisées dans la méthode d'OVH sont indiquées dans le tableau II-10.

Tableau II-9 : Différentes études comparatives entre les deux méthodes de la mesure du COS (OVS et OVH).

Méthodes comparées	Comparants	Nombre d'échantillons	Teneurs en argile (%)	Pays	r ²	Auteurs
WB	OVS (Nelson and Sommer)	50 horizons	2,9 à 8,3	France	0,988	Jolivet et al. 1998 [276]
WB	OVS (Dumas)	40	17,2 à 57,3	Nouvelle-Zélande	0,990	Grewal et al, 1991 [273]
	OVS (Nelson and Sommer)				0,988	
WB	OVS (Dennstedt)	20	-	Bretagne et étranger	-	W-B 1934 [264]
Degtjareft						
WB	Anne	40	-	-	-	Dabin 1967 [268]
Anne	Anne modifié		-	-	-	
WB	Anne modifié		-	-	-	
OVH	OVS	17	6,0 à 50,0	-	0,999	Snyder et Trofymow 1984 [289]
OVH (Heans)	OVS (Tabatabai 1970)	14	0,0 à 62,0	3 sites en Australie	-	Heans 1984 [287]

Tableau II-10 : Temps d'ébullition (min) et températures (°C) de chauffage utilisés dans la méthode d'OVH.

OVH avec chauffage	Temps d'ébullition (min)	Températures (°C)
Anne 1945 [286]	5	À compter de l'ébullition
Springer et Klee 1954 [294]	10	160
Heanes 1984 [287]	30	135
Snyder et Trofymow 1984 [289]	120	120

Les travaux publiés, que nous avons mentionné dans cette partie soit avant, durant ou après le 20^{ème} siècle, ont montré, une divergence de point de vue : choix de la méthode de référence, corrélation entre les méthodes, et la méthode proposée par les auteurs de ces travaux. Toutes ces procédures classiques d'analyse au laboratoire présentent des incertitudes et des limites bien reconnues. Elles sont laborieuses et le plus souvent onéreuses, lentes compliquées et exigent un personnel qualifié [296]. De même, elles génèrent beaucoup de déchets par l'utilisation des réactifs et des acides qui sont souvent nocifs pour la santé et pour l'environnement [297-298]. Les principaux avantages et inconvénients de ces méthodes de détermination du MOS/COS sont résumés dans la figure II-4.

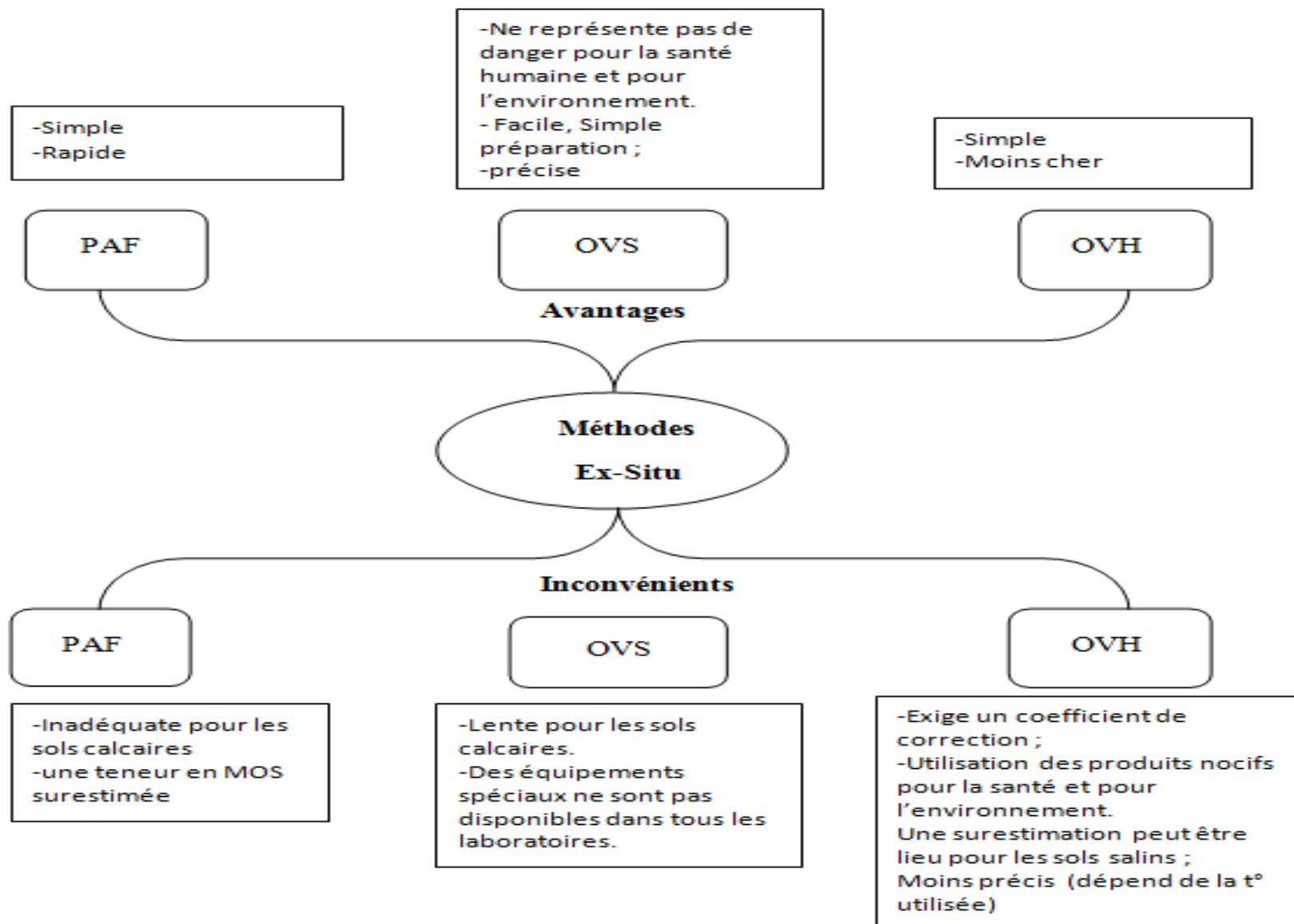


Figure II-4 : Principaux avantages et inconvénients des méthodes ex-situ pour la mesure de la teneur en MOS/COS.

II.2.3. Techniques de mesure au champ de la MOS

II.2.3.1 Spectroscopie Infra-Rouge

Le principe de la spectrométrie infrarouge a été souvent cité [299-300]. Le rayonnement Infra-Rouge (IR) est une radiation de nature électromagnétique, correspondant à la partie du spectre comprise entre 780 et 10^6 nm. La fenêtre spectrale de l'IR, se compose habituellement de trois parties : le proche, le moyen et le lointain IR. Pour la détermination quantitative de la matière organique et d'autres paramètres du sol, les pédologues se sont intéressés plus particulièrement à la région du Proche Infra-Rouge (PIR) et du Moyen Infra-Rouge (MIR), qui s'étendent respectivement de 780 à 2500 nm et de 2500 nm à 25000 nm. En réflexion diffuse, la spectrométrie spatiale de PIR varie de 400 à 2500 nm [270]. Les subdivisions différentes du domaine infrarouge suivant le champ de recherche, sont principalement liées aux caractéristiques des spectromètres utilisés [301].

La spectroscopie proche IR (SPIR) s'est tout d'abord diffusée dans le monde de l'agro-alimentaire. Son utilisation en analyse du sol a pris de retard vu le caractère complexe de ce matériau [302]. Une synthèse bibliographique, indique que les premières publications sur les potentialités de la SPIR en analyse du sol, sont apparues au début des années 1990 [303-306]. Ensuite, au cours des années 2000, ces SPIR ont connu une croissance exponentielle. Par exemple, en 1992, Henderson et al., ont réalisé une étude ayant comme objectif l'identification des régions du spectre réfléchissant qui fournissent des informations sur la matière organique du sol [307]. Pour y faire, ils ont évalué les effets de la teneur en CO sur la réflectance du sol dans les régions spectrales visibles, PIR et MIR. Dans cette étude, les bandes optimales se sont trouvées différentes en fonction de l'homogénéité du sol utilisé. Il semble selon cette étude que, le MIR est utile pour fournir des informations sur la teneur en COS. Une relation directe a été trouvée entre la teneur en CO et la réflectance du sol dans l'ensemble des bandes en question : quand la teneur en COS augmente, la réflectance diminue. Ces auteurs, ont conclu que la matière organique du sol était le facteur physique responsable des différences spectrales [307].

Par ailleurs, il existe certaines études qui suggèrent que le Visible-PIR (Vis-PIR) se rapporte mieux à la détermination de la MOS par rapport aux autres techniques [267 ; 308-309]. Pourtant, les composés organiques sont difficiles à caractériser dans la région du Vis-PIR. Selon une étude, cette région du spectre contient seulement des harmoniques des liaisons CH, OH et NH dont les vibrations fondamentales se situent dans les fréquences inférieures du MIR [310]. Dans le contexte où la spectrométrie PIR est une technique de plus en plus utilisée dans la science du sol, certains auteurs, ont exprimé que cette technique est encore loin d'être un outil analytique de routine car les modèles de prédictions n'atteignent pas encore la précision des mesures de laboratoire [311]. Comme ils ont

montré qu'il est essentiel de reprendre les lois à la base fondamentales qui gouvernent la formation des spectres dans le but d'optimiser le processus d'étalonnage. Ils ont ajouté que l'une de principales causes qui limite la performance des modèles est que le sol est un milieu structurellement complexe et que la lumière est diffusée par ces particules. Ce qui introduit des distorsions dans les spectres.

Par ailleurs, la réflectance de PIR est très sensible aux conditions environnementales externes, telles que la température et l'humidité du sol [312]. Au champ, la teneur en humidité du sol peut être très variable, ce qui rend difficile de trouver une méthode chimiométrique qui permet de prédire le carbone organique du sol à partir des spectres obtenus dans ces conditions d'humidité. Pour éliminer l'effet de cette humidité du sol des spectres PIR pour l'étalonnage de la teneur en COS, ils ont utilisé un algorithme. Ce dernier projette tous les spectres du sol orthogonal à l'espace des variations indésirables et donc les variations de l'humidité du sol peuvent être efficacement éliminées.

II.2.3.2. Spectroscopie sur plasma induit par laser

La spectroscopie sur plasma induit par laser ou encore en anglais "Laser induced breakdown spectrtoscopy" (LIBS), est une technique spectroscopique d'émission atomique. Son principe est basé sur l'atomisation et la vaporisation des échantillons (solide, liquide, gaz ou aérosols), l'excitation des atomes et la détection de la lumière émise produite par une forte radiation laser comme le montre la figure II-5 [313-314].

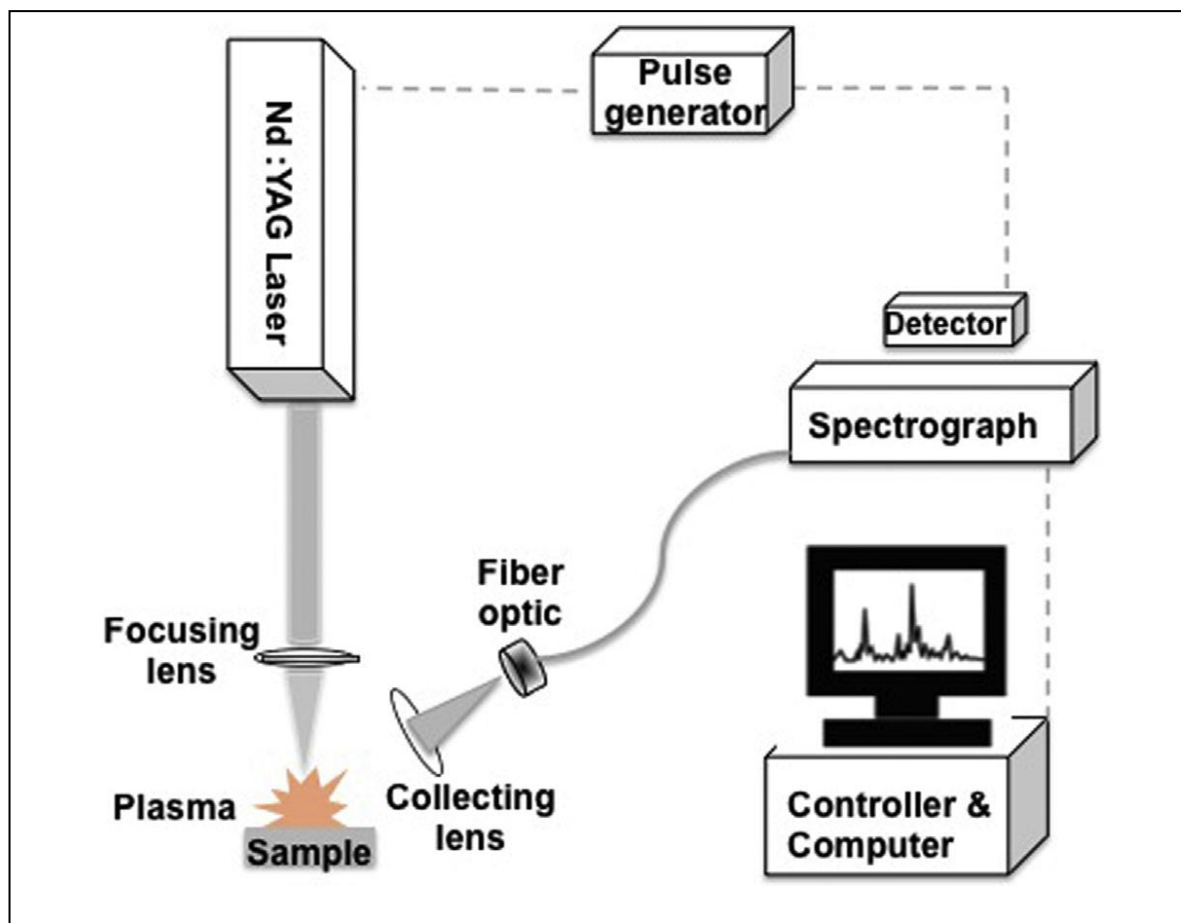


Figure II-5 : Schéma expérimental d'un système de (LIBS) [315].

Une étude effectuée en 2016 a bien détaillé la description de ce schéma expérimental [315]. Les auteurs de cette étude, ont exprimé que, les pics individuels obtenus dans le spectre sont des éléments présents dans l'échantillon et présentent trois paramètres principaux : la longueur d'onde, l'intensité et la forme. Ces derniers dépendent de la structure, du milieu environnemental et de la quantité d'éléments émettant.

D'ailleurs, avant de pouvoir quantifier le COS, la méthode de LIBS, doit faire l'objet d'un étalonnage par des modèles appropriés. En effet, la complexité de cet élément considéré ainsi que sa faible quantité examinée (de 1,85 à 2,17%), peuvent à la fois contribuer à une mauvaise performance du modèle chimiométrique pour sa quantification par cette méthode [315]. Des recherches sur la fiabilité de ces modèles chimiométriques sont donc nécessaires.

Une étude menée sur des sols brésiliens a été réalisée pour comparer les résultats obtenus du carbone par la méthode LIBS et celle d'OVS comme une référence [316]. La texture de ces sols est différente et les concentrations en fer et en aluminium ont été élevées. La teneur en C a été estimée après la correction d'interférence spectrale en aluminium. En ce qui concerne l'étalonnage, un modèle

linéaire classique a été évalué en fonction des classes de textures du sol. La corrélation entre les valeurs de référence et LIBS a montré un $r = 0,86$ pour les sols à texture moyenne et un $r = 0,93$ pour les sols à texture fine. Les résultats indiquent que la quantification LIBS peut être affectée par la texture et la composition chimique du sol. Les sols riches en Fe empêchent l'utilisation de la raie spectrale à 247,86 nm dans des systèmes portables avec une résolution spectrale de 0,1 nm. La raie d'émission du C à 193,03 nm est entravée par celle d'Al. Par conséquent, il est nécessaire pour obtenir des modèles d'étalonnage, d'effectuer une correction spectrale, dans les sols où la concentration d'Al est élevée. La raie d'émission du carbone C à 193,03 nm est choisie par ces auteurs par rapport à l'autre raie (247,86 nm). Ebinger et al., optent pour le choix de la raie 193 nm parce que dans cette ligne il n'interfère pas avec fer [317].

Dans le même objectif de la mesure du COS, les résultats obtenus par les techniques de LIBS et celle de la spectroscopie visible proche IR à réflexion diffuse (visPIR) ont été comparés à ceux obtenus par les techniques traditionnelles [318]. Pour ce faire, 146 échantillons ont été analysés. D'après les modèles de régressions des moindres carrés partiels utilisés dans cette étude, les auteurs, ont constaté que les coefficients de régression les plus importants ont été obtenus pour les raies d'émission du carbone à 193,03 nm et 229,65 nm. Pour ces auteurs, la technique LIBS est plus précise que celle du visPIR. De point de vue statistique, aucune différence significative entre les deux techniques pour la mesure du CO n'a été constatée.

D'autres travaux ont été effectués sur d'autres conditions expérimentales pour la mesure du carbone total de trois sols différents dont la teneur en argiles varie entre 2,6 % à 53,1 % [319]. Les conditions d'essai étaient 1064 nm et 532 nm pour les longueurs d'onde et 135 mJ, 90 mJ et 45 mJ pour l'énergie d'excitation. L'intensité de la raie de C à 247,85 nm est observée à une longueur d'onde d'excitation de 532 nm et à une énergie de 90 mJ. Pourtant, l'obscurcie par la raie de Fe a été observée à 248,9 nm et à 1064 nm avec des énergies d'excitation à 90 mJ et à 135 mJ. Ces chercheurs, ont montré que les conditions expérimentales ont des effets significatifs sur les données spectrales de la technique de LIBS et suggèrent qu'il existe une différence beaucoup plus grande entre les spectres LIBS lorsque la longueur d'onde augmente de 532 nm à 1064 nm. Selon cette étude comparative, les auteurs ont recommandé l'utilisation de la longueur d'onde de 532 nm et l'énergie d'excitation 45 mJ. Ils ont également indiqué que les raies d'émission se chevauchent pour le C et le Fe à environ 248 nm. C'est la raison pour laquelle Ebinger et al., ont développé un modèle d'étalonnage qui utilise la raie 193 nm au lieu de la raie 247,85 nm [317].

D'après la synthèse de différents travaux cités précédemment, nous ne pouvons pas ignorer les avantages de LIBS en tant qu'une technique rapide pour la mesure du COS en comparaison avec les techniques traditionnelles. Son utilité a été confirmée par plusieurs études pour différents types du sol

[316 ; 320-321]. En parallèle, nous pouvons également constater que son application sur le terrain nécessitera des instruments assurant la robustesse, la stabilité, la fiabilité, et des modèles d'étalonnage testés pour une variété de matrices du sol. Ainsi, un certain nombre de défis instrumentaux, méthodologiques et de procédure doivent être résolus afin de produire des bases de données spécifiques au sol pour être utilisées universellement pour une analyse de C du sol par cette technique.

II.2.4. Conclusion

Plus, les estimateurs de la MOS et/ou COS par différentes méthodes deviennent nombreux dans la littérature, plus la comparaison de leurs méthodes devient complexe et le choix d'une méthode standard universelle apparaît comme un défi majeur. Vu, la diversité des méthodes proposées dans la littérature et la difficulté de les comparer, on assistera à une certaine confusion faisant naître des incertitudes sur la question de cette mesure et conclusions divergentes de ces estimateurs.

Pour les mesures in situ, la complexité du sol conduit à une difficulté de mettre en relation une caractéristique physico-chimique du sol avec une longueur d'onde. Par ailleurs, ces mesures nécessitent un calibrage par des méthodes ex-situ. Ces dernières techniques, surtout, développées dans le passé (OVH et OVS), sont encore largement utilisées. Dans les travaux comparatifs, une autre difficulté réside dans le choix de la méthode de référence et dans le choix d'une longueur d'onde pour les méthodes colorimétriques. En général, la méthode d'OVS est la plus utilisée. Cela est dû peut-être à sa rapidité par rapport à celle d'OVH.

Généralement, la technique Walkley et Black reste la plus recommandée vu sa fiabilité pour la plupart des types des sols et sa simplicité ne nécessite surtout pas des moyens coûteux. C'est pour ces raisons que nous avons l'utilisée pour mesurer les teneurs en matière organique dans sols étudiés.

Chapitre III :

Résultats et discussions

III.1. Effet du système semis direct sur la matière organique et sur les acides humiques des Vertisols

III.1.1. Introduction

La matière organique du sol (MOS) demeure la clé principale de la qualité du sol. Elle joue de multiples rôles, soit dans le fonctionnement de l'écosystème ou bien encore dans celui de l'agrosystème [200-201]. Elle peut contribuer à l'amélioration des propriétés physiques, chimiques, biologiques et hydrique des sols [93 ; 322-324]. De ce fait, il est nécessaire que la MOS soit suffisante à la surface et dans les couches profondes du sol afin qu'elle puisse protéger, aérer et améliorer la fertilité de cette ressource naturelle non renouvelable [18 ; 325].

Plusieurs études ont démontré une augmentation des teneurs en carbone organique et/ou matière organique à la surface du sol, suite au passage d'une pratique du semis conventionnel (SC) au système du semis direct (SD) [326-328]. En revanche, très peu d'études confirment cette augmentation dans les couches inférieures à celles de la surface du sol [106]. Dans ce travail, nous allons faire un suivi et approfondir le comportement des teneurs en matière organique (MO) des Vertisols méditerranéens sous des expérimentations du SD ayant 5 ans (SD₅), 8 ans (SD₈), 12 ans (SD₁₂) et 33 ans (SD₃₃). Pour cela, une synthèse des résultats quantitatifs des teneurs en MOS sera présentée dans le chapitre suivant. Pour cela, nous allons d'une part, présenter ceux qui sont publiés [329-330] et d'autre part, présenter ceux qui ne le sont pas encore.

Les substances humiques, plus spécifiquement les acides humiques, constituants majeurs de la MOS seront déterminés et caractérisés dans ce chapitre. Nous allons également illustrer les résultats de ces acides humiques obtenus dans trois Vertisols sous deux pratiques agricoles SC et SD à des durées différentes : depuis 8 ans (site I ; moyen terme (mt)), 12 ans (site II ; moyen terme) et 33 ans (site III ; long terme (lt)). Ces acides humiques permettent de donner des informations essentielles sur la qualité et la santé des sols [322].

III.1.2. Effet sur la matière organique

Les résultats obtenus des teneurs en MOS correspondant aux échantillons des sols prélevés soit à la surface ou bien dans les couches inférieures du sol pour les trois sites ayant des conduites contrastées (SD et SC) sont rassemblés dans le tableau ci-dessous (tableau III-1).

Tableau III-1 : Teneurs en MOS sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à différentes profondeurs et à différentes durées.

		^c MOS ($V_m \pm \text{ÉT}$) ^c (g/kg)			
		^d Site I		Site II	Site III
	Durée des essais Profondeur	5 ans	8 ans	12 ans	33 ans
^A SD	0—5 cm	27,07 ± 0,50 ^{aE}	26,94 ± 0,35 ^a	26,45 ± 0,30 ^a	16,71 ± 0,48 ^a
^B SC		25,37 ± 0,57 ^b	22,97 ± 0,34 ^b	20,46 ± 0,30 ^b	12,19 ± 0,25 ^b
Variation %		7	17	29	37
SD	5—10 cm	25,57 ± 0,50 ^a	24,51 ± 0,52 ^a	23,97 ± 0,50 ^a	14,98 ± 0,33 ^a
SC		25,30 ± 0,89 ^a	22,33 ± 0,65 ^b	21,92 ± 0,90 ^b	10,27 ± 0,56 ^b
Variation %		1	10	9	45
SD	10—20	24,33 ± 0,40 ^a	22,66 ± 0,69 ^a	19,51 ± 0,20 ^a	13,08 ± 0,25 ^a
SC		23,33 ± 1,08 ^a	21,44 ± 0,67 ^a	18,78 ± 0,10 ^a	10,55 ± 0,60 ^b
Variation %		4	6	4	23
SD	20—40	23,2 ± 0,89 ^a	19,44 ± 0,34 ^a	18,71 ± 0,30 ^a	12,45 ± 0,17 ^a
SC		23,03 ± 0,97 ^a	18,54 ± 0,57 ^a	17,32 ± 0,40 ^a	9,57 ± 0,27 ^b
Variation %		1	5	8	30
SD	40—60	18,43 ± 0,74 ^b	17,11 ± 0,45 ^a	16,12 ± 0,44 ^a	11,01 ± 0,11 ^a
SC		20,93 ± 1,10 ^a	17,23 ± 0,30 ^a	15,91 ± 0,31 ^a	9,31 ± 0,12 ^a
Variation %		-14	-1	1	18
SD	0—10	26,32 ± 0,50 ^a	25,12 ± 0,44 ^a	22,51 ± 0,20 ^a	15,93 ± 0,37 ^a
SC		25,35 ± 0,73 ^a	22,34 ± 0,50 ^b	18,64 ± 0,29 ^b	11,04 ± 0,24 ^b
Variation %		4	12	21	44
SD	0—40	24,27 ± 0,72 ^a	21,67 ± 0,46 ^a	19,86 ± 0,26 ^a	13,48 ± 0,24 ^a
SC		23,69 ± 0,94 ^a	20,22 ± 0,58 ^a	17,75 ± 0,30 ^a	10,19 ± 0,36 ^b
Variation %		2%	7%	12%	32%

A : semis direct ; *B* : semis conventionnel ; *C* : Teneurs en matière organique du sol (valeurs moyennes ± écart-types) ; *D* : Site I = Ain Sbit ; Site II = Merchouch ; Site III = Jemaat Shaim ; *E* : Sur la même colonne, les valeurs moyennes suivies des lettres différentes sont statistiquement significatives au seuil de 5%.

A court terme (Site I) :

Les résultats obtenus pour le site I (Ain Sbit), montrent qu'à court terme (ct), les teneurs en MOS peuvent être importantes soit en faveur du SD soit du SC. Cette importance dépend à la fois de la

profondeur du sol et de la durée de l'adoption du SD. En effet, à la surface du sol jusqu'à 40 cm de profondeur, le système SD₅ (ayant 5 ans d'essais) a accumulé des teneurs en MO importantes à celles obtenues sous SC. Cette importance se manifeste dans la couche de 0-5 cm de profondeur dont les moyennes des teneurs en MO sont statistiquement significatives (P-value <0,05 ; 7 % de variance) entre les deux modes de travail du sol. Des résultats presque similaires ont été également obtenus entre les deux pratiques agricoles pour les deux couches 5-10 cm (25,57 g/kg pour le SD₅ et 25,30 g/kg pour le SC) et 10-20 cm (23,20 g/kg pour le SD₅ et 23,03 g/kg pour le SC). Quant aux couches inférieures à 40 cm de profondeur, les résultats obtenus ont enregistré des différences statistiquement significatives en faveur du SC. La variation entre les deux modes de travail du sol est égale à -14 % sur la couche 40-60 cm et à -31 % sur celle supérieure à 60 cm. Ces résultats à court terme sont en accord avec plusieurs travaux obtenus dans des conditions Méditerranéennes. Des auteurs, ont indiqué que sur un essai de trois ans sous SD (SD₃), la teneur en MO a été améliorée significativement (P-value <0,05) que sous SC dans la couche 0-8 cm (1,99 % sous SD₃ contre 1,79 % sous SC) [149]. Par contre, ce constat a été marqué en faveur de SC dans la couche 8-30 cm. D'autres, ont également affirmé que le SD₃ améliore la teneur en matière organique dans le sol, soit 2,6 % contre 2,3 % mesuré sous SC [331].

A moyen terme (Site I) :

Comparativement aux résultats obtenus après cinq ans d'essais sur le site I, le système SD₈, à huit ans, a pu accumuler des teneurs en MOS supérieures à celles de SC sur toutes les couches au-dessus de 40 cm. Sur la couche 0-5 cm, la variation entre les deux pratiques agricoles est de 7% contre 17% respectivement en faveur de SD₅ et SD₈. Contrairement au système de SC, le SD₈ a accumulé significativement la MOS sur la couche 5-10 cm. Pour les autres horizons (10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm), aucun effet significatif n'a été observé entre les deux pratiques agricoles (SD₈ et SC). Ces résultats ne s'accordent pas avec ceux obtenus par Parihar et al. (2016), qui ont montré que le SD₇, à sept ans, affectait significativement (P-value <0,05) le carbone organique d'un sol limono sablonneux à 0-15 cm (6, 51 g/kg sous SD₇ contre 4,83 g/kg sous SC) et à 15- 30 cm de profondeur (5,66 g/kg sous SD₇ contre 4,47 g/kg sous SC) [332].

Si on compare les résultats obtenus sur le même site sous les deux modes de travail du sol, le système SD affecte significativement, en fonction du temps, l'accumulation de la MO à la surface du sol (0-10 cm de profondeur). Ceci concorde avec les travaux de Jemai et al. (2013), qui ont prouvé qu'à 0-10 cm de profondeur le système SD₇, à sept ans, provoque l'accumulation des teneurs en MO d'un sol limono argileux par rapport à celui du SD₃, à trois ans, avec respectivement 16,66 % et 50 % en comparaison avec le mode du SC [333]. Pour les couches profondes (10-20 cm et 20-30 cm), ces chercheurs ont montré que la MOS est significativement élevée sous SC par rapport au SD₃. Par contre,

aucun effet significatif n'a été révélé entre les deux pratiques agricoles après 7 ans d'essais dans ces couches profondes.

A moyen terme (Site II) :

Les essais sur le site de Merchouch (site II) à 0-10 cm de profondeur, ont donné des teneurs en MO significativement plus élevées en faveur SD₁₂ que sous SC. Ces résultats confirment ainsi ceux obtenus après sept ans d'essais sur le même site à 0-7 cm de profondeur, mais avec des différences moins importantes [141]. Des résultats similaires de la MOS en faveur du système de SD versus SC à la surface du sol ont été obtenus dans des travaux précédents [244 ; 333-335]. Concernant la distribution des teneurs en MO dans les couches profondes, les résultats obtenus montrent que ces teneurs dans les couches en-dessous de 10 cm, sont supérieures sous SD₁₂ en comparaison avec ceux du SC. Cependant, ces teneurs diminuent avec la profondeur pour chaque mode de travail du sol. Une étude similaire a été effectuée sur des parcelles en SD ayant 17 ans d'essais (SD₁₇). Elle a montré que, la MO est devenue significativement importante ($P\text{-value} < 0,05$) sur la parcelle sous SD₁₇ par rapport à celle sous SC à 0-10 cm de profondeur [336]. Mais, les auteurs de cette étude, ont révélé des teneurs en MOS élevées sous SC que sous SD₁₇ sur les couches en-dessous de 10 cm jusqu'à 60 cm de profondeur. Par contre, une autre étude a montré que l'agriculture de conservation affecte positivement le carbone organique d'un Alfisol sur l'horizon 0-20 cm de profondeur et cela uniquement après 10 ans d'essais [337].

Par comparaison des résultats obtenus dans les deux premiers Vertisol caractérisés par un climat semi-aride, l'augmentation de la MO sous le système SD est due d'une part, à la capacité du SD à l'accumuler à la surface après quelques années d'essais, et d'autre part, à la faible augmentation de cette MOS dans les couches les plus profondes sous SD. En conséquence, il faut au minimum une durée de huit ans dans le cas de notre étude, pour assurer l'incorporation significative des MO du Vertisol dans les couches au-dessus de 10 cm.

Sur le long terme (Site III) :

Les essais sur le site de Jemaat Shaim, indiquent que les résultats de la MO sont significativement élevés ($P\text{-value} < 0,05$) sous SD₃₃ comparé au SC et ceci pour toutes les couches au-dessus de 40 cm de profondeur. La variation des moyennes de la MOS entre les deux pratiques agricoles (SD₃₂ et SC) a été surtout marquée dans la couche 5-10 cm par rapport à celle enregistrée dans la couche de la surface du sol 0-5 cm. Pour ces deux couches superficielles (0-5cm et 5-10 cm), la variation est respectivement d'ordre 37 % et 45 % entre SD₃₃ et SC. Ceci peut être expliqué par la présence des fentes de retraits dans les Vertisols. Selon certaines études, les Vertisols se caractérisent par la présence des fissures profondes [338-340]. Pour les deux couches 40-60 cm et celle supérieure à 60 cm de profondeur, les teneurs en MO ont été observées sans aucune différence statistiquement significative entre ces deux

pratiques agricoles (SD₃₃ vs SC). Une étude à long terme a montré qu'après 50 ans d'essais (SD₅₀) sur un sol limoneux, des teneurs en MO étaient significativement plus importantes sous la modalité SD₅₀ que sous la modalité SC au-dessus de 0-30 cm en profondeur [106]. Pour les couches en-dessous de 30 cm, les résultats obtenus par ces derniers auteurs, restent en faveur du SD₅₀ mais sans aucun effet significatif entre les deux modalités de travail du sol.

Par comparaison des résultats à court, à moyen et à long terme, il semble que la distribution de la MOS dans les couches en-dessous de 0-10 de profondeur sous le système SD, dépend également de la durée de son adoption. Une étude similaire a été réalisée à propos de l'effet à moyen et à long terme du système de semis direct sur la teneur en carbone organique du sol [327]. En effet, cette dernière montre que l'augmentation de la teneur en carbone organique sous SD par rapport au SC a été observée en passant d'un essai à moyen terme (9 ans sous SD (SD₉)) à un autre essai à long terme (33 ans sous SD (SD₃₃)). De plus, le SD₃₃ a pu améliorer la teneur en carbone organique significativement (P-value <0,05) par rapport au SC dans les couches 0-10 cm et 0-20 cm de profondeur. Cet effet positif du système SD a été également observé après 9 ans d'essais mais sans marquer d'effet significatif (P-value > 0,05) dans la couche 0-20 cm [327].

En comparant tous les résultats obtenus dans cette étude avec ceux de la littérature, on peut conclure que le système SD est capable d'améliorer le statut organique du sol sur le moyen et le long terme, par rapport au SC, soit dans les couches superficielles ou celles profondes. Ceci peut s'expliquer d'une part, par les résidus de la culture précédente laissés à la surface des parcelles en cas de SD et leur élimination en cas de SC et d'autre part, par la minéralisation importante de la MOS sous SC à cause de la perturbation du sol [106 ; 332 ; 341]. Cependant, cette capacité avantageuse du système SD vis-à-vis de la MOS reste variable d'une étude à l'autre. Ceci est dû à plusieurs facteurs à savoir : les conditions climatiques, le type du sol [342], la rotation de la culture [343-344], la profondeur de l'enracinement [345], la gestion des intrants (fertilisation, irrigation...etc.) et enfin la quantité et la qualité de la biomasse des résidus des cultures [141 ; 332].

D'après cette étude effectuée sur le même type du sol mais avec des teneurs en argile différentes, il semble que les résultats confirment notre hypothèse à savoir que le système SD améliore les teneurs en MO des Vertisols principalement en fonction du temps et de la teneur en argile (A). Afin d'éclaircir davantage cette hypothèse, nous avons choisi de comparer les résultats des teneurs en MOS ainsi ceux de teneurs en argile, obtenues dans les parcelles de trois Vertisols à 0-10 cm et à 0-20 cm de profondeur. Pour s'y faire, on a comparé les moyennes de ces teneurs pour les sites (Ain Sbit, Merchouch et Jemaat Shaim). La figure III-1 ci-dessous, représente les résultats de ces moyennes des

MOS des parcelles SD ayant quatre durées différentes vis-à-vis de celles des parcelles du SC. Quant à la figure III-2, elle représente les résultats obtenus à 0-20 cm de profondeur pour les trois sites.

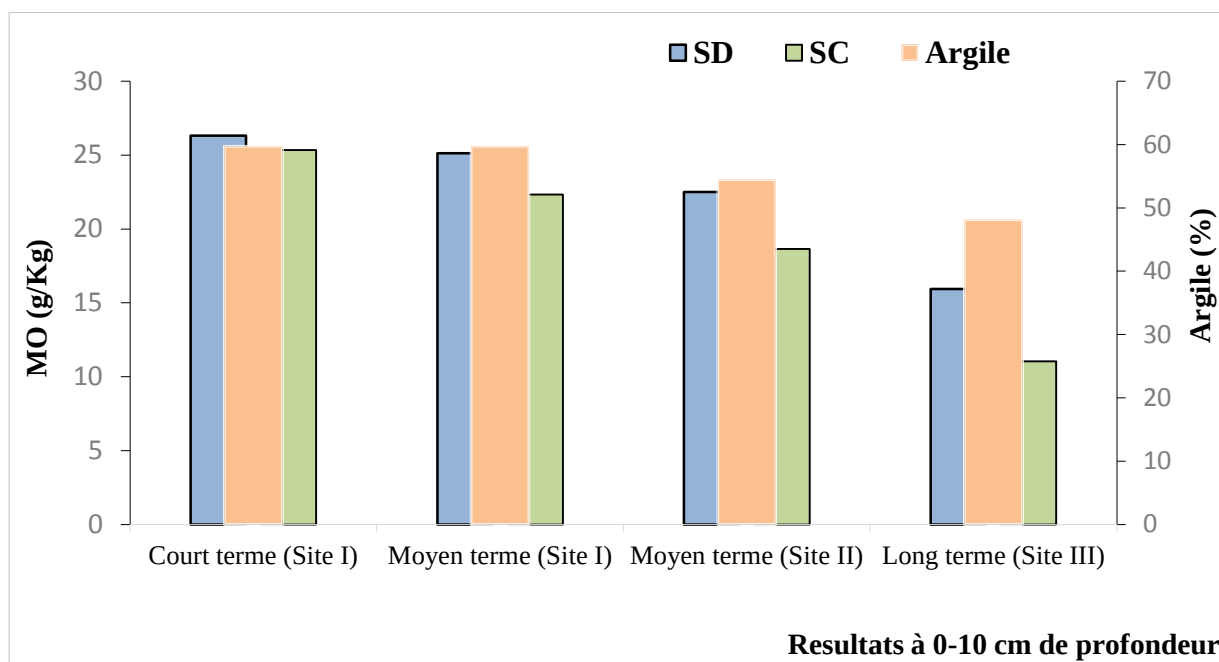


Figure III-1 : Moyennes des teneurs en MOS (sous SD et sous SC) et des teneurs en argile obtenues sur chaque site et à 0-10 cm de profondeur.

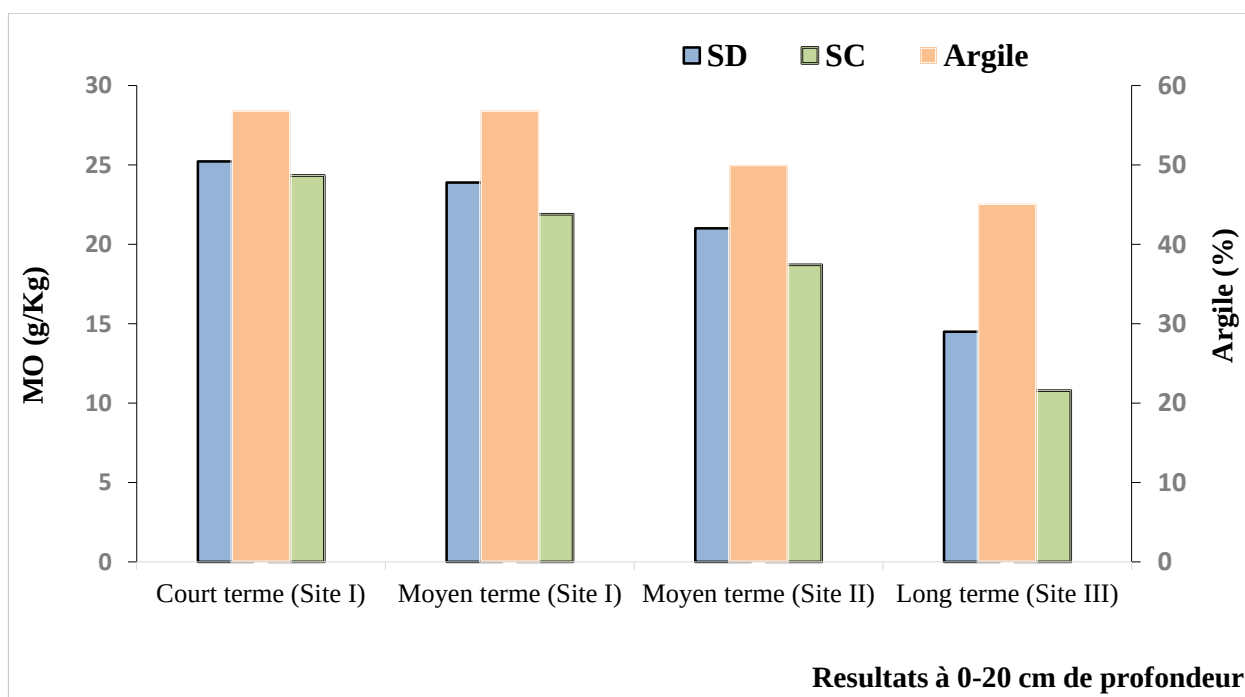


Figure III-2 : Moyennes des teneurs en MOS (sous SD et sous SC) et des teneurs en argile obtenues sur chaque site et à 0-20 cm de profondeur.

D'après ces résultats de la MOS, une tendance croissante de la variation entre les deux pratiques agricoles a été remarquée à la surface du sol. Sur l'horizon 0-10 cm, le taux de variation est passé de

4% pour l'essai à court terme, à 12 % (site I) et à 21 % (site II) pour l'essai à moyen terme et atteint 44% pour l'essai à long terme. Sur l'horizon 0-20 cm, il est passé de 4 % pour l'essai à court terme, à 9% (site I) et à 12 % (site II) pour l'essai à moyen terme et enfin à 34 % pour l'essai à long terme constat. En comparant entre les deux horizons, les taux de variations diminuent avec la profondeur. De plus, ces moyennes des teneurs en MOS sous les deux systèmes, SD et SC, sont élevées dans le premier site suivi du deuxième puis du troisième site ($MOS_{ct} > MOS_{mt} > MOS_{lt}$). Même constat a été observé pour les teneurs en argile (A) ($A_{ct} > A_{mt} > A_{lt}$).

Les résultats de ce travail confirment donc notre première hypothèse. Nous pouvons donc conclure que, le vrai avantage du SD en ce qui concerne la MOS, ne s'observe qu'à l'échelle du temps considérée et selon le type du sol choisi pour l'étude.

III.1.3. Effet sur les acides humiques

La teneur des acides humiques (AH) exprimé en g/Kg du poids sec de la prise d'essai est représentée dans la figure III-3. Ces teneurs ont été obtenues pour les trois sites sous deux modes de travail du sol (SC et SD) pour respectivement SD₈, SD₁₂, SD₃₃.

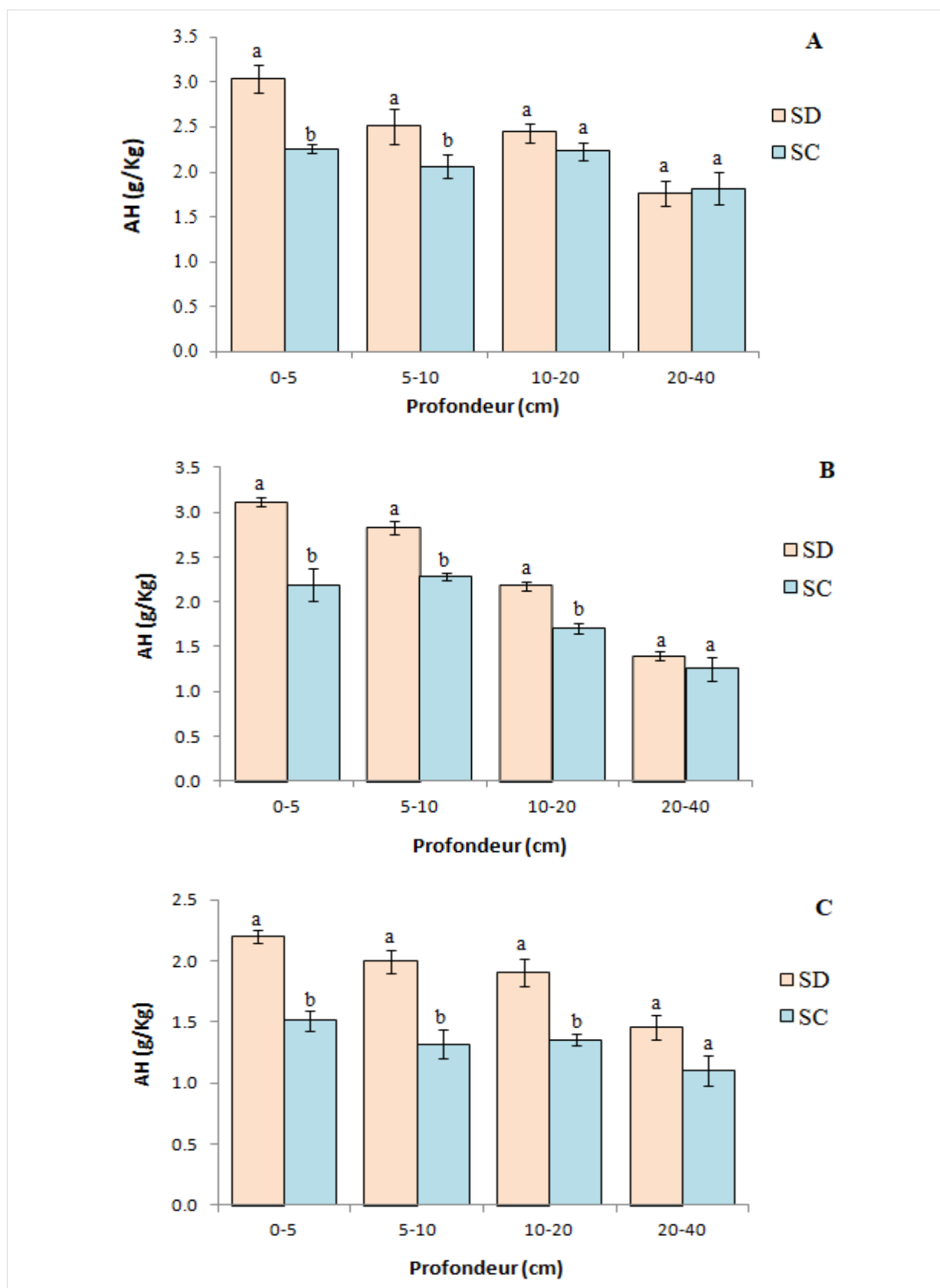


Figure III-3 : Teneur des acides humiques (AH) extraits sous le système SD et sous SC pour les trois sites d'étude et pour différentes profondeurs.

A: site I (moyen terme); B: site II (moyen terme); C: site III (long terme); Les barres représentent l'écart-type. Les pratiques agricoles ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Student (P-value <0,05).

Les teneurs des AH pour les trois sites sont significativement élevés (P-value <0,05) sous le système SD que sous celui du SC dans les couches au-dessus de 10 cm (0-5 cm et 5-10 cm de profondeur).

Dans les couches en-dessous de 10 cm, aucune différence significative (P-value >0,05) des AH mesurés n'a été observée entre les deux pratiques agricoles (SD₈ et SC) pour le site d'Ain Sbit. Pour le même site, les valeurs moyennes de ces AH ont été à la fois supérieures en faveur du système SD₈ et sous celui du SC, respectivement dans les couches 10-20 cm (2,44 g.kg⁻¹ contre 2,23 g.kg⁻¹ sous SC) et 20-40 cm (1,76 g.kg⁻¹ contre 1,82 g.kg⁻¹ sous SC).

Sur le site du Merchouch et à 10-20 cm de profondeur, le système SD₁₂ améliore significativement les teneurs en AH vis-à-vis du SC (pour respectivement 2,18 g.kg⁻¹ et 1,710 g.kg⁻¹) et avec une variation de 27 % entre les deux pratiques agricoles. Cependant, aucun effet significatif des AH n'a été observé au seuil de 5 % entre les deux modes de travail du sol dans la couche 20-40 cm mais les valeurs moyennes de ces AH restent toujours en faveur du SD₁₂ (1,39 g.kg⁻¹ contre 1,25 g.kg⁻¹ sous SC).

L'effet avantageux de système SD sur la teneur des AH extraits est plus important sur le site de Jemaat Shaim (site III). Le système du SD₃₃ augmente significativement ces AH versus le SC (1,91 g.kg⁻¹ contre 1,35 g.kg⁻¹ sous SC) dans la couche 10-20 cm. Un constat similaire en faveur de SD₃₃ a été trouvé dans la couche 20-40 cm (1,45 g.kg⁻¹ contre 1,10 g.kg⁻¹ sous SC).

D'après ces résultats, on constate que le système SD affecte positivement et en fonction du temps les teneurs des AH des Vertisols. Les acides humiques formés à la surface du sol et dans les couches profondes sous SD, peuvent être dû à l'évolution dans le temps de la MOS avec la profondeur. Des résultats similaires ont été constatés par Dorado et al. [249]. Sur le long terme, et dans la couche 0-20 cm, la concentration des AH a augmenté de 42 à 59 % en faveur de SD par rapport au SC [249]. La réponse positive des acides humiques à l'agriculture de conservation a été étudiée également par Dorado et al. [248].

Si on compare les résultats obtenus sur chaque site à 0-20 cm de profondeur (figure III-4), on constate que la différence pour les AH reste moins importante entre les deux premiers sites (Site I et II) caractérisés par le même type de climat (semi-aride). Par contre, les AH sur ces derniers sites sont supérieurs à ceux obtenus sur le site de Jemaat Shaim (Site III) caractérisé par un climat encore plus chaud (semi-aride à aride).

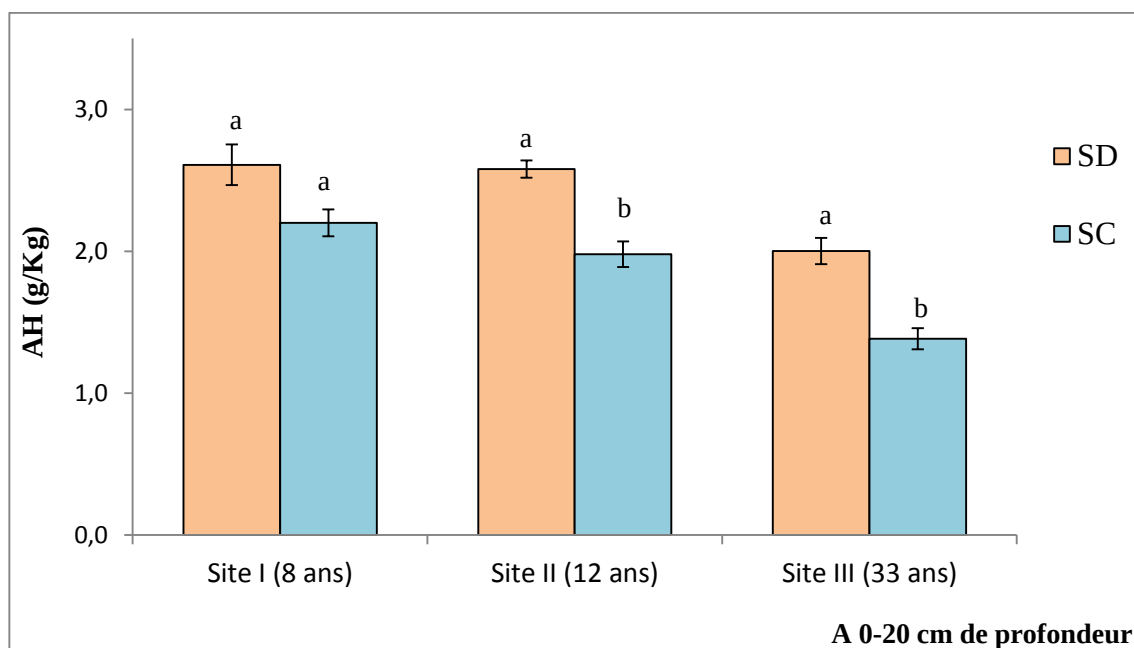


Figure III-4 : Teneurs des acides humiques (en g/kg) obtenus sur les parcelles de trois sites I, II et III (ayant 8 ans, 12 ans et 33 ans sous SD) et à 0-20 cm de profondeur.

Les barres représentent l'écart-type. Les pratiques agricoles ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Student (P -value $< 0,05$).

Ceci peut être expliqué, entre autres, par le climat chaud qui caractérise le dernier site par rapport aux autres. En effet, les facteurs climatiques jouent un rôle essentiel à l'égard du processus de maturation des acides humiques [346]. Ainsi, plus le climat est chaud avec une aération élevée, plus la disparition de l'humus est rapide, plus la minéralisation humique est élevée [346].

1.3.1. Spectre Infrarouge des acides humiques

Les deux spectres infrarouges enregistrés entre 4000 et 400 cm^{-1} du SD et du SC, sont présentés dans la figure III-5. L'attribution des bandes d'absorption a été effectuée sur la base de données scientifiques publiées par plusieurs auteurs [233 ; 347-351].

Les deux bandes larges et intenses situées entre 3402 et 2975 cm^{-1} et qui couvrent environ 500 à 600 cm^{-1} , sont caractéristiques des substances humiques [347]. Ces bandes sont évidemment attribuées aux groupements O-H d'origine alcooliques-phénoliques ou carboxyliques [233], et aux groupements N-H [347-348] et C-H aliphatique. Une bande d'absorption intense centrée à 1667 cm^{-1} , est attribuée principalement aux vibrations de la liaison C=O caractéristique d'un carbonyle conjugué (COOH). Cette bande observée à 1600 cm^{-1} dans les spectres de [347], est considérée selon ces derniers, comme caractéristique de la molécule d'humus. Ces mêmes auteurs, ont rapporté que, l'absorption des radiations IR dans cette région est due aux vibrations de doubles liaisons C=C dans les systèmes aromatiques conjugués avec les groupements carboxyliques ou carbonyles [347].

Les bandes moins intenses aux alentours de 1401 cm^{-1} peuvent être attribuées aux structures aliphatiques. D'après, Koriko, cette région correspondrait aux vibrations de valence des liaisons C-H dans une structure aliphatique [351].

L'attribution de la bande d'absorption très intense située à 1104 cm^{-1} est très complexe. En effet, de nombreux phénomènes interfèrent dans cette région, ce qui explique l'intensité et la largeur de la bande qui ne doit être considérée que comme l'enveloppe de ces divers composants [349]. D'abord, la présence de silice, Si-O-Si, donne en général une bande centrée vers 1080 cm^{-1} avec un épaulement vers 1200 cm^{-1} . D'où, la présence d'une fraction inorganique des acides humiques surtout Si-O. Ces impuretés des silicates, ont été marquées à 1020 cm^{-1} [233]. Ensuite, un nombre de groupements C-O donne dans cette région une bande large et intense et il est probable que ce groupement soit présent. La bande détectée à 1038 cm^{-1} a été attribuée aux polysaccharides ou aux impuretés Si-O [350]. Les groupements -COOH et les liaisons C-O des éthers aryles absorbent vers 1200 cm^{-1} , tandis que, les polysaccharides donnent une bande vers 1050 cm^{-1} [349]. Pour les groupements O-H, constituant des ponts, appartenant à des alcools tertiaires, absorbent entre 1100 et 1200 cm^{-1} et une partie de la bande 1400 cm^{-1} , peut correspondre aux alcools tertiaires.

D'après toutes ces attributions, nous pouvons conclure que les échantillons extraits répondent aux critères des acides humiques (présence des bandes caractéristiques des acides humiques). En ce qui concerne la comparaison entre les spectres obtenus de deux modes de travail du sol, une grande ressemblance de l'allure générale et les positions des pics principaux a été présentée. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Pérez et al., en utilisant l'analyse FT-IR [352].

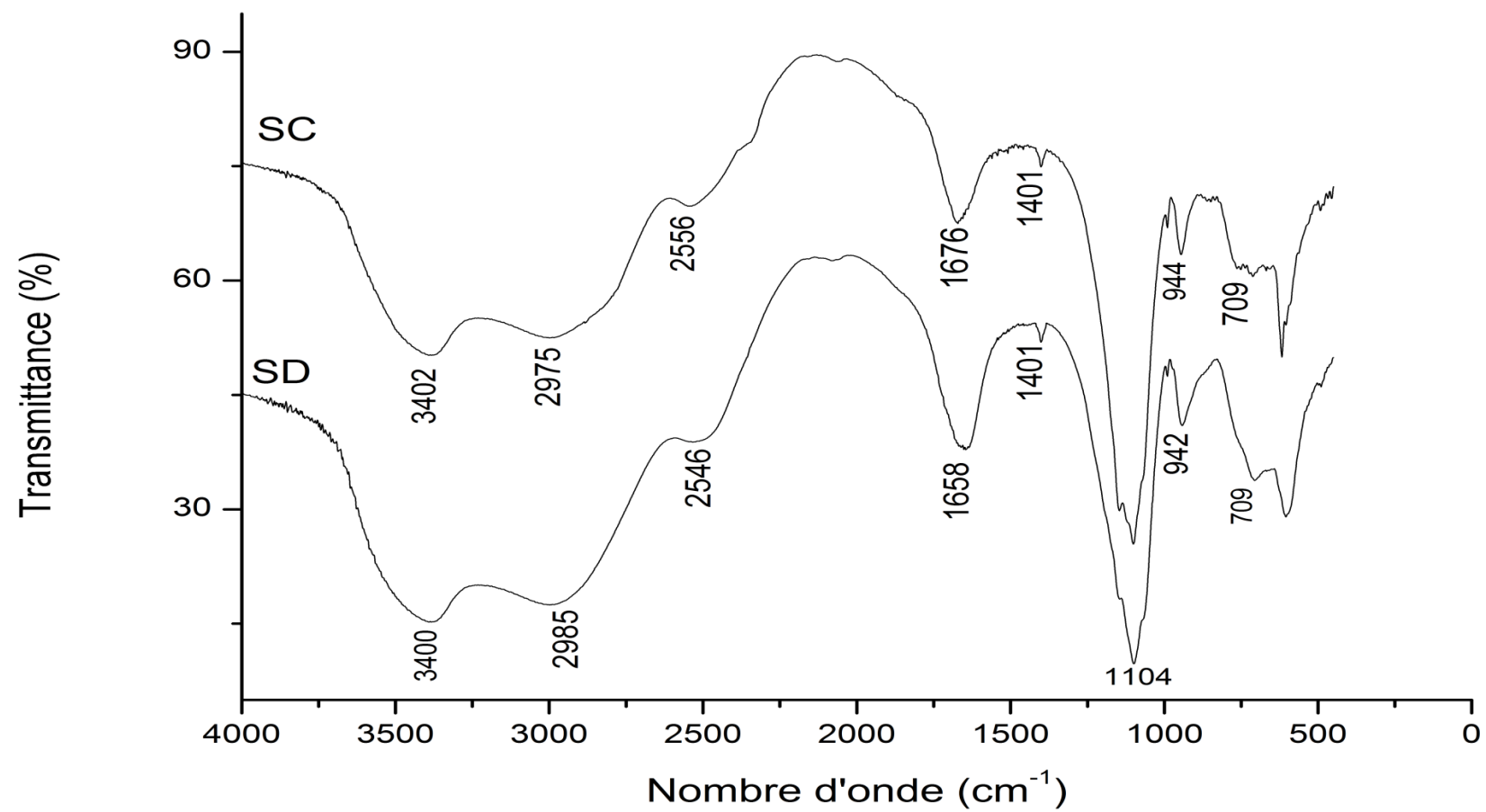


Figure III-5 : Spectre infra-rouge de l'acide humique extrait de Vertisol du Merchouch (site II) pour les deux modalités de travail du sol à 0-10 cm.

III.1.4. Conclusion

Les résultats obtenus dans ce travail, sous des conditions méditerranéennes, confirment que le semis direct améliore la teneur de la MOS versus le SC. Ceci doit fortement, encourager les agriculteurs ayant les mêmes conditions pédoclimatiques, ainsi que les autres acteurs, à opter pour ce mode de travail du sol afin de pouvoir améliorer le statut organique de leurs sols.

L'analyse des acides humiques (AH) montre aussi son accroissement sous le système SD par rapport à celui du SC dans les trois sites étudiés. Par ailleurs, la caractérisation de ces AH par spectroscopie infrarouge pour les deux modes de travail du sol, indique que ses groupements fonctionnels correspondent bien aux AH. D'autres techniques supplémentaires telles que, la résonance paramagnétique électronique (RPE), la spectroscopie ultra-violet (UV), la spectroscopie fluorescence, la résonance magnétique nucléaire (RMN) et la spectrométrie de masse, s'avèrent indispensables pour une caractérisation chimique plus complète de ces acides humiques.

III.2. Effet du système semis direct sur les propriétés physiques des Vertisols

III.2.1. Introduction

Au Maroc, les effets des changements climatiques couplés à la dégradation des ressources en sol constituent des facteurs majeurs limitant le développement socio-économique. Parmi ces facteurs, le labour intensif pratiqué par les agriculteurs marocains peut conduire à l'appauvrissement des sols en matière organique (MO) ce qui affecte les propriétés physiques des sols. Selon des travaux récents, le labour intensif (SC) affecte les sols qui deviennent de plus en plus instables, ce qui dégrade leur qualité physique et favorise donc le phénomène de la compaction et de l'érosion [16 ; 141 ; 116 ; 353-354]. Malheureusement, les agriculteurs ignorent que ce labour profond n'intègre pas les exigences d'une agriculture durable. À cet effet, l'adoption d'une stratégie de valorisation et de protection des sols doit s'imposer comme une préoccupation forte à l'échelle internationale. Plusieurs auteurs [23-24 ; 141], ont révélé l'importance de l'adoption de l'agriculture de conservation et notamment le semis direct (SD) en tant qu'un remède alternatif face à cette situation alarmante.

Ce chapitre contribue à mettre l'accent sur les changements qui ont affectés les propriétés physiques du sol. La méthodologie adoptée consiste à mesurer les principales propriétés physiques (stabilité structurale et densité apparente) prélevés à la surface de trois sites de même type du sol "Vertisol" et ayant des conduites de labour contrastées : semis direct (SD) et semis conventionnel (SC). En complément, nous allons étudier l'effet du système SD sur la teneur en eau et sur le taux d'infiltration. Cette étude a été effectuée sur des essais de durées d'adoption du système SD différentes.

III.2.2. Effet sur la stabilité structurale

Le Bissonnais (1996) a défini la stabilité structurale ou bien la stabilité des agrégats par la capacité d'un sol à conserver son arrangement entre les particules solides et vides quand il est exposé à différentes contraintes qui peuvent être de différentes natures et de différentes intensités. C'est une propriété physique des sols indicatrice de leur vulnérabilité à la battance, à la compaction et à l'érosion [105 ; 141]. L'impact de type d'engins de labour du sol, des gouttes de pluie ou d'humectation sont des exemples d'actions pouvant affectés la stabilité d'un sol. Une bonne stabilité structurale réduit la battance et par conséquent, les pertes des sols par le ruissèlement et/ou par l'érosion. Les résultats obtenus de cette analyse sont exprimés sous forme de diamètre moyen pondéral (DMP) en mm.

Sur le site d'Ain Sbit (site I) ayant 5 ans d'essais sous SD (SD₅), les résultats du DMP pour les trois tests (humectation rapide et lente, et désagrégation mécanique) sont présentés sur la figure suivante (figure III-6).

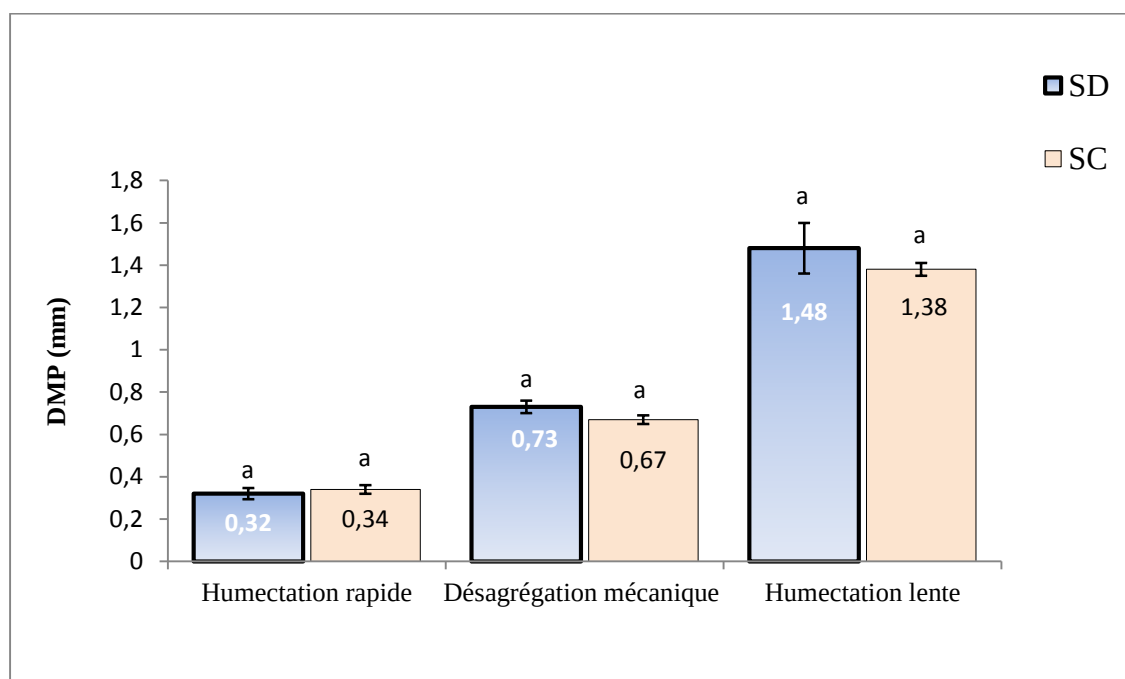


Figure III-6 : Effet de travail du sol (semis direct (SD₅), semis conventionnel (SC) sur le diamètre moyen pondéral (DMP) de trois tests de la stabilité structurale à 0-10 cm de profondeur (cas d'Ain Sbit ; site I).

Les barres représentent l'écart-type. Les deux modes de travail du sol ayant la même lettre ne sont pas significativement différents selon le test de Student (P-value <0,05).

Les résultats obtenus pour les trois tests révèlent, qu'il n'y pas eu de différence entre les deux pratiques agricoles (SD₅ et SC). Il semble donc que la MO du sol accumulée à 0-10 cm de profondeur

sous le système SD₅ n'était pas suffisante pour que le Vertisol de ce site puisse résister significativement à différentes contraintes agissant sur la stabilité structurale. Pour le test d'humectation rapide, il est légèrement supérieur sous le mode SC (0,34 mm) que sous SD₅ (0,32 mm). Ce test est considéré comme le mode de désagrégation le plus agressif par rapport aux autres tests [141]. En outre, quel que soit le mode de travail du sol, l'humectation rapide induit les DMP les plus faibles (< à 0,8 mm). Par conséquent, la structure de ce Vertisol ne résiste pas aux pluies brutales. Des résultats similaires ont été trouvés dans les mêmes conditions semi-arides [141 ; 355]. Cependant, les valeurs de DMP obtenues pour les tests, désagrégation mécanique et humectation lente, ont été relativement supérieures sous le système SD₅ (respectivement pour 0,73 mm et 1,48 mm) que sous celui du SC (respectivement pour 0,67 mm et 1,38 mm). Ceci peut être expliqué par la présence des débris végétaux accumulés à la surface du sol pendant cinq ans d'essais en cas du SD₅ que dans le cas du SC.

Sur le site du Merchouch (site II) ayant 10 ans d'essais sous SD (SD₁₀), les résultats obtenus à 0-10 cm de profondeur sont présentés sur la figure III-7.

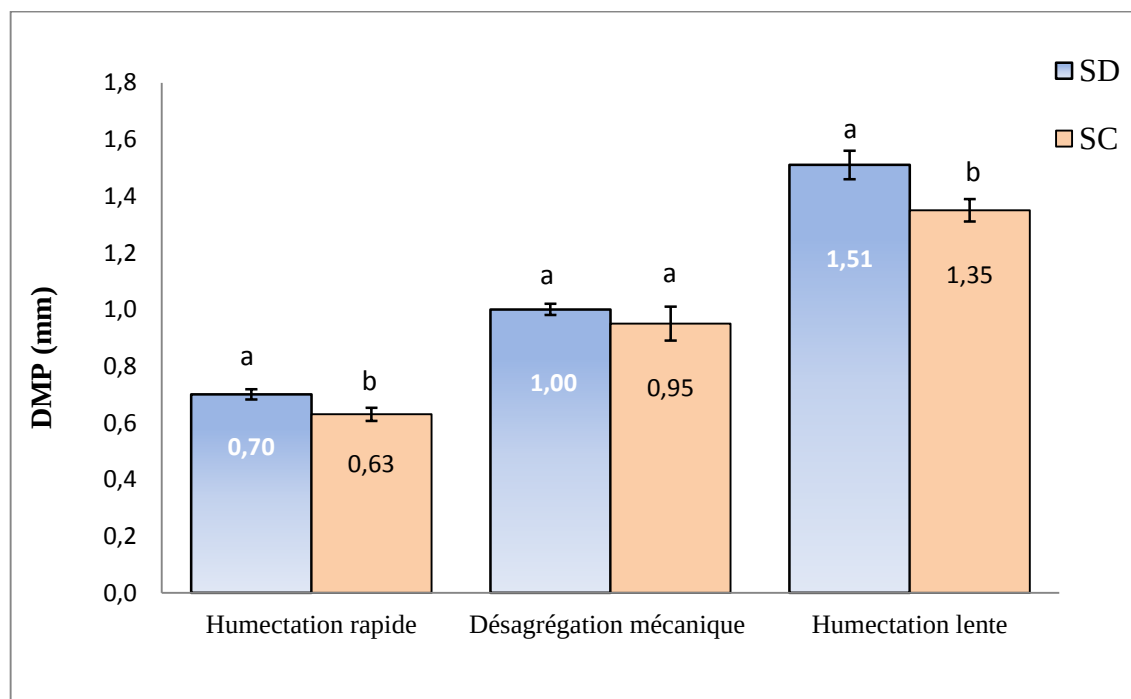


Figure III-7 : Effet de travail du sol (semis direct (SD₁₀), semis conventionnel (SC) sur le diamètre moyen pondéral (DMP) de trois tests de la stabilité structurale à 0-10 cm de profondeur (Cas du Merchouch ; site II).

Les barres représentent l'écart-type. Les deux modes de travail du sol ayant la même lettre ne sont pas significativement différents selon le test de Student (P-value < 0,05).

Au seuil de 5 %, les valeurs de DMP obtenues pour les deux tests de la stabilité structurale : test d'humectation rapide et test d'humectation lente ont été significativement différentes (P-value < 0,05)

entre les deux pratiques agricoles (SD₁₀ et SC). Par contre, il n'y a eu aucune différence significative (P-value > 0,05) pour le test de désagrégation mécanique. Néanmoins, les résultats de DMP obtenus pour ce dernier test ont été observés en faveur du système SD₁₀ (1,00 mm contre 0,95 mm sous SC). L'effet positif du système SD₁₀ sur le test d'humectation lente (1,51 mm contre 1,35 mm sous SC) qui se caractérise par des pluies modérées, confirme le résultat obtenu sur le même site après sept ans d'essais (SD₇) [141]. Cependant ces derniers auteurs n'ont pas trouvé une différence significative pour le test d'humectation rapide entre les deux pratiques agricoles (SD₇ et SC). Ceci explique qu'après 10 ans d'essais sous SD, le Vertisol de ce site, résiste à une humectation brutale qui est la plus vulnérable à la désagrégation du sol. D'où, l'exposition aux risques d'érosion est réduite sous SD. Cet effet positif de la stabilité structurale sous SD pour les deux tests est probablement dû à l'accumulation des teneurs en MO à la surface du sol et à la bonne cohésion que le sol garde lorsqu'il est soumis à des pluies modérées, confirmant ainsi les résultats obtenus par certains auteurs [136 ; 355]. Par ailleurs, l'absence d'une différence significative pour le test de désagrégation mécanique, peut être due à une insuffisance de l'accumulation de la MO en surface. Des résultats à moyen terme en faveur du système SD par rapport au SC ont montré que le SD₁₀ et le SD₁₁ améliorent significativement la stabilité structurale comparativement au SC [24].

Les résultats obtenus à 0-10 cm et à 10-20 cm de profondeur sur le site du Jemaat Shaim (site III) (32 ans d'essais sous SD (SD₃₂)), sont présentés sur la figure III-8.

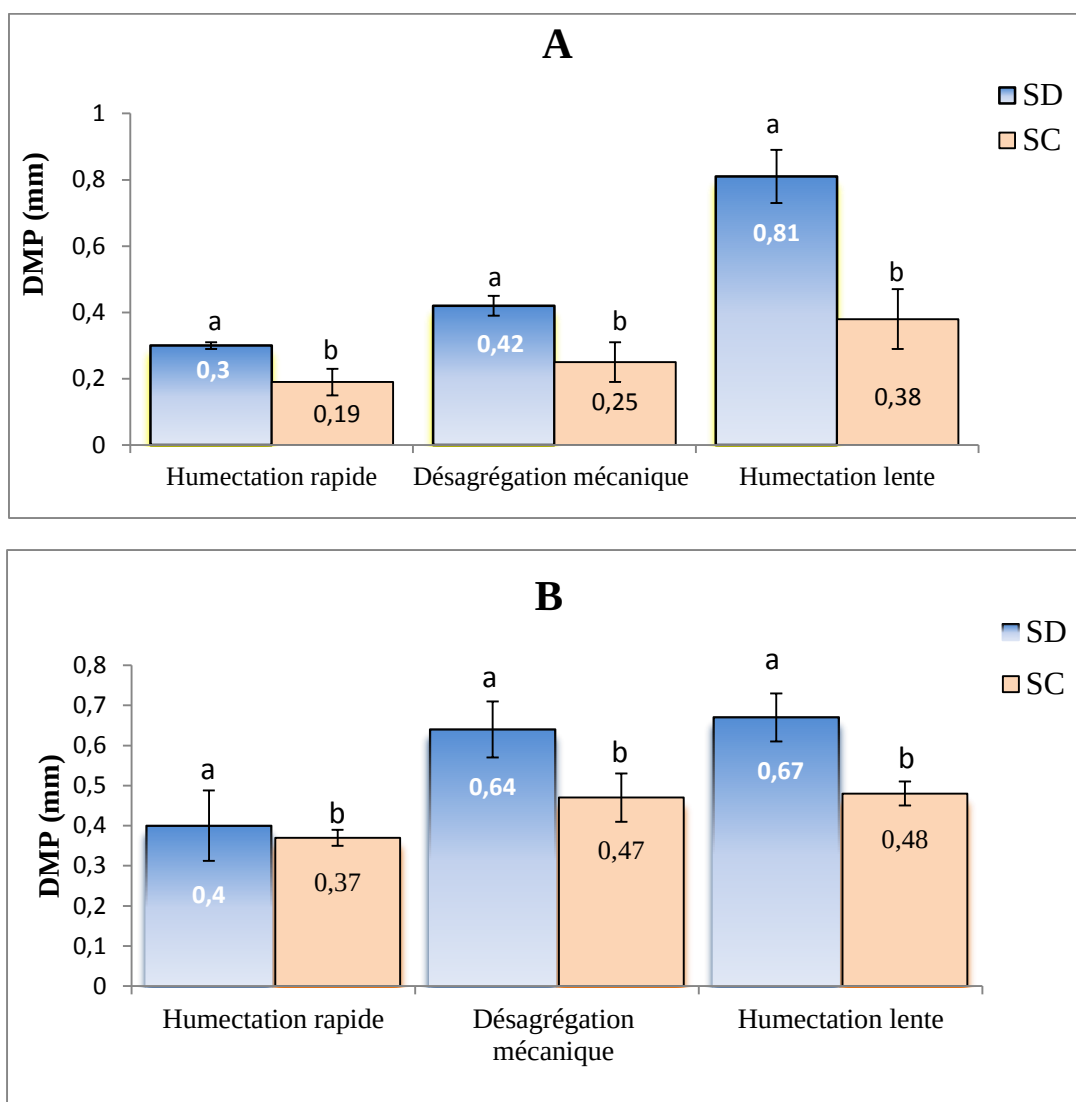


Figure III-8 : Effet de travail du sol (semis direct (SD₃₂), semis conventionnel (SC) sur le diamètre moyen pondéral (DMP) de trois tests de la stabilité structurale (Cas de Jemaat Shaim).

Les barres représentent l'écart-type. Les pratiques agricoles ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Student ($P\text{-value} < 0,05$). A : Résultats de DMP obtenus à 0-10 cm de profondeur. B : Résultats de DMP obtenus pour la couche 10-20 cm.

D'après ces résultats, le DMP obtenu pour les trois tests de la stabilité structurale a été significativement ($P\text{-value} < 0,05$) élevé sous le système SD₃₂ par rapport à celui du SC pour les couches 0-10 cm et 10-20 cm. A 0-10 cm de profondeur, ces résultats concordent avec ceux obtenus à long terme (33 ans sous SD (SD₃₃)) par Kibet et al. [327]. Par contre, les résultats de DMP obtenus par ces mêmes auteurs à 10-20 cm de profondeur, indiquent, qu'il n'y pas de différence significative entre les deux pratiques agricoles (SD₃₃ et SC). A noter que, malgré les effets significatifs de la stabilité structurale enregistrés sous SD₃₂ par rapport au SC, les résultats obtenus indiquent des faibles valeurs des DMP ($< 0,8$ mm) quel que soit le test et le système étudié. Ce constat est vraisemblablement dû

aux faibles teneurs en MO enregistrées sur les parcelles dans le cas de *Jemaat Shaim* par rapport aux parcelles des autres sites (Chapitre précédent).

Par comparaison des DMP des trois tests pour les trois sites, il apparaît qu'à la surface de ces trois Vertisols, le système SD est plus avantageux par rapport au test d'humectation lente caractérisé par un faible gradient hydrique. Cet avantage devient de plus en plus important au fil du temps.

La comparaison des moyens de DMP de trois tests pour les trois sites (tableau III-2), ne conduit à aucun effet significatif. Cependant, ces moyennes ont été plus élevées sous SD₅, SD₁₀ et sous SD₃₂ par rapport au SC. En outre, il est clair que le système SD affecte positivement en fonction du temps la stabilité structurale des Vertisols par rapport au système SC avec 5 %, 10% et 89 %, respectivement pour l'essai à court terme (SD₅), à moyen terme (SD₁₀) et à long terme (SD₃₂). Si on compare les variations de ces moyennes de DMP obtenues pour les deux pratiques agricoles ayant les mêmes conditions climatiques (sites I et II) à celles ayant un climat semi-aride à aride (site III), le SD semble être avantageux dans les zones plus sèches que celles caractérisées par un climat moins sec.

Par ailleurs et en se référant aux normes établies par Le Bissonnais et Le Souder [356], on constate que pour le Vertisol du site III, les parcelles passent d'une structure très instable sous SC à une structure instable sous SD₃₂. Ceci veut probablement dire qu'il faut uniquement encore du temps pour que la MO soit suffisamment accumulée à la surface du sol afin d'améliorer la structure des Vertisols.

Tableau III–2 : Moyennes des diamètres moyens pondéraux (DMP en mm), à court, à moyen et à long terme d’expérimentation.

Sites ^A	Dates d’essais	pratiques agricoles ^B	Moyen DMP ^C (mm)	Variance (%)	Classement ^D		
					Stabilité	Battance	Ruissellement et Erosion
Site I	5 ans	SD ₅	0,84	5%	Moyennement stable	Fréquente	Risque variable
		SC	0,80		Moyennement stable	Fréquente	Risque variable
Site II	10 ans	SD ₁₀	1,07	10%	Moyennement stable	Fréquente	Risque variable
		SC	0,98		Moyennement stable	Fréquente	Risque variable
Site III	32 ans	SD ₃₂	0,51	89%	Instable	Très fréquente	Risque fréquent
		SC	0,27		Très instable	Systématique	Risque permanent

^A **Site I:** Ain Sbit); **site II:** Merchouch; **site III:** Jemaat Shaim.

^B **SD** : semis direct ; **SC** : semis conventionnel.

^C Moyen calculé à partir des trois tests cités précédemment.

^D Classement effectué selon les normes établies par Le Bissonnais et Le Souder 1995 [356].

Globalement, l'effet positif du système SD, sur l'amélioration de la stabilité structurale des Vertisols, peut s'expliquer à la fois par l'élimination d'interventions qui perturbe le sol et par l'accumulation dans le temps de la MO sous ce système à la surface du Vertisol. De nombreuses études ont montré une corrélation positive entre la stabilité structurale et la teneur en MOS [357-359]. En effet, la MO joue le rôle de liant entre les particules et modifie l'hydrophobicité des agrégats [360]. Autrement dit, l'accumulation de la MO à la surface du Vertisol sous le système SD permet d'améliorer l'agrégation des particules, donc à la construction d'une bonne structure. Par conséquent, ce système, peut réduire l'érosion des Vertisols et les pertes d'éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement dans les conditions semi-arides ou semi-arides à arides. Ceci est largement souhaitable pour soutenir la productivité agricole et pour préserver la qualité de l'environnement.

III.2.3. Effet sur la densité apparente

La densité apparente est considérée parmi les principaux indicateurs physiques de la qualité du sol. Elle nous renseigne sur la porosité et les processus de tassement du sol.

Le tableau III-3 ci-dessous, illustre les résultats analytiques de la Da de trois Vertisols sous les deux conduites agricoles contrastées (SD et SC).

Tableau III–3 : Moyennes de la densité apparente (Da) mesurées à la surface du sol sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à différentes durées.

Sites ^A	Culture	Durée de l'essai	Profondeur du sol (cm)	Da (g.cm ⁻³)			Résultats publiés
				Pratiques agricoles ^B		Variation (%)	
				SD	SC		
Site I	Lentille	5 ans (court terme)	0-13	1,17 ± 0,05b ^C	0.91 ± 0,07a	27	Non encore publié
Site II	Blé	7 ans	0-15	1,51 ± 0,34b	1,45 ± 0,58a	4	Moussadek et al. 2011 [141]
	Blé tendre	10 ans (moyen terme)	0-13	1,33 ± 0,12a	1,12 ± 0,10a	18	Laghrour et al. 2015 [329]
	Blé tendre	12 ans (moyen terme)	0-10	1,31 ± 0.08a	1,13 ± 0,12a	16	Non encore publié
Site III	Pois-chiche	32 ans (long terme)	0-10	1,41 ± 0.07a	1,37 ± 0,22a	3	Laghrour et al. 2016 [330]
			10-20	1,45 ± 0.05a	1,35 ± 0,14a	7	
	Lentille	33 ans (long terme)	0-10	1,38 ± 0,01a	1,35 ± 0,04a	2	Non encore publié

^A site I: Ain Sbit; site II: Merchouch; site III: Jemaat Shaim.

^B SD : semis direct ; SC : semis conventionnel.

^C Sur la même ligne, les valeurs moyennes suivies des lettres différentes sont significativement différentes selon le test Student.

A court-terme (Site I) :

La mesure de la Da à 0-13 cm de profondeur était significativement élevée (P-value < 0,05) sous la modalité SD₅ (1,17 g.cm⁻³) que sous celle du SC (0,91 g.cm⁻³) avec une variation de 28 % entre ces deux modes de travail du sol. Ceci veut dire qu'à court-terme, le système SD favorise la compaction du Vertisol dans les conditions semi-arides. Ces résultats sont en concordance avec une étude qui a indiqué que durant la période de croissance des cultures, le SD augmente significativement la Da d'un sol loameux, dès la première année de l'expérimentation à 0-5 cm de profondeur (1,19 g.cm⁻³ sous SC contre 1,40 g.cm⁻³ sous SD₁) [361]. La densité apparente généralement élevée sous SD que sous SC peut être expliquée par le compactage du sol induit par les engins lourds, principalement dans les premières années de l'application [139 ; 362].

A moyen-terme (Site II) :

Les moyennes de la Da à la surface du sol étaient élevées sous le système SD₁₀ (1,33 g.cm⁻³) et celui du SD₁₂ (1,31 g.cm⁻³) par rapport au SC (1,12 g.cm⁻³ et 1,13 g.cm⁻³ respectivement après 10 et 12 ans d'essais). Néanmoins, aucune différence significative n'a été observée pour ces moyennes (P-value < 0,05) entre les deux pratiques agricoles SD et SC. Cependant, des auteurs ont rapporté que la Da, augmente significativement (P-value < 0,05) sous le système SD₇ que sous SC (1,51 g.cm⁻³ contre 1,45 g.cm⁻³ sous SC) et ceci à 0-15 cm de profondeur dans le même site du Merchouch [141]. Ces résultats sont en désaccord avec ceux obtenus par des auteurs qui ont rapporté qu'à la surface d'un sol limoneux sableux (0-10 cm et 10-20 cm de profondeurs), la Da est significativement élevée sous le mode du SC que sous celui du SD₇, [332]. Cela signifie que la densité apparente sous SD est influencée par le type du sol.

Sur le long terme (Site III) :

La différence entre les pratiques agricoles (SD et SC) pour la mesure de la Da à 0-10 cm de profondeur est peu importante (3 % et 2 % respectivement après 32 et 33 ans d'essais). Les moyennes de la Da ont été presque similaires entre les deux modes de travail du sol (1,41 g.cm⁻³ sous SD₃₂ contre 1,37 g.cm⁻³ sous SC et 1,38 g.cm⁻³ sous SD₃₃ contre 1,35 g.cm⁻³ sous SC). Même constat a été observé à 10-20 cm de profondeur (P-value > 0,05) avec 7 % entre les deux pratiques agricoles SD₃₂ et SC).

En comparant les résultats obtenus sous SD₅, SD₇, SD₁₀, SD₁₂, SD₃₂ et SD₃₃, la densité apparente des Vertisols diminue au-delà de dix ans et aucune différence significative n'est observée entre les deux systèmes. Une étude qui affirme la diminution de la Da avec le temps sous le système SD a été faite par De Moraes et al. [363]. Ces auteurs, ont comparé la Da des Oxisols sous SD après 11 ans (SD₁₁) et 24 ans d'essais (SD₂₄) à celle obtenue sous SC. Ils ont montré que la Da est

significativement élevée sous SD que sous SC. Cependant, cette Da a été moins importante sous SD₂₄ que sous SD₁₁ à 0-10 cm de profondeur ($Da_{SD11} > Da_{SD24} > Da_{SC}$). Pour les résultats obtenus sur la couche 10-20 cm, une faible Da a été observée sous SD₂₄ que sous SC ($Da_{SD11} > Da_{SC} > Da_{SD24}$). D'autres études ont confirmé que l'augmentation de la Da a été observée temporairement au début de la compaction initiale sous le système SD. Cette compaction a été compensée après par le développement des pores provenant de l'activité biologique du sol sous SD [332-333]. Ceci confirme qu'il faut uniquement du temps sous le système SD pour que la Da puisse diminuer et que cette diminution peut être associée à l'amélioration considérable de la MOS.

III.2.4. Effet sur la teneur en eau

L'eau est l'un des principaux besoins des végétaux. Cependant, la pluviosité est insuffisante et irrégulière dans la plupart des régions arides et semi-arides [364]. Les teneurs en humidité ont été mesurées sur les parcelles sous SD et sous SC. A noter que, ces mesures ont été effectuées dans la saison sèche juste avant la récolte pour les sites d'Ain Sbit et de Merchouch ayant respectivement 5 ans et 10 ans d'essais. Les résultats obtenus de ce paramètre à 0-13 cm de profondeur, sont regroupés sur la figure III-9.

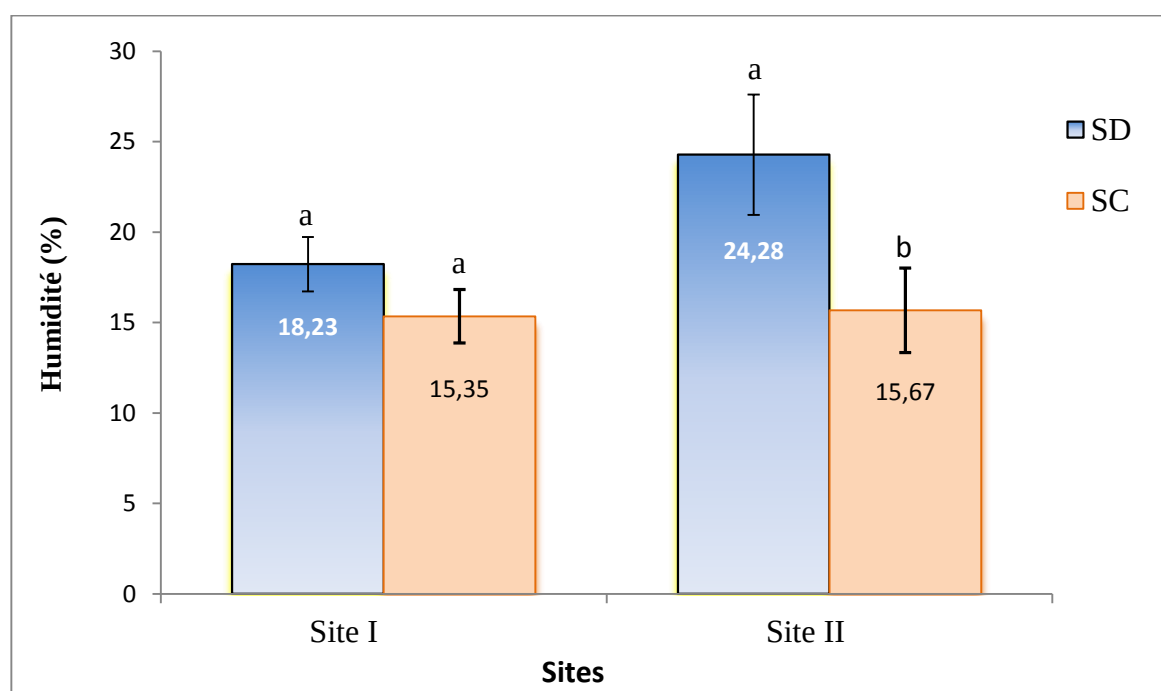


Figure III-9 : Teneur en eau à 0-13 cm de profondeur.

Les barres représentent l'écart-type. Les pratiques agricoles ayant la même lettre ne sont pas significativement différents selon le test de Student (P-value < 0,05).

Le taux d'humidité mesurée sur le site d'Ain Sbit ne montre aucune différence significative (P-value > 0,05) entre les deux pratiques agricoles (SD₅ et SC). Cependant, les moyennes de ce paramètre se trouvent supérieures sous le système SD₅ (18,23 %) que sous celui du SC (15,35 %).

Pour le site du Merchouch, le système SD₁₀ a pu conserver significativement ($P\text{-value} < 0,05$) le taux de l'humidité à la surface du sol comparativement à la technique conventionnelle (pour respectivement 24,28 % contre 15,67 %).

Les mesures effectuées in situ du taux d'humidité du Vertisol (cas du Merchouch) en fonction de la profondeur après 12 ans d'essais, sont représentées dans la figure III-10.

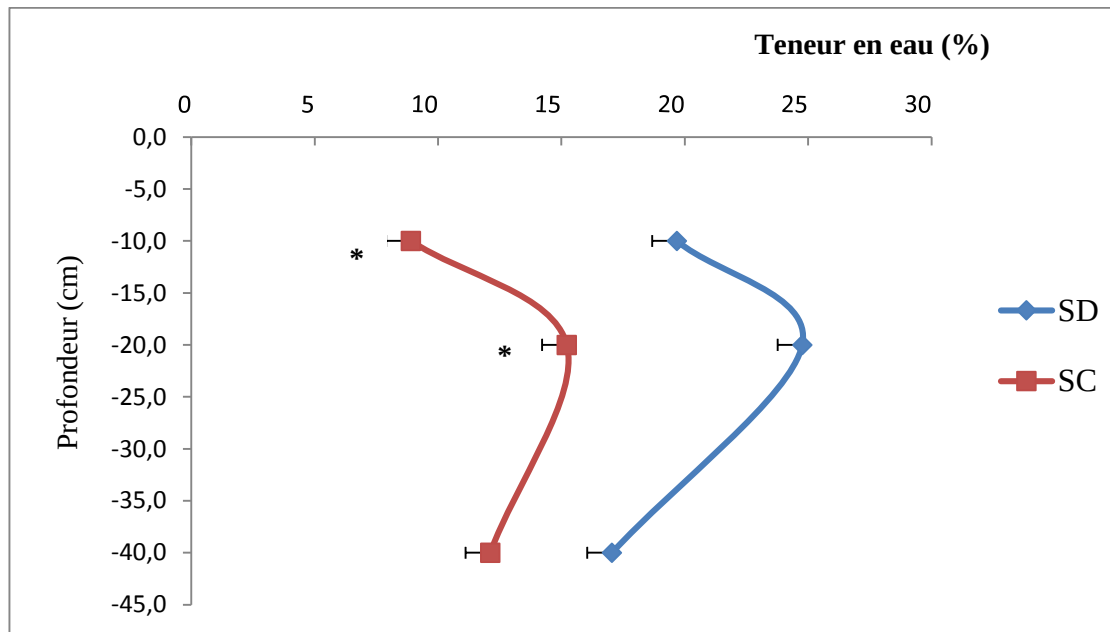


Figure III–10 : Teneur en eau en fonction de la profondeur sous les deux pratiques agricoles (SD₁₂ et SC) (cas du site de Merchouch).

Les barres représentent l'écart-type. Les barres ayant une étoile montrent une différence significative entre les deux pratiques agricoles, SD et SC.

Les résultats obtenus sur les couches 0-10 cm et 10-20 cm de profondeur indiquent des différences significatives ($P\text{-value} < 0,05$) entre les deux pratiques agricoles (SD₁₂ et SC pour respectivement 19,68 % contre 8,90 %). Par contre, aucune différence significative ($P\text{-value} > 0,05$) n'a été observée en-dessous de 20 cm de profondeur. Cependant, les valeurs moyennes restent toujours en faveur du système SD₁₂ (17,05 % contre 12,11 % sous SC). Quel que soit le mode de travail du sol, il a été observé que les teneurs en eau restent importantes à 10-20 cm de profondeur par rapport aux autres couches (0-10cm et 20-40 cm). Alors qu'une étude sur l'humidité au niveau de deux profondeurs différentes, 0-20 cm et 20-40 cm a montré que le sol argileux limoneux sous SD retient un peu plus d'humidité en profondeur (20-40 cm) qu'en horizon superficiel (0-20 cm) [149]. Cette dernière étude a été menée sur une zone subhumide algérienne après cinq ans d'expérimentations sous les deux pratiques agricoles. Ceci peut être expliqué par les conditions climatiques, le type du sol ainsi que la durée de son prélèvement.

En comparant toutes ces données présentées dans les deux figures ci-dessus (figures : 2-4 et 2-5), on peut constater que dans les conditions semi-arides, le système SD peut aider à prolonger la durée du dessèchement de la surface du Vertisol et à le garder plus humide par rapport au SC. Des constats positifs en faveur du système SD ont été rapportés dans de nombreux travaux [153-154 ; 149 ; 365]. Ceci peut être expliqué à la fois par la présence des débris végétaux à la surface des parcelles sous SD tout en réduisant les pertes en eau par évaporation, ainsi par la stabilité des agrégats des Vertisols observée en faveur du SD particulièrement dans le site II (moyen-terme d'expérimentation). En effet, une étude a montré que, durant la période de croissance du blé, le sol sous SD₇ avec 50 % de mulch en surface se dessèche tardivement jusqu'à trois semaines après le dessèchement d'un sol sous SC [11]. Une autre étude, a montré qu'on peut stocker jusqu'à 50 mm d'eau dans un Vertisol en faveur du SD en comparaison avec le SC [155]. Ce qui se traduit par un meilleur rendement des cultures et par une résistance à la sécheresse.

En conséquence, nous pouvons conclure que, le SD est un système avantageux pour les sols Vertisols dans les régions ayant un climat semi-aride.

III.2.5. Effet sur l'infiltration du sol

La mesure de la vitesse d'infiltration en fonction du temps a été effectuée à 0-20 cm de profondeur sur le site de Merchouch et celui de Jemaat Shaim. Les résultats de ces mesures sont illustrés sur les figures : III-11 et III-12.

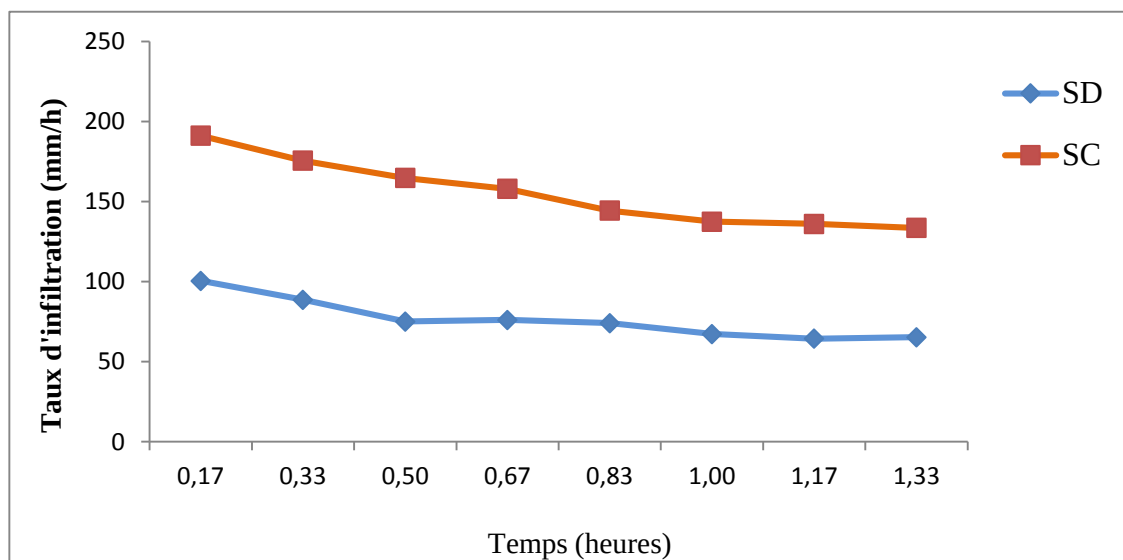


Figure III-11 : Effet de mode de travail du sol (SD₁₂ et SC) sur l'évolution de la vitesse d'infiltration au cours du temps à une profondeur de 0-20 cm (cas de Merchouch).

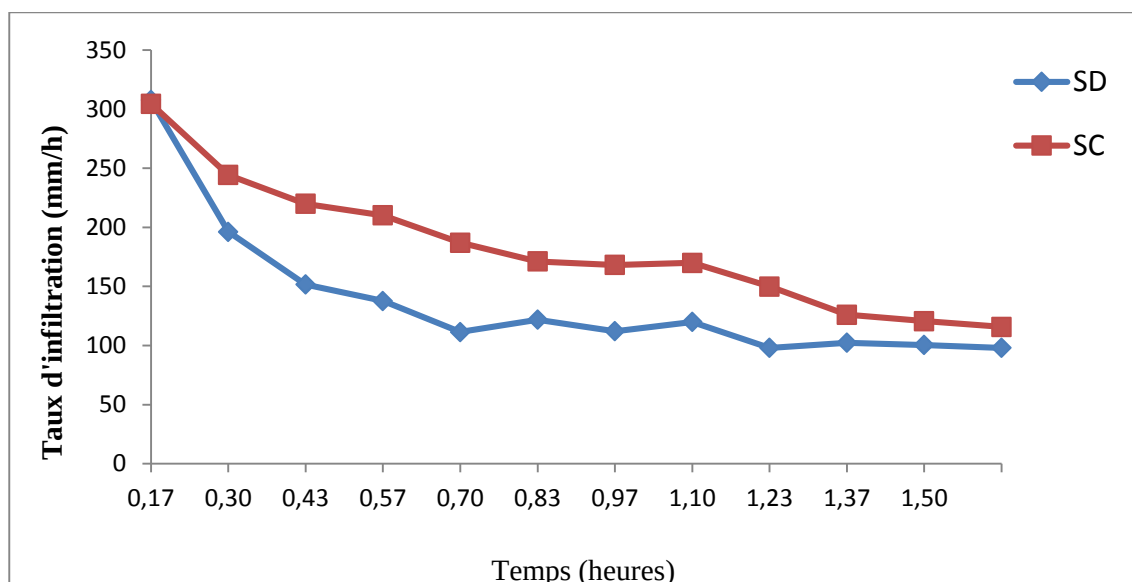


Figure III-12 : Effet de mode de travail du sol (SD³³ et SC) sur l'évolution de la vitesse d'infiltration au cours du temps à une profondeur de 0-20 cm (cas de Jemaat Shaim).

Le taux d'infiltration observé est plus important sous le mode du travail SC comparativement à celui sous SD₁₂. Mais, à long terme dans le site III, la différence entre les taux d'infiltrations obtenus pour les deux pratiques agricoles (SC et SD₃₃) devient moins importante. Les résultats illustrés sur le tableau III-4, indiquent que le coefficient de perméabilité est très élevé sous SC (135,68 mm/h) que sous SD₁₂ (65,64 mm/h). Même constat a été observé sur le long terme, mais avec moins de différence entre les deux pratiques agricoles (120,85 mm/h contre 100,3 mm/h sous SD₃₃).

Tableau III-4 : Coefficients de perméabilité pour les sites II et III (Merchouch et Jemaat Shaim) sous les deux modes de travail du sol (SD et SC).

Sites	Durées d'essais	Pratiques agricoles	Coefficients de perméabilité (mm/h)	Interprétations
Site II	12 ans	SD	65,64	Moyennement rapide
		SC	135,68	Moyennement rapide
Site III	33 ans	SD	100,30	Moyennement rapide
		SC	120,85	Moyennement rapide

A noter que, sur le moyen terme (site de Merchouch), il faut encore du temps pour que le système SD conduise d'une part, à une accumulation suffisante et significative des teneurs en MO dans

le sol en-dessous de 10 cm de profondeur, et d'autre part, à la diminution de la densité apparente dans cet horizon (0-20 cm). A rappeler que l'effet significatif de la MO entre les deux pratiques agricoles a été absent dans la couche 10-20 cm après 12 ans d'essais (Tableau 1.1). La densité apparente dans ce site reste encore supérieure sous SD₁₀ et sous SD₁₂ versus SC. Quant aux résultats obtenus à long terme (site III), ils peuvent être expliqués par l'aération du sol par le labour ce qui améliore temporairement la vitesse d'infiltration de l'eau sous le mode du SC [366]. Par ailleurs, il faut noter que les mesures in situ de ce paramètre dans le 3^{em} site, ont été effectuées juste après le labour des parcelles sous SC. Ceci explique pourquoi le taux d'infiltration était en faveur du SC par rapport au SD malgré le long terme de l'expérimentation. Ainsi, la date de la mesure peut affecter la vitesse de l'infiltration.

Ces résultats sont en concordance avec ceux obtenus par Bouzrara et al. [367], qui ont observé un taux d'infiltration en faveur du SC et ceci qu'après quatre ans d'essais sous le système SD (40,9 mm/h sous SD₄ contre 76,7 mm/h sous SC). Ils ont expliqué le phénomène par la densité apparente élevée observée sous le système SD que sous SC. Cependant, des auteurs ont rapportés que le système SD améliore significativement le taux d'infiltration d'un sol sableux par rapport au SC uniquement après 2 ans d'essais [154]. Une étude à long terme (24 ans d'essais) sur un Alfisol, montre que le système SD₂₄ affecte positivement le taux d'infiltration par rapport au SC [75]. Cet effet positif a été expliqué par le statut organique et la stabilité structurale du sol améliorés sous le mode du SD₂₄ et qui sont associés à la diminution de la Da à la surface du sol. Ce changement dans la structure du sol est lié à l'amélioration du taux de l'infiltration sous SD, par conséquent, un grand potentiel à réduire le risque d'érosion. Un autre résultat en faveur du SD a été mené sur un sol argileux à Sidi El Aydi [6]. Néanmoins, ce dernier auteur, a rapporté qu'il existe des résultats de taux d'infiltration divergents : soient élevés, similaires ou faibles sous le système SD par rapport au SC. Cette incohérence peut être expliquée par le type du sol, le taux de fonctionnement des pores et/ou la période de l'analyse.

Une diminution de coefficient de perméabilité des sols Vertisols entre les deux pratiques agricoles (SD et SC) a été observée en passant d'un essai à moyen-terme (SD₁₂) à un autre essai à long-terme (SD₃₃). Cependant, les résultats à long terme trouvés en faveur du SC peuvent être inversés en faveur du SD₃₃ si la mesure a été faite avant le labour de la parcelle sous SC. Donc, le système SD peut améliorer en fonction du temps le taux d'infiltration des Vertisols.

III.2.6. Conclusion

Le présent chapitre consiste à évaluer l'effet du système semis direct sur les propriétés physiques des sols argileux, situés dans la région de Rabat et de Safi. L'accroissement dans le temps des teneurs en MOS (tableau 1-1) explique certainement la meilleure stabilité des agrégats observée à moyen et surtout à long-terme sous SD que sous SC (labour intensif). Sur le moyen et le long terme, les

résultats ont montré une diminution de la compaction sous SD vis-vis SC. L'humidité a été observée en faveur du SD dès les premières années, ce qui peut résoudre les problèmes occasionnés par la sécheresse dans ces régions citées précédemment. Par ailleurs, le taux d'infiltration sous SD, nécessite encore du temps pour être plus visible sous SD. Malgré les résultats observés sur ce taux d'infiltration, la mesure in situ de l'humidité du sol montre que les sols sous SD retiennent plus d'eau que sous SC. Ceci s'explique par l'effet positif de la MO, de la stabilité des agrégats et la présence des résidus qui permettent de réduire l'évaporation des sols sous SD. Mais, une bonne compréhension de la vitesse d'infiltration ne peut avoir lieu sans tenir compte des mesures in situ dans différentes périodes saisonnières. En outre, une étude sur d'autres types de sol est recommandée afin de déterminer ceux qui s'adaptent mieux au SD. En guise de conclusion, les travaux montrent l'effet bénéfique du SD sur les propriétés physiques et hydriques (stabilité structurale, D_a , teneur en eau, taux d'infiltration). Ceci pourra contribuer à la vulgarisation et à la diffusion de ce système dans les régions de proximité ayant des caractéristiques semblables aux régions de Merchouch et de Jemaat Shaim.

III.3. Effet du système semis direct sur les propriétés chimiques des Vertisols

III.3.1. Introduction

Un sol est dit fertile lorsqu'il possède des éléments nutritifs en quantités suffisantes et sous des formes minérales assimilables par les plantes. Pour que ces dernières poussent, elles prélèvent les nutriments dont elles ont besoin dans le sol et par conséquent, l'appauvrissent. Mais, quand elles meurent, les matières organiques (MO) proviennent de ces plantes se décomposent et se minéralisent, ce qui permet aux nutriments de retourner au sol et d'être à nouveau disponibles. Au Maroc, les couches superficielles des sols avec un couvert végétal réduit ou totalement éliminé, sont fortement soumises à l'action de différents agents dégradants. Ceci, occasionne des diminutions importantes des teneurs en MO dans les sols et donc, en éléments nutritifs nécessaires aux plantes, ce qui affecte la production agricole du pays. La synthèse bibliographique sur l'effet du mode de travail du sol sur les propriétés chimiques du sol (Partie I, chapitres 2 et 3), permet en général de constater que ce mode de travail peut apporter des changements sur ces propriétés.

L'objectif de ce chapitre, est d'évaluer l'effet de l'agriculture de conservation, notamment le semis direct (SD) sur les propriétés chimiques des Vertisols méditerranéen. Pour cela, la méthodologie adoptée consiste à suivre le comportement des propriétés chimiques sous deux modes de travail du sol : semis direct et semis conventionnel (SC). Comme propriétés chimiques, il a été choisi de travailler sur les paramètres suivants : le pH_{eau} , la capacité d'échange cationique (CEC), la conductivité électrique (CE), l'azote total (N_t), phosphore assimilable ($P_{ass.}$) et potassium échangeable ($K_{éch.}$). Ce travail a été

réalisé sur trois sites caractérisés par le même type du sol (Vertisol) et qui ont des durées d'expérimentation différentes.

III.3.2. Effet sur le pH

Les résultats des pH obtenus après 8 ans, 12 ans et après 33 ans d'expérimentation sous le système semis direct, sont présentés sur la figure III-13 ci-dessous.

A moyen terme (site I) :

Le test Student n'a montré aucune différence significative dans cette expérimentation et ceci quelle que soit la profondeur étudiée. A la surface du sol (0-10 cm), les valeurs des pH ont été presque identiques entre les deux pratiques agricoles, 7,24 et 7,26 respectivement pour SD₈ et SC. Quant aux pH mesurés en-dessous de 10 cm de profondeur, ont été légèrement supérieurs en faveur du SD₈. En effet, la différence entre les valeurs moyennes des pH est moins importante voir négligeable entre les deux pratiques agricoles (SD₈ et SC). Les taux de variations ont été de 0,3 % et inférieur à 1,5 % respectivement pour la couche 0-10 cm et pour celles en-dessous de cette profondeur (10-20 cm et 20-40 cm). Par conséquent, le système SD₈ n'affecte pas le pH de ce premier Vertisol. Des résultats similaires, ont été observés dans une étude menée sur un sol Isohumique, et ce, d'après cinq ans d'essai sous SD₅ et uniquement dans les couches inférieures à 2,5 cm de profondeur. [160-161].

A moyen terme (site II) :

Les mesures des pH des échantillons prélevés sur les parcelles de deuxième site, ayant 12 ans d'essais sous le système SD (SD₁₂), indiquent qu'au seuil de 5 %, ce nouveau système affecte significativement ($p\text{-value} < 0,05$) ce paramètre au niveau de la couche 0-10 cm. A cette dernière profondeur, la valeur du pH diminue de -2,81 % en système SD₁₂ (7,12) par rapport à celui labouré (7,32). Pour les couches 10-20 cm et 20-40 cm, les valeurs obtenues sont légèrement inférieures sous SD₁₂ que sous SC avec respectivement des taux de variations égaux à -0,8 % et -1,45 %. Quant aux valeurs des pH observées dans la dernière couche (40-60 cm), elles sont presque identiques avec une variation inférieure à 0,5 % entre les deux pratiques agricoles (8,03 et 8,00 respectivement pour SD₁₂ et SC). Dans les mêmes conditions de climat (semi-aride), des chercheurs ont constaté que la méthode de semis n'influe pas de manière significative sur le pH après 11 ans d'essais et ceci, dans les couches situées entre 2,5 et 20 cm [142].

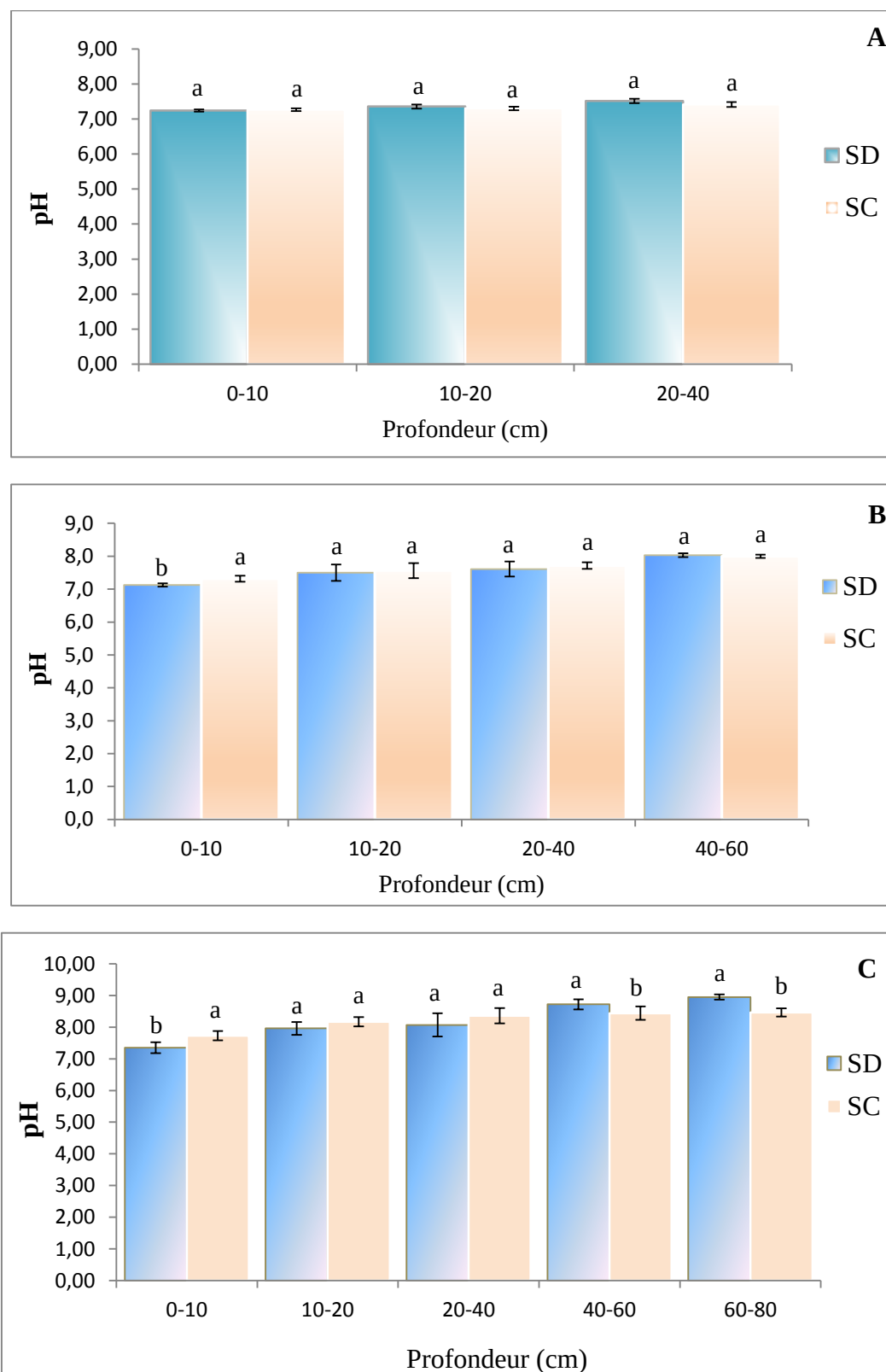


Figure III–13 : Comportement du pH en fonction de la profondeur sous les deux modes de travail du sol (SD et SC) après 8 ans, 12 ans et 33 ans d’expérimentation.

A : Site I, B : site II, C : Site III ; les barres ayant la même lettre n’ont pas été statistiquement significatives au risque de 5 %.

A long terme (site III) :

Sur le long terme, les valeurs des pH obtenues après 33 ans d'expérimentation sous le système SD (SD₃₃) à six profondeurs, ont révélé trois constats différents. Le premier à 0-10 cm, le deuxième en-dessous de 40 cm (40-60 et 60-80 cm) et le troisième entre 10 et 40 cm de profondeur (10-20, 20-30 et 30-40 cm). En effet, à la surface du sol (0-10 cm), le SD₃₃ (7,35) peut diminuer significativement (p -value < 0,05) le pH par rapport au SC (7,73). Un constat antagoniste à ce dernier a été trouvé dans les deux dernières couches 40-60 cm (8,72 sous SD₃₃ contre 8,44 sous SC) et 60-80 cm (8,95 sous SD₃₃ contre 8,46 sous SC). Concernant le troisième constat, aucun effet significatif n'a été enregistré entre les deux pratiques agricoles. Une étude menée sur un sol limoneux a été effectuée après 18 ans d'essais sous les systèmes SD₁₈ et SC. Elle a montré qu'au niveau de la couche 0-10 cm, le pH diminue sous SD₁₈ comparativement au SC. Tandis que, pour le reste des couches, les résultats ont été très proches entre les deux pratiques agricoles [162]. Les résultats de pH obtenus au niveau des couches inférieures à 10 cm, convergent avec ceux que nous avons obtenus après 12 ans d'expérimentation (site II) et divergent avec ceux que nous avons obtenus après 33 ans d'essais (site III).

Parallèlement, si on compare les résultats de pH obtenus à 0-10 cm de profondeur pour les trois sites d'étude, on peut affirmer qu'avec le temps, le système SD influe de manière significative sur le pH des Vertisols (figure III-14).

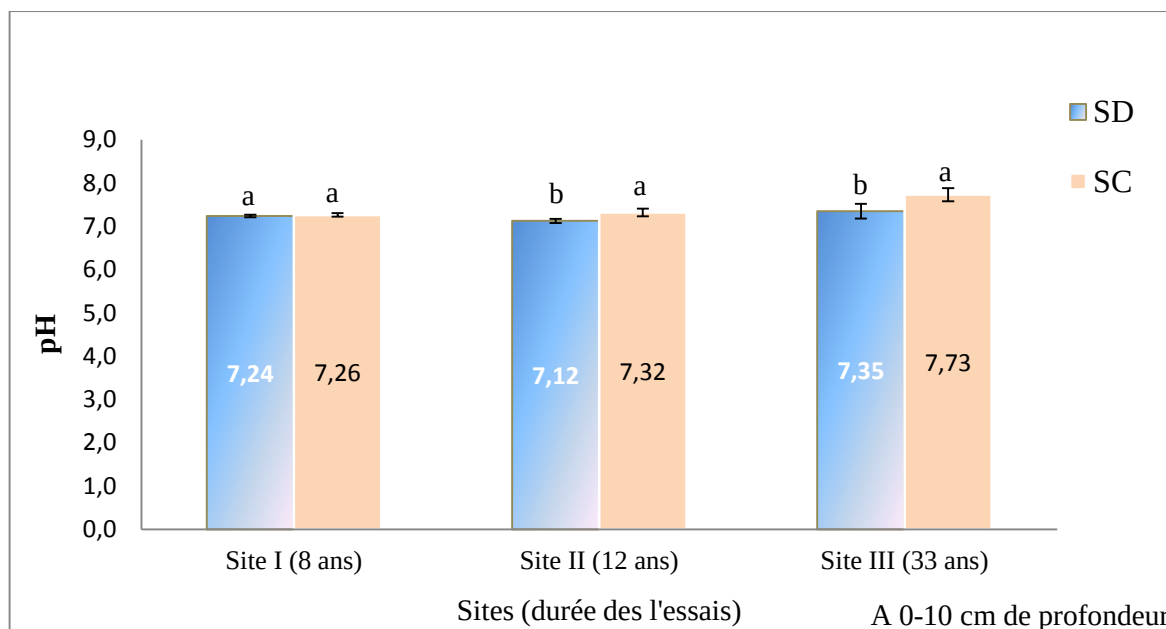


Figure III-14 : Valeurs de pH des trois sites d'études et sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à 0-10 cm de profondeur.

En ne tenant compte que les résultats de pH obtenus sous le mode SC, il semble que le pH diminue avec l'augmentation de la teneur en MOS (pH : 7,26, 7,32 et 7,73 respectivement pour 22,34 g.kg⁻¹, 18,64 g.kg⁻¹ et 11,04 g.kg⁻¹ de la MO). La diminution du pH sous le système SD est due

probablement aux teneurs élevées de la matière organique observées sous ce système par rapport au SC.

En synthétisant ces données, on peut déduire que le système SD n'exerce d'effet significatif sur le pH des Vertisols étudiés que sur le moyen et sur le long terme, et ce, uniquement à la surface du sol. Cet effet est traduit par une diminution du pH qui peut être attribuée aux plusieurs facteurs [6 ; 163 ; 146] :

- i. Soit à l'accumulation de la MO dans les parcelles non labourées. En effet, la MO des sols contient des acides carboxyliques et phénoliques qui peuvent augmenter la concentration des ions H^+ dans la solution du sol ;
- ii. Soit à une augmentation du CO_2 dans le sol (due à la décomposition de la MO ou à la respiration des racines) ;
- iii. Soit au développement d'une large biomasse microbienne sous le système SD, dû aux débris végétaux laissés à la surface de ses parcelles ;
- iv. Ou encore à l'application des fertilisants azotés, mais, généralement il faut plusieurs années pour que des changements importants se produisent.

Pour le dernier facteur (iv), une étude à long terme à ce propos, a montré qu'après 50 ans d'essais, le pH obtenu varie de 6,4 sans l'utilisation des fertilisants azotés à 5,7 quand 67 kg.N. ha^{-1} est appliquée [106]. Cependant, dans notre cas, les essais installés dans les trois sites (Ain Sbit, Merchouch et Jemaat Shaim) pour les deux conduites (SD et SC) ont subi les mêmes conditions du semis des cultures (même apports d'azote).

La diminution du pH dans le système SD est donc fortement due à l'accumulation de la MO à la surface du sol dans le moyen et dans le long-terme. Ce constat pour les couches superficielles est en accord avec de nombreux travaux [162 ; 368-369]. Cependant, l'acidité dans le temps sous ce nouveau système peut conduire à des problèmes que ce soit des pertes de rendement pour des cultures sensibles ou bien au niveau des interactions chimiques dans le sol. Donc, il est important de faire le suivi à long terme de ce paramètre dans d'autres types du sol différentes régions climatiques et le faire corriger.

III.3.3. Effet sur l'azote total et sur le rapport C/N

III.3.3.1. Azote total

Le tableau ci-dessus (tableau III-5) montre l'effet à moyen terme pour le site I (8 ans d'essais ; SD₈), pour le site II (12 ans d'essais ; SD₁₂) et à long-terme pour le site III (32 d'essais ; SD₃₂) sur l'azote total (N_t) du sol et sur le rapport (C/N

Tableau III–5 : Teneurs en azote total et le rapport C/N sous les deux pratiques agricoles (SD et SC) à différentes profondeurs et à différentes durées.

Sites*	Durée du SD	Profondeur (cm)	Azote total (g. Kg ⁻¹)		Variation (%)	Carbone total (g. Kg ⁻¹)		Rapport C/N	
			SD**	SC**		SD	SC	SD	SC
Site I	8 ans	0-5	1,56 ± 0,07 ^a	1,42 ± 0,09 ^a	10 %	15,63	13,32	10,02	9,38
		5-10	1,38 ± 0,04 ^b	1,59 ± 0,07 ^a	-13 %	14,22	12,95	10,30	8,15
		10-20	1,39 ± 0,04 ^a	0,97 ± 0,08 ^b	43 %	13,14	12,44	9,46	12,82
		20-40	1,18 ± 0,04 ^a	1,11 ± 0,11 ^a	6 %	11,28	10,75	9,56	9,69
		40-60	1,09 ± 0,03 ^a	1,02 ± 0,05 ^a	9 %	9,92	9,99	9,11	9,80
Site II	12 ans	0-5	1,16 ± 0,15 ^a	1,02 ± 0,22 ^a	14 %	15,34	11,87	13,23	11,64
		5-10	1,18 ± 0,04 ^a	1,17 ± 0,11 ^a	1 %	13,90	12,71	11,78	10,87
		10-20	1,25 ± 0,05 ^a	1,14 ± 0,10 ^a	10 %	11,32	10,89	9,05	9,55
		20-40	1,14 ± 0,07 ^a	1,15 ± 0,10 ^a	-1 %	10,85	10,05	9,52	8,74
Site III	32 ans	0-2,5	1,22 ± 0,01 ^a	0,92 ± 0,01 ^b	33 %	11,09	7,55	9,02	8,31
		2,5-5	1,08 ± 0,01 ^a	0,94 ± 0,01 ^b	15 %	8,92	6,23	8,23	6,63
		5-10	1,10 ± 0,01 ^a	0,94 ± 0,01 ^b	17 %	9,06	5,84	8,28	6,25
		10-20	1,20 ± 0,01 ^a	0,94 ± 0,01 ^b	28 %	9,54	6,36	6,15	5,87
		20-30	1,04 ± 0,01 ^a	0,98 ± 0,00 ^a	6 %	7,35	5,46	6,98	6,67
		30-40	0,94 ± 0,01 ^a	0,90 ± 0,01 ^a	4 %	7,24	5,56	8,24	6,31
		40-60	0,88 ± 0,01 ^a	0,98 ± 0,01 ^a	-10 %	7,67	5,68	7,39	5,61
		60-80	0,88 ± 0,01 ^a	0,88 ± 0,01 ^a	0 %	6,48	5,48	6,80	8,64

*Sites : Site I = Ain Sbit ; Site II = Merchouch ; Site III = Jemaat Shaim ; **pratiques agricoles : SD : semis direct ; SC : semis conventionnel.

A moyen terme (site I) :

Les teneurs en N_t sont élevées sous le nouveau système SD_8 par rapport à celui labouré et ce, dans toutes les couches (0-5 cm, 10-20 cm, 20-40 cm et 40-60 cm) à l'exception de celle de 0-10 cm où le résultat s'inverse en faveur de l'ancien système SC. De point de vue statistique, une amélioration significative ($P < 0,05$) des teneurs en N_t , a été observée à la fois en faveur du système SC (à 5-10 cm) et en faveur de celui de SD (à 10-20 cm). A noter que, ces résultats ne sont pas en accord avec certains travaux qui ont montré que les teneurs en N_t étaient supérieures sous l'agriculture de conservation que sous SC après 4 ans d'essais à 0-15 cm de profondeur [370].

A moyen terme (site II) :

Les de résultats de l' N_t obtenus après 12 ans d'essais, ne sont pas significatifs au seuil de 5 % ($P > 0,05$), mais, ils révèlent une tendance des sols non labourés à être plus riche en azote total dans les couches 0-5 cm, 5-10 cm et dans 10-20 cm. Inversement au niveau de la couche 20-40 cm (fente de retrait) ($1,14 \text{ g.kg}^{-1}$ sous SD_{12} contre $1,15 \text{ g.kg}^{-1}$ sous SC). Les résultats obtenus sur un sol Calcimagnésique, ont montré que le SD_{11} , conserve plus d'azote à 0-7 cm de profondeur que le SC [68]. Des résultats similaires ont été mentionnés dans d'autres travaux [335 ; 371].

A long terme (site III) :

Sur le long terme, les grandes valeurs moyennes de l' N_t sont significativement supérieures ($P < 0,05$) sous le système SD_{32} comparativement au SC. Ce résultat est valable pour toutes les couches de la surface du sol avec des taux de variations égaux à 33 %, 15 %, 17 % et 28 % respectivement pour 0-2,5 cm ; 2,5-5 ; 5-10 cm et 10-20 cm de profondeur. Les valeurs moyennes obtenues sur le reste de profil ne présentent aucune différence significative ($P\text{-value} > 0,05$) entre les deux pratiques agricoles (SD_{32} et SC). Ces résultats sont en concordance avec ceux rapportés par Mrabet et al. [142]. En effet, l'effet significatif de l' N_t sous le système SD_{32} semble être influencé par l'accumulation dans le temps des teneurs en matière organique du sol sous ce nouveau système. Ceci est bien élucidé dans de nombreux travaux de recherches. A titre d'exemple, un effet significatif de l' N_t en fonction de la profondeur a été observé dans le temps en faveur du système SD par rapport à celui du SC. Après 9 ans d'essais, à 0-12,5 cm, à 0-17,5 cm et à 0-20 cm, après 11 ans d'essais [142 ; 372-373]. Une étude récente sur l'évolution à long terme de l' N_t sous les deux pratiques agricoles montre que cet élément essentiel à la croissance des plantes, augmente avec le temps sous SD en allant de $1,28 \text{ g.kg}^{-1}$ en 1986 à $1,63 \text{ g.kg}^{-1}$ en 2014, contre respectivement $1,23 \text{ g.kg}^{-1}$ à $1,16 \text{ g.kg}^{-1}$ sous le SC [169]. D'après ces résultats obtenus par plusieurs auteurs, il nous semble que la teneur en N_t devient de plus en plus importante avec la profondeur du sol et dépend principalement de la durée d'adoption du système SD

Par comparaison des résultats obtenus sur chaque site à 0-20 cm (sous SD_8 et SD_{12} mais sous SD_{33} pour le dernier site), et qui sont illustrés sur la figure 3-3, on remarque que, les parcelles sous le

système SD ont tendance à être plus riches en N_t . Mais, il n'existe de différence significative entre les deux pratiques agricoles (SD et SC) que dans le long terme avec un taux de variation égal à 29 %.

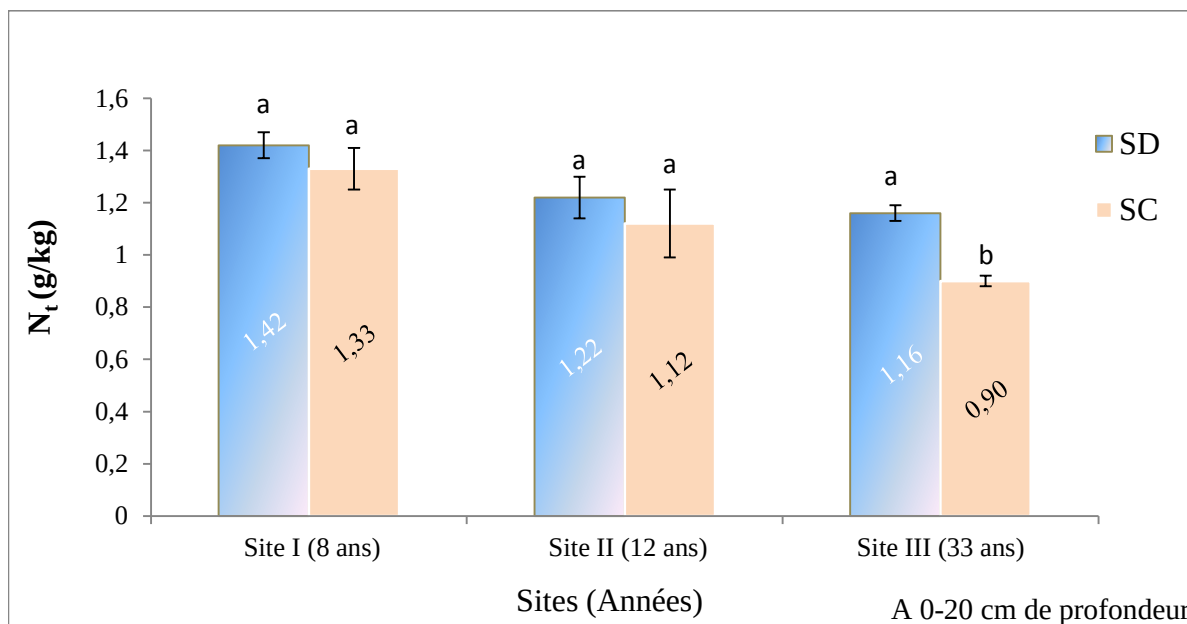


Figure III-15 : Comportement de l'azote total (N_t) de trois sites sous les deux systèmes SD et SC à 0-20 cm de profondeur.

Site I : Ain Sbit ; **Site II :** Merchouch ; **Site III :** Jemaat Shaim ; **SD :** semis direct ; **SC :** semis conventionnel. Les barres ayant la même lettre n'ont pas été statistiquement significatives au risque de 5%.

D'après cette figure III-15, le système SD affecte positivement et avec le temps, la teneur de l'azote total à la surface du Vertisol méditerranéen. Aussi, quel que soit le mode de travail du sol, l' N_t diminue en fonction du site étudié ($N_t(\text{site I}) > N_t(\text{site II}) > N_t(\text{site III})$). Cela se coïncide avec la diminution observée du carbone organique des sols étudiés ($CO(\text{site I}) > CO(\text{site II}) > CO(\text{site III})$) et de la teneur en argile ($A(\text{site I}) > A(\text{site II}) > A(\text{site III})$).

Les résultats en faveur du système SD, peuvent être dus à l'accumulation de l'azote organique provenant des résidus de culture laissés à la surface du sol. Ils peuvent s'expliquer par l'incorporation de l'azote dans la biomasse microbienne et par sa faible disponibilité pour la minéralisation ou la lixiviation. Comme, l'élimination des résidus de culture peuvent provoquer un déséquilibre en réduisant la fertilité du sol. Une étude sur l'importance des résidus de culture, a estimé que ces derniers, contiennent environ 118 millions Mg de N, P, K chaque année dans le monde, ce qui est équivalent à environ 83,5 % de la consommation mondiale d'engrais [374]. De plus, le type de culture ainsi que le pourcentage d'argile influencent la capacité du sol à stocker l'azote.

III.3.3.2. Rapport C/N

En ce qui concerne le rapport C/N (tableau 3-1), une augmentation sous le système SD₈ par rapport au celui du SC dans les couches supérieures à 10 cm de profondeur. Pour le reste des profondeurs l'inverse qui a été observé. Après 12 ans d'expérimentation (site II), les rapports C/N ont été toujours élevés sous le système non labouré contre celui labouré et ceci dans toutes les profondeurs étudiées (0-40 cm). Ce dernier constat a été bien confirmé après 32 ans sous le système SD₃₂, pour tout le profil cultural étudié dans le site III, à l'exception de la dernière couche (60-80 cm) dont le rapport a été trouvé en faveur du SC (8,64 contre 6,80 sous SD₃₂). Des résultats similaires ont été révélés par certains auteurs et qui ont montrés l'évolution dans le temps de rapports C/N en faveur de SD pour la profondeur 0-30 cm [169].

L'augmentation de C/N sous le système SD peut être expliquée d'abord, par la capacité du sol à retenir le carbone plus que l'azote [142]. Ainsi, par la forte accumulation de la matière organique à la surface et en profondeur du sol sous SD en comparaison avec SC. Ceci semble dû à une lente décomposition de la MO sous SD. A moyen et à long terme, le rapport C/N sous SD reste encore important avec la profondeur. Ceci peut être probablement dû à la fois, à la distribution en fonction du temps de la MO en profondeur du sol et à la teneur en argile qui varie avec la profondeur. Un taux élevé d'argile est souvent associé avec la décomposition de la MO qui augmente quand le rapport C/N diminue [375-378]. Une étude a indiqué des résultats contradictoires, en rapportant que le C/N n'est pas affecté par le système SD [152]. Mais, elle est en accord avec la diminution de ce rapport C/N en fonction de la profondeur sous les deux systèmes.

III.3.4. Effet sur la conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) du sol, permet de mesurer la concentration en sels solubles et plus précisément le degré de salinité de ce sol. Les résultats de ce paramètre obtenus pour les trois sites étudiés, sont reportés dans le tableau III-6.

Tableau III–6 : Conductivité électrique (CE) des sols de trois sites sous les deux systèmes semis direct (SD) et semis conventionnel (SC).

Sites	Durée du SD	Profondeur (cm)	CE (ms.cm ⁻¹) ± écart type		Variation (%)
			SD	SC	
Site I	8 ans	0-10	1,16 ± 0,10 ^a	1,26 ± 0,06 ^a	-9
		10-20	0,31 ± 0,02 ^a	0,30 ± 0,04 ^a	3
		20-40	0,35 ± 0,05 ^a	0,38 ± 0,07 ^a	-9
Site II	12 ans	0-10	0,41 ± 0,08 ^a	0,35 ± 0,05 ^a	17
		10-20	0,73 ± 0,08 ^a	0,71 ± 0,14 ^a	3
		20-40	0,36 ± 0,02 ^a	0,34 ± 0,01 ^a	6
Site III	33 ans	0-10	0,80 ± 0,14 ^a	0,69 ± 0,13 ^a	16
		10-20	0,29 ± 0,02 ^a	0,26 ± 0,04 ^a	12
		20-40	0,35 ± 0,04 ^a	0,34 ± 0,06 ^a	3
		40-60	0,45 ± 0,1 ^a	0,37 ± 0,08 ^a	22
		60-80	0,58 ± 0,15 ^a	0,45 ± 0,05 ^a	29

Site I : Ain Sbit; **Site II** : Merchouch; **Site III** : Jemaat Shaim. Selon le test Student, les lignes ayant des lettres différentes indiquent une différence significativement différente.

Sur le moyen terme (site I et site II) :

Quelles que soient le site étudié, la profondeur échantillonnée et la méthode du semis, les résultats de la conductivité électrique de ces deux sols ne montrent aucune différence significative ($P > 0,05$). Pour le premier site, ce paramètre est trouvé légèrement élevée sous le système SC que sous celui du SD₈ et ce, au niveau des couches 0-10 cm et 20-40 cm (avec un même taux de variation : -9 % entre les deux pratiques agricoles). Ce constat a été inversé en faveur du SD₁₂ dans le deuxième site (17% et 6 % de variation entre SD₁₂ et SC respectivement pour 0-10 cm et 20-40 cm). Au niveau de la couche 10-20 cm, les valeurs moyennes de la CE ont été presque identiques sous les deux systèmes et pour les deux sites (3 % de variation entre les deux systèmes).

Sur le long terme (site III) :

Quelle que soit la profondeur, les valeurs moyennes de la CE sont supérieures sous le système SD₃₃ que sous SC. Mais, de point de vue statistique, aucune différence significative ($p\text{-value} > 0,05$) n'a été observée.

L'augmentation de la CE dans la couche 0-10 cm de la parcelle en cas du système SD₃₃ (16 % de variation), est probablement due aux résidus des cultures précédentes accumulés chaque année à la surface de cette parcelle. Une étude a montré que la CE peut augmenter avec l'apport de la MOS car, dans les sols salés, la MO fraîche améliore la stabilité structurale du sol et par conséquent, les sels peuvent être facilement incorporés par lessivage [379].

En comparant les résultats obtenus dans les sites étudiés, on observe une instabilité de la CE en fonction de la profondeur échantillonnée. Alors qu'une étude a révélé que la CE diminue avec la profondeur [380]. Les résultats de notre étude peuvent être expliqués par le type du sol, des Vertisols étudiés, qui se caractérisent par la présence des fissures. Ces dernières facilitent la distribution hétérogène des nutriments dans les couches profondes par lessivage. En plus, que ce soit le mode de semis, il semble qu'il y a une ressemblance dans la manière de la distribution de CE entre le premier et le dernier site ($CE_{0-10} \gg CE_{20-40} > CE_{10-20}$), et que cette distribution est renversée dans le deuxième site ($CE_{10-20} \gg CE_{0-10} > CE_{20-40}$). Ceci est probablement dû à l'effet de l'espèce végétale (qui est la même dans le premier cas : lentille), sur la disponibilité des sels minéraux dans la rhizosphère. Par comparaison, des valeurs moyennes de la CE obtenues uniquement à 0-10 cm de profondeur, nous constatons que le système SD n'exerce aucune influence significative ($P\text{-value} > 0,05$) sur ce paramètre (figure III-16). Alors qu'au-delà de 12 ans d'essais sous SD, le non retournement du sol en ce système peut conduire à une augmentation avec le temps de la CE à la surface du sol.

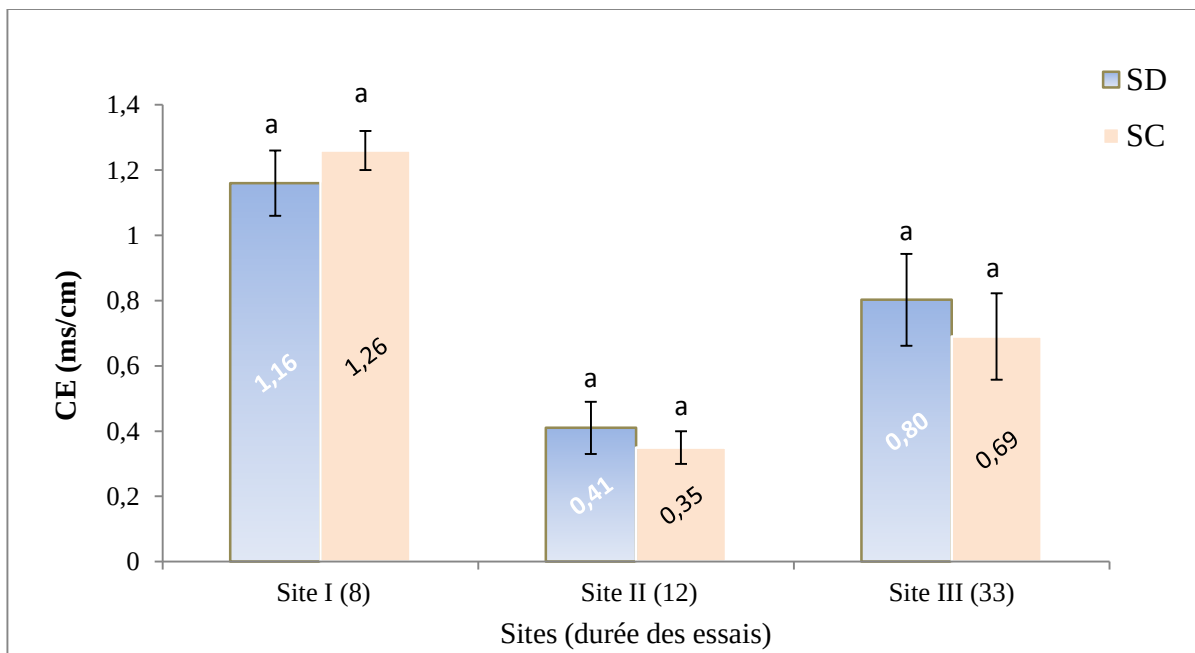


Figure III–16 : Conductivité électrique mesurée dans les trois sites d'étude à 0-10 cm sous semis direct (SD) et semis conventionnel (SC).

Site I: Ain Sbit; **Site II:** Merchouch; **Site III:** Jemaat Shaim. Les barres ayant les mêmes lettres n'ont pas été statistiquement significantes.

En général, la salinité constitue un facteur limitant non négligeable pour le secteur agricole et son effet se manifeste généralement par une réduction de la croissance et la productivité végétale [381]. Selon la norme d'interprétation de la salinité du sol, l'ensemble des parcelles étudiées dans les trois sites ont un sol non salin [382]. Cependant, l'aptitude des sols à ce paramètre reste encore complexe car, on peut non seulement jugée à partir de la concentration totale des sels minéraux solubles, mais également par le type de ces sels et les ions qui la constituent. Il est donc, fortement recommandée de faire une étude détaillée de l'effet de système SD sur le comportement de type des sels minéraux de ces sols.

III.3.5. Effet sur la CEC et sur les bases échangeables

Le tableau III-7, illustre les résultats de la capacité d'échange cationique et les bases échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} sous les modes de pratiques culturales (cas d'Ain Sbit et de Merchouch).

Tableau III–7 : Comportement de la capacité d'échange cationique (CEC) et les bases échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} sous les modes de pratiques culturales à 0-10 cm.

Sites	Durée de l'essai	SD	SC	Moyenne
Capacité d'échange cationique (CEC) (meq/100g)				
Site I	8 ans	$58,61 \pm 2,00^a$	$62,00 \pm 4,78^a$	60,31
Site II	12 ans	$50,83 \pm 2,41^a$	$49,47 \pm 2,46^a$	50,15
Calcium Ca^{2+} (meq/100g)				
Site I	8 ans	$38,28 \pm 6,52^a$	$39,85 \pm 2,25^a$	39,07
Site II	12 ans	$32,35 \pm 7,09^a$	$29,37 \pm 2,24^a$	30,86
Mg⁺² (meq/100g)				
Site I	8 ans	$6,98 \pm 0,75^a$	$8,12 \pm 0,54^a$	7,55
Site II	12 ans	$6,30 \pm 0,05^a$	$6,48 \pm 0,23^a$	6,39

Site I : Ain Sbit ; **Site II :** Merchouch ; **SD :** semis direct ; **SC :** semis conventionnel. Selon le test Student, les lignes ayant des lettres différentes présentent une différence significativement différente.

III.3.5.1. Capacité d'échange cationique

D'après les résultats obtenus, la CEC dans le premier site, a tendance à être plus importante pour le SC, sans cependant montrer de différence significative (P-value > 0,05) entre chaque groupe

(62,00 meq.100g⁻¹ sous SC contre 58,61 meq.100g⁻¹ sous SD₈). Mais, elle est observée légèrement élevée en faveur du système SD₁₂ (50,83 meq.100 g⁻¹ contre 49,47 meq.100 g⁻¹ sous SC) dans le deuxième site. De point de vue statistique, ces résultats sont similaires à ceux rapporté par Mrabet au niveau de la couche 0-5 cm [6]. Par contre, une étude menée sur un sol "Orthic Luvisol" montre que le système SD affecte négativement la CEC et cela pour toutes les couches au-dessus de 10 cm [383]. Nos résultats peuvent être expliqués par la capacité du système SD à accumuler dans le temps la MO à la surface du sol. Quelques travaux de recherche ont indiqué une augmentation ou une corrélation significative de la CEC avec la MO [170 ; 379 ; 384]. Une étude récente dans le même sens que la nôtre, montre qu'après 23 ans d'expérimentation, le SD₂₃ a pu améliorer significativement la CEC en comparaison avec le SC dans les couches supérieures à 10 cm de profondeur [385].

Par conséquent, il semble que le système SD nécessite uniquement du temps pour qu'il puisse améliorer la CEC à la surface des Vertisols.

III.3.5.2. Bases échangeables

Pour les bases échangeables, (tableau 3-3), un constat similaire à celui de la CEC a été observé pour le Ca²⁺, et ce pour les deux sites. Tandis que pour les teneurs en Mg²⁺, elles sont toujours élevées sous SC (8,12 méq.100 g⁻¹ et 6,48 méq.100 g⁻¹ respectivement après 8 ans et 12 ans d'essais) par rapport au SD (6,98 meq.100 g⁻¹ et 6,30 meq.100 g⁻¹ respectivement pour SD₈ et SD₁₂). Mais, une diminution de taux de variation a été observée dans le temps entre les deux pratiques agricoles (il est de -16,33 % et de -2,86 % respectivement après 8 et à 12 ans d'essais). Ceci se contredit avec les résultats d'une étude, montrant des teneurs en Ca²⁺ significatives en faveur du SC et des teneurs en Mg²⁺ significatives en faveur du système SD à la surface du sol [383]. Une étude montre que le Ca²⁺ échangeable a été trouvé corrélér avec la CEC et le pH. Elle a aussi indiqué qu'à 0-5 cm de profondeur l'acidification du sol sous le système SD conduit à une perte de 50 % du Ca²⁺ échangeable. Pourtant, une autre étude indique qu'après 23 ans d'expérimentation, les teneurs en Ca²⁺ et en Mg²⁺ échangeables étaient significativement importantes en faveur du système SD₂₃ en comparaison avec celui du SC à 0-10 cm de profondeur mais en se basant sur 18 répétitions [385].

D'après ces données, il est encore difficile d'affirmer ou infirmer l'effet du système SD sur la CEC et sur les bases échangeables du Vertisol. Il est donc fortement recommandé de détailler encore l'étude sur le comportement de ces paramètres sous les deux modes de travail du sol (SD et SC) en tenant compte des facteurs suivants : la profondeur, le nombre de répétitions, la période de prélèvement des échantillons et la durée de l'adoption du système SD.

III.3.6. Effet sur le phosphore assimilable et le potassium échangeable

III.3.6.1. Phosphore assimilable

La figure III-17 suivante, regroupe les résultats obtenus du phosphore assimilable ($P_{\text{ass.}}$) sous deux modalités de travail du sol (SD et SC) et ce, pour les trois sites étudiés.

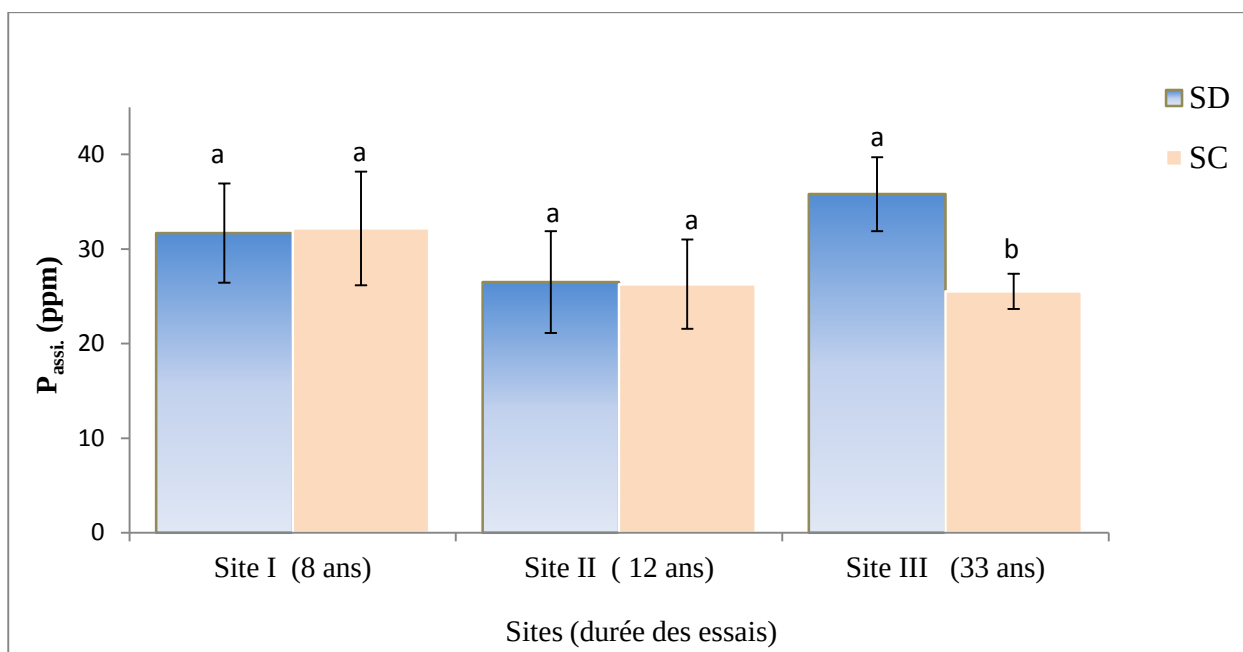


Figure III–17: Phosphore assimilable ($P_{\text{ass.}}$) à 0-10 cm de profondeur sous les deux pratiques agricoles semis direct (SD) et semis conventionnel (SC) pour les trois sites d'étude.

Site I: Ain Sbit; **Site II:** Merchouch; **Site III:** Jemaat Shaim. Les barres ayant les mêmes lettres ne sont pas statistiquement significantes au seuil de 5%.

Les teneurs en phosphore assimilable ne représentent aucun effet significatif entre les modes de travail du sol après 8 ans et 12 ans d'essais pour les deux premiers sites (Ain Sbit et Merchouch). Toutefois, ces teneurs en $P_{\text{ass.}}$ sont légèrement supérieures à la fois en faveur du SC (32,19 ppm contre 31,69 ppm sous SD_8) et en faveur du système SD_{12} (26,51 ppm contre 26,29 ppm sous SC). Le contraire a été révélé par une étude menée sur un sol loam argileux indiquant que le système SD affecte significativement et positivement le $P_{\text{ass.}}$ après deux ans et cinq ans d'essais [164]. Une autre étude à moyen terme (après 11 ans d'essais), montre que le système SD_{11} influe le $P_{\text{ass.}}$ uniquement au niveau de la couche 0-7 cm et un constat inverse (en faveur du SC) a été observé au niveau de la couche 7-20 cm [142].

Pour le dernier site (Jemaat Shaim), les teneurs en $P_{\text{ass.}}$ sont observées significativement supérieures sous le système SD_{33} (35,80 ppm) par rapport au SC (25,54 ppm). Des résultats similaires ont été trouvés en faveur du SD_{23} (après 23 ans d'expérimentation) dans la couche 0-10 cm [385] et dans le même sens en faveur du système SD_{50} mais uniquement au niveau de la couche 0-7 cm [106].

Concernant, l'effet du mode de travail du sol sur le $P_{\text{ass.}}$ en fonction de la profondeur, l'étude a été détaillée sur le site du Merchouch ayant 12 ans d'essais (figure III-18).

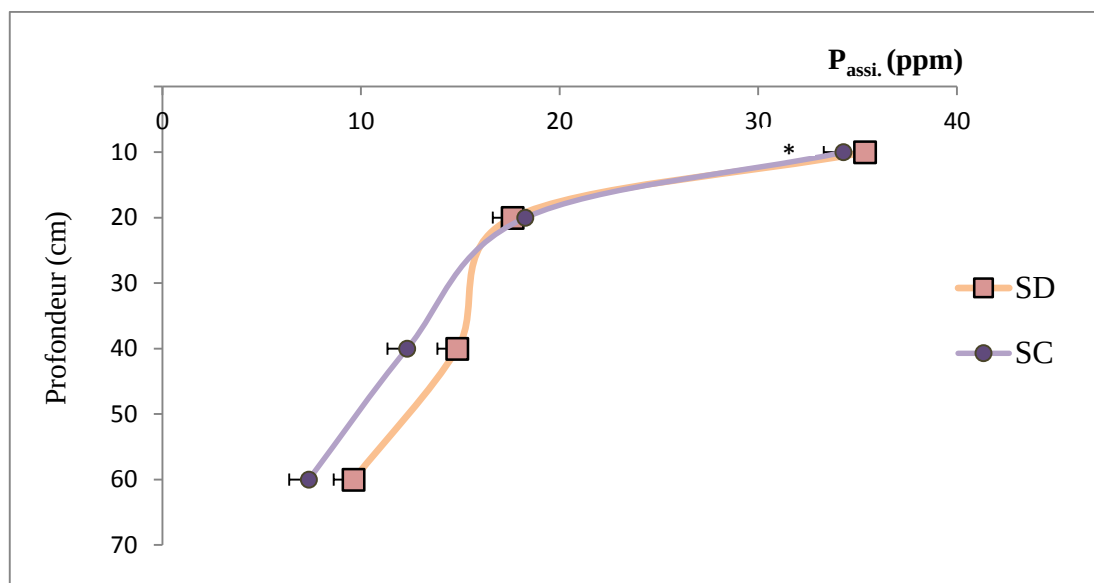


Figure III-18 : Comportement du phosphore assimilable (P) sous les modes de pratiques agricoles (SD et SC) en fonction de la profondeur après 12 ans d'essais (cas du site de Merchouch).

*SD : semis direct ; SC : semis conventionnel. * : aucun effet significatif n'a été montré entre les pratiques agricoles s (SD et SC).*

D'après ces résultats, aucune différence significative ($P\text{-value} < 0,05$) n'a été observée entre les deux pratiques agricoles (SD₁₂ et SC), quelle que soit la profondeur. Cependant, les teneurs en $P_{\text{ass.}}$ ont été généralement élevées sous le système SD₁₂ par rapport à celui du SC à l'exception des résultats obtenus au niveau de la couche 10-20 cm dont les valeurs moyennes ont été presque similaires pour les deux systèmes. Par ailleurs, le $P_{\text{ass.}}$ diminue avec la profondeur pour les deux pratiques agricoles.

D'après ces résultats du phosphore assimilable, on constate qu'à court et à moyen terme, une variation de ce paramètre avec le mode de travail du sol. Ceci dû probablement à plusieurs facteurs qui interviennent en même temps à savoir : le type du sol, les quantités d'engrais et leurs gestions, le nombre de répétitions considérées et à différents besoins des cultures utilisées sous les deux systèmes. Pour les résultats à long terme, on constate que le système SD peut accumuler d'une manière significative le phosphore à la surface du Vertisol. Ces résultats du $P_{\text{ass.}}$ en faveur du système SD à long terme peuvent être expliqués par le labour qui expose cet élément ajouté par les engrais aux groupes fonctionnels du sol qui sont capables de l'adsorber à sa surface. Donc, la saturation des sites les plus avides de phosphore en entraînant une accumulation de cet élément sous plusieurs formes dans le sol [385 - 386].

III.3.6.2. Potassium échangeable

Des constats différents à ceux obtenus pour le P_{ass} , ont été observés pour le potassium échangeable ($K_{\text{éch.}}$) (figure III-19).

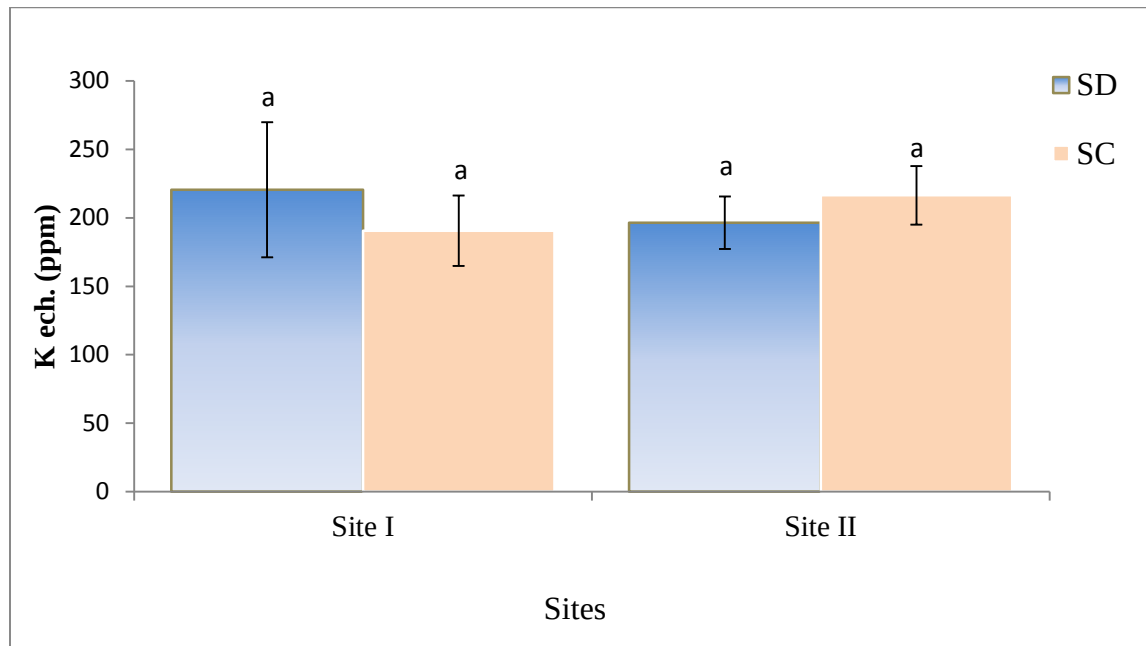


Figure III–19 : Potassium échangeable ($K_{\text{éch.}}$) à 0-10 cm de profondeur sous les deux pratiques agricoles SD et SC pour les deux premiers sites d'étude.

Site I : Ain Sbit ; **Site II :** Merchouch. **SD :** semis direct ; **SC :** semis conventionnel. Les barres ayant les mêmes lettres ne sont pas statistiquement significantes selon le test Student.

D'après la figure ci-dessus, les teneurs élevées en $K_{\text{éch.}}$ à 0-10 cm de profondeur, ont été observées une fois, en faveur du système SD_8 (220,28 ppm contre 190,72 ppm sous SC) et un autre fois, en faveur du SC (216,42 ppm contre 196,42 sous SD_{12}) respectivement pour les sites Ain Sbit (site I) Merchouch (site II). Aucune différence significative n'a été observée entre les deux pratiques agricoles pour ces deux sites. Ce constat ne concorde pas avec les résultats statistiques obtenus pour dix répétitions d'une étude menée sur un sol loam argileux après cinq ans d'essais sous la culture de maïs [164].

La figure III-20 ci-dessous, représente les résultats obtenus du $K_{\text{éch.}}$ en fonction de la profondeur (cas du Merchouch après 12 ans d'essais).

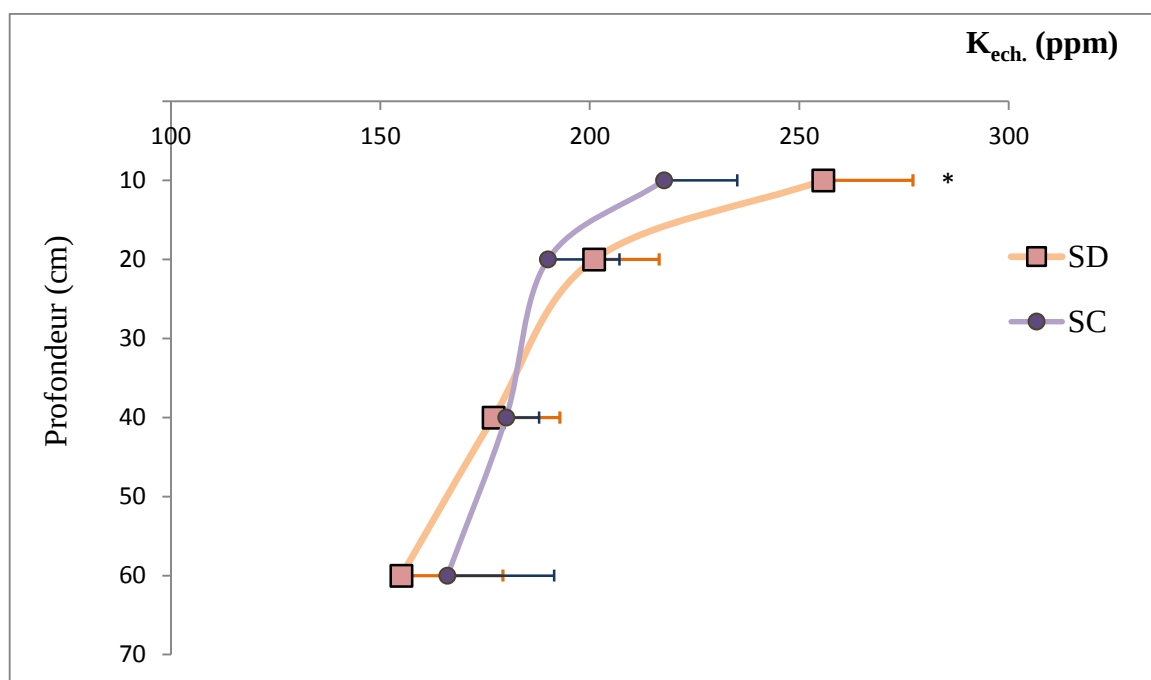


Figure III-20 : Comportement du potassium échangeable sous les modes de pratiques agricoles (SD et SC) en fonction de la profondeur après 12 ans d’essais (cas du Merchouch).

SD : semis direct ; **SC :** semis conventionnel. * : aucun effet significatif n’a été montré entre les pratiques agricoles (SD et SC).

Ces résultats montrent deux constats différents. Dans un premier temps en faveur du système SD₁₂ et dans un deuxième, en faveur de celui du SC, mais sans avoir de différence significative entre les deux pratiques agricoles (SD₁₂ et SC). Dans le premier, il s’agit des résultats obtenus au-dessus de 20 cm de profondeur (les couches 0-10 cm et 10-20 cm) et dans le deuxième, ceux obtenus en-dessous de cette profondeur (20-40 cm et 40-60 cm). Une étude dans ce sens a indiqué que l’accumulation de K_{éch.} associée au système SD au-dessous de 5 cm de profondeur a été observée faible ou similaire à celle associée au SC [162]. Les résultats de 12 ans en faveur du SC peuvent s’expliquer par l’adsorption de potassium par les minéraux argileux [385 ; 387]. Des études sur la relation entre la MO et le potassium ont montré que la MO du sol joue un rôle négligeable dans les mécanismes d’échange de cet élément, dont la majorité des sites de fixation seraient situés sur les argiles micacées [170 ; 180].

III.3.7. Conclusion

D’après les résultats obtenus, on peut conclure que le système semis direct apporte des bienfaits sur la majorité des propriétés chimiques étudiées, en particulier, l’accumulation de l’azote total. Ces bienfaits ont été observés particulièrement à la surface du sol et ils s’accroissent avec le temps. Les résultats aussi obtenus varient en fonction des profondeurs prélevées. Pour les éléments majeurs du sol, azote total, phosphore assimilable et potassium échangeable, ils se concentrent à la surface du sol et diminuent avec la profondeur. Tandis que, pour la CE, elle est constamment variable. De plus, il serait

intéressant d'étudier l'effet à long terme de ce système SD sur la CEC et les bases échangeables afin de confirmer leur augmentation en faveur du SD.

Conclusion générale et perspectives

Le semis direct a fait l'objet de nombreuses observations qui montrent qu'il a un fort impact sur l'évolution des matières organiques des sols qui influence un ensemble des propriétés physiques et chimiques des sols. C'est dans ce cadre que ce travail a été orienté particulièrement à l'étude de l'impact à court, à moyen et également à long terme du système semis direct sur la MOS, sur les acides humiques des sols et sur les propriétés physico-chimiques de trois Vertisols méditerranéens situés dans les régions de Rabat et Safi.

Les résultats des travaux obtenus dans cette thèse nous a amené aux conclusions suivantes :

L'élimination des résidus des parcelles sous la modalité SC, conduit à l'appauvrissement du sol en MO. Cependant, leur restauration en cas du système SD, constitue un vrai avantage vis-à-vis l'amélioration significative du statut organique du Vertisol. Ceci ne s'observe qu'à travers le temps. Au-delà de huit ans (site I) sous le système SD au niveau des couches supérieures à 0-10 cm d'une part et après un essai de trente-trois ans (site III) au niveau des couches au-dessus de 40 cm de profondeur d'autre part. Les teneurs en MOS ont été trouvées influencées par la fraction argileuse du sol.

En ce qui concerne les acides humiques du Vertisol méditerranéen, une amélioration significative avec la profondeur a été observée sous la modalité SD par rapport à celle du SC et ceci en fonction de la durée de l'adoption du SD. Au-dessus de 10 cm de profondeur après huit ans d'essais (site I), au-dessus de 20 cm de profondeur après 12 ans d'essais (site II) et au-dessus de 40 cm de profondeur après 33 ans d'essais (site III). Par ailleurs, la caractérisation de ces acides humiques par spectroscopie Infra-Rouge pour les deux systèmes (SD et SC), montrait une grande ressemblance de l'allure générale et les positions des pics principaux.

Ces améliorations dans les matières organiques ainsi que dans les acides humiques ont contribué à une meilleure stabilité des agrégats à moyen (site II) et surtout à long-terme (site III) en faveur du système SD par rapport à celui du SC. Ce système SD est beaucoup plus avantageux vis-à-vis du test d'humectation lente par rapport aux autres tests (test d'humectation rapide et de désagrégation mécanique) et ceci particulièrement en fonction du temps. Par conséquent, sous des conditions méditerranéennes, ce système SD, peut réduire l'effet de l'érosion hydrique des Vertisols et les pertes des sédiments par les eaux de ruissellement.

En ce qui concerne les mesures de la densité apparente, les résultats ont montré une diminution de la compaction sous le système SD versus celui du SC. Ceci n'a été observé que dans le site II (moyen terme) et le site III (le long terme). Il faut plus de temps pour observer un effet significatif pour réduire la D_a des sols sous SD.

L'humidité a été observée en faveur du système à court-terme (5 ans d'essais). Cela peut contribuer à résoudre les problèmes occasionnés par la sécheresse dans ces régions sous un climat semi-arides à aride.

L'étude du taux d'infiltration sous le système SD, montre qu'il nécessite plus de temps pour augmenter. Il est aussi recommandé pour ce paramètre de faire des mesures in situ à différentes périodes saisonnières afin de bien évaluer l'effet du mode de travail du sol sur ce paramètre.

Pour les propriétés chimiques restantes, des effets variables du système SD ont été marqués.

Le système SD diminue significativement le pH à la surface des Vertisols (0-10 cm de profondeur) dans le site II à moyen terme. Ceci est affirmé sur l'essai à long terme (site III). Cependant, les mesures de pH ont été observées significativement supérieures en faveur du système SD au niveau des couches 40-60 cm et 60-80 cm. Ceci peut s'expliquer par l'accumulation de la MO dans le sol sous SD versus le SC.

En ce qui concerne l'azote total, les valeurs moyennes ont été observées à la fois variables et moins importantes entre les deux pratiques agricoles (SD et SC) dans le moyen terme, (site I et site II). Cependant, dans le long terme (site III), les résultats ont montré une augmentation significative de l'azote total dans les profondeurs supérieures à 20cm (0-2,5 cm ; 2,5-5 cm ; 5-10 cm ; 10-20 cm). Une accumulation du rapport C/N a été également observée sous le système SD. Par conséquent, il peut améliorer avec le temps la fertilité du Vertisol méditerranéen.

Les résultats de la conductivité électrique montrent que le système SD, n'exerce aucun effet significatif sur ce paramètre ($P\text{-value} > 0,05$).

Pour la CEC et les bases échangeables (Ca^{2+} et Mg^{2+}), aucun effet significatif n'a été observé entre les deux pratiques agricoles SD et SC après 8 ans et 12 ans d'essais. D'après les données, il est encore difficile d'affirmer ou infirmer l'effet du système SD sur la CEC et sur les bases échangeables du Vertisol. Il est donc fortement recommandé de détailler encore l'étude sur une durée à long terme de l'adoption du système SD.

Concernant le phosphore assimilable, il a été significativement élevé à la surface du sol dans le site III (long terme) sous le système SD. Le potassium échangeable, n'a présenté aucune différence significative entre les deux pratiques agricoles dans les sites I et II. Cependant, l'absence des données sur le long terme n'ont pas permis de confirmer l'effet du mode de travail du sol sur ce paramètre.

En conclusion, ce travail a montré que le système SD est avantageux par rapport au système SC en termes de la MO, des AH et des propriétés physiques des Vertisols étudiées. Pour les propriétés

chimiques, l'effet du mode de travail du sol ne s'observe clairement que sur l'essai à long terme installé depuis 1983 à Jemaat Shaim (site III). Cependant, ce nouveau système peut conduire dans le temps à des problèmes de l'acidité de la surface des sols. Ainsi, ce travail nous ouvre de multiples perspectives. Il est d'abord, fortement recommandé de faire un suivi des paramètres suivants : la CEC, les bases échangeables et d'autres éléments nutritifs sur le long terme. Cela afin de pouvoir bien évaluer l'effet du système SD sur la fertilité du Vertisol dans les conditions méditerranéennes, en prenant en considération l'influence des périodes de prélèvement du sol. De ce fait, il sera nécessaire faire un prélèvement saisonnier des sols sur les parcelles des trois sites étudiés. Ceci permettrait de vérifier la pertinence générale du système SD en fonction des conditions climatiques sur les propriétés physiques et chimiques du sol et d'apprécier les points forts et les limites de chaque système. Une étude de l'effet des herbicides sur les propriétés de ces Vertisols sous le système SD sera également nécessaire afin d'évaluer leurs impacts sur l'environnement. Une autre étude de l'effet à long terme du mode de travail du sol sur l'activité biologique et sa relation avec la compaction des vertisols sera aussi recommandée. Il faudra travailler également sur d'autres régions surtout celles avec peu de pluie, pour bien visualiser l'impact du climat sur l'application de ce nouveau système. Une étude de l'effet de la nature de la roche mère sur l'application des pratiques agricoles est aussi nécessaire. Pour mieux comparer l'effet de système semis direct et celui du semis conventionnel sur les propriétés du sol, il est recommandé de faire un témoin au niveau de serre pour mieux contrôler les paramètres influencés par le climat et par les activités anthropiques. Enfin, il est important d'établir l'indice de la qualité des sols (I) pour les deux modes de travail (SD et SC) en tenant en compte une diversité des types de sols.

Articles



Laghrour, Malika

Faculté des Sciences Rabat, Rabat, Morocco

Connect to ORCID

Edit profile

Set alert

Potential author matches

Export to SciVal

Metrics overview

4

Documents by author

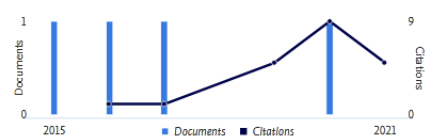
21

Citations by 19 documents

2

h-index

Document & citation trends



Most contributed Topics 2015–2019

Soil Organic Carbon; Soil Aggregates; Carbon Sinks

1 document

Vertisols; Phaeozems; Microrelief

1 document

Flowers; Seedlings; Plant Species

1 document

View all Topics

4 Documents

Cited by 19 Documents

0 Preprints

New

15 Co-Authors

Topics

Note:

Scopus Preview users can only view an author's last 10 documents, while most other features are disabled. Do you have access through your institution? Check your institution's access to view all documents and features.

Export all Add all to list

Sort by: Date (newest)

> View list in search results format

> View references

Set document alert

Article

The influence of compost humic acid quality and its ability to alleviate soil salinity stress

2

Cited by

Hasni, S.E., Nobili, M.D., El Azzouzi, M., ...El Alaoui El Belghiti, M., Zouahri, A.
International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, 2020, 9(1), pp. 21–31

View abstract Related documents

Article

Morocco's Vertisol characterization (Tirs)

2

Cited by

Moussadek, R., Laghrour, M., Mirabet, R., ...Badraoui, M., Mekkaoui, M.
Journal of Materials and Environmental Science, 2017, 8(11), pp. 3932–3942

View abstract Related documents

Article • Open Access

Long and Midterm Effect of Conservation Agriculture on Soil Properties in Dry Areas of Morocco

11

Cited by

Laghrour, M., Moussadek, R., Mirabet, R., ...Zouahri, A., Mekkaoui, M.
Applied and Environmental Soil Science, 2016, 2016, 6345765

View abstract Related documents

Article

Impact of no tillage on physical proprieties of a clay soil in central Morocco | Impact du semis direct sur les propriétés physiques d'un sol argileux au Maroc central

6

Cited by

Laghrour, M., Moussadek, R., Zouahri, A.A., ...El Mourid, M., Mekkaoui, M.
Journal of Materials and Environmental Science, 2015, 6(2), pp. 391–396

View abstract Related documents

Learn more about Scopus profiles

Back to top

About Scopus

What is Scopus

Content coverage

Scopus blog

Scopus API

Privacy matters

Language

日本語に切り替える

切换到简体中文

切换到繁體中文

Русский язык

Customer Service

Help

Contact us

Références

Rapports techniques

[1] : Lahlimi, A. (2018). In : Conférence de presse sur la situation économique en 2017 et ses perspectives pour 2018. Haut-Commissariat au plan, Casablanca.

https://www.hcp.ma/Intervention-de-Monsieur-Ahmed-LAHLIMI-Haut-Commissaire-au_Plan-a-la-conference-de-presse-sur-la-situation-de-l_a2090.html

[2] : Ministère de l'agriculture, de la pêche maritime, (2018). Agriculture en chiffres 2017, Edition 2018.

<http://www.agriculture.gov.ma/sites/default/files/AgricultureEnChiffre2017VAVF.pdf>

[12] : Croitoru, L. et Sarraf, M. Le Coût de la Dégradation de l'Environnement au Maroc. World Bank Group Report Number 105633-M. 2017.

<http://documents1.worldbank.org/curated/en/741961485508255907/pdf/105633-WP-P153448-FRENCH-PUBLIC-Maroc-Etude-CDE-Final-logo-Janv-2017.pdf>

[32] : Roose, E., (2010). La dégradation des terres et l'érosion des sols. In : Roose E, Sabir M, Laouina A, éditeurs. Gestion durable des eaux et des sols au Maroc : valorisation des techniques traditionnelles méditerranéennes. Institut de recherche pour le développement, Marseille ; 21–31.

<http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010054913>

[36] : United Nations, (2013). Resolution adopted by the General Assembly on 20 December 2013 World Soil Day and International Year of Soils A/RES/68/232. 71st plenary meeting 20, December.

https://www.un.org/en/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/68/232

[38] : Food and Agriculture Organization of the United Nations, (2015). Climate Change and Food Systems: Global Assessments and Implications for Food Security and Trade. Rome, Italy.

<http://www.fao.org/3/a-i4332e.pdf>

[41] : Global Environment Outlook 4, (2007). Environment for Development. United Nations Environment Programme, Nairobi.

<http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7646>

[53] : Brabant, P. (2008). Activités humaines et dégradation des terres Indicateurs et indice. Planète terre. Géoscience au service de l'humanité. Institut de recherche pour le développement.

http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers15-05/010045188.pdf

[54] : Food and Agriculture Organization of the United Nations, (2002). World Agriculture: Towards 2015/2030. Summary Report. Rome. <http://www.fao.org/3/a-y3557e.pdf>

- [60] : Rekacewicz, P., (2008). Global Soil Degradation. UNEP/GRID-Arendal-From Collection: IAASTD. International Assessment of Agricultural Science and Technology for Development.
<http://www.grida.no/search?query=global+soil+degradation>.
- [71] : Dahan, R., Boughlala, M., Mrabet, R., Laamari, A., Balaghi, R., Lajouad, L., (2012). A review of Available Knowledge on land Degradation in Morocco. ICARDA publication, Bierut.
<http://www.icarda.org/publication/working-papers>
- [73] : Zaher, H., (2010). Cours de conservation des sols et de l'eau. Erosion hydrique chapitre 1. Ecole Nationale Forestière d'Ingénieurs. Salé, Maroc.
- [92] : Smithson P.A. Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. International Journal of Climatology. Edited by Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noguer, M., Van Der Linden, P. J., Dai, X., Maskell, K. and Johnson, C. A. (eds). Cambridge University, Press, Cambridge, UK, and New York, USA, 881. <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/joc.763>
- [112] : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (2010). What is conservation agriculture? [http:// www.fao.org/ag/ca/1a.html](http://www.fao.org/ag/ca/1a.html) accessed 28/10/
- [118] : Sayre, K., Govaerts, B., Martinez, A., Mezzalama, M., Martinez, M., (2006). Comparison of alternative conservation agriculture technologies for rainfed production in the highlands of Central Mexico. In: *Proc. 17th ISTRO Conf., Kiel, Germany*. 1012-1018.
- [119] : Derpsch, R. (1998). Historical review of No-tillage cultivation of crops. In: FAO International Workshop Report, Conservation Tillage for Sustainable Agriculture. Harare, Zimbabwe, FAO. GTZ, ZFU, FARMESA, ARC.
<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.463.5044&rep=rep1&type=pdf>
- [127] : Derpsch, R. (2008). No-tillage and Conservation Agriculture: A Progress Report. IN: Goddard, T., Zoebis, M.A., Gan, Y.T., Ellis, W., Watson, A. and Sombatpanit, S. (eds) 2008. No-Till Farming Systems. Special Publication N° 3, World Association of Soil and Water Conservation, Bangkok, 7-39.
- [129] : Bot., A., Benites, J. (2001) Conservation agriculture: Case studies in Latin America and Africa. Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Soils Bulletin.
http://www.fao.org/3/y1730e/y1730e00.htm#P-1_0.
- [175] : Carvalho, M. (2006). Effects of direct drilling on the fertilization of cereals. Options Méditerranéennes. Séries A : Séminaires Méditerranées (CIHEAM), 69, 63-68.
<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.515.3711&rep=rep1&type=pdf>

- [178] : Mrabet, R. (2001). No-tillage System: Research Findings, Needed Developments and Future Challenges for Moroccan Dryland Agriculture. Dans: Garcia-Torres et al. (eds), proceedings of International Congress on Conservation Agriculture, Madrid, 2 (2001) 737- 741.
<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20013177293>
- [180] : Ben Hassine, H., El Aouni, M.H., Bonin, G, Ben Salem, B. (2005). Importation des réserves potassiques naturelles dans les sols céréaliers du Nord-Ouest, Tunisien. In : Giroux, M. (ed), Compte rendu de recherche agroenvironnement. Revue « Agrosol », Québec, Canada, 33-46.
<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs60400>
- [186] : Lefèvre, C., Rekik., F, Alcantara., V, Wiese., L., (2017). Soil organic carbon: the hidden potential. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- [202] : Bot, A, Benites, J., (2005). The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- [219] : Ancelin, O., Duranel, J., Duparque, A., Dersigny, C. and Fleutry, L., (2007). Sols et matières organiques. Mémento pour des notions utiles et contre les idées reçues. Picardie (France), Chambres d'Agriculture Picardie et Agro-transfert-Ressources et Territoires. http://www.agro-transfert-rt.org/wp-content/uploads/2016/02/M%C3%A9mento_sols_et_mati%C3%A8re_organique.pdf
- [254] : Agustin, A., Millar, P. (1955). Détermination de l'humidité du sol procédure équipement et calcul. Premier cours national post-gradue sur l'irrigation, le drainage et la gestion des ressources hydriques. Humberto Pizarro. République Dominicaine, Espagne : IICA Biblioteca Venezuela, 161p.
- [255] : Mermoud, A. (2006). Cours de physique du sol : Maîtrise de la salinité des sols. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 23.
- [256] : Anderson, J.M., Ingram, J.S.I., (1993). A handbook of methods. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, 221p.
- [266] : Schumacher B.A., (2002). Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. Report No EPA/600/r-02/069 (ntis pb2003-100822). U.S. EPA, Washington, DC.
- [299] : King, P.L., McMillan, P.F., Moore, G.M., (2004). Infrared spectroscopy in geochemistry exploration geochemistry and remote sensing. In: King, P.L., Ramsey, M. S., Swayze, G.A. (ed). Mineralogical Association of Canada. Short Course Series, Québec, p 95.
- [331] : Ben Hammouda, M., Guesmi, L., Nasr, K., Khammassi, M. (2004). Evolution de la matière organique en semis direct. Dans : Actes des deuxièmes rencontres méditerranéennes sur le semis direct, Tunisie.104-107.

- [367] : Bouzrara, S., Ould Ferroukh, M.E.H., Bouguendouz, A., (2011). Influence du semis direct et des techniques culturales simplifiées sur les propriétés d'un sol de la ferme pilote Sersour (Sétif). In : Bouzerzour, H., Irekti H., Vadon B. (ed.). Rencontres Méditerranéennes du Semis Direct. Zaragoza, Options Méditerranéennes : Série A, N°. 96,123-129.

Sites Webs

- [122] : National Oceanic and Atmospheric Administration, (2016). Dust Storm Approaching Stratford, Texas. Dust Bowl Surveying in Texas. Washington, DC, USA.
<https://photolib.noaa.gov/Collections/National-Weather-Service/MeteorologicalMonsters/Dust/emodule/647/eitem/3003>

Références bibliographiques

- [3] : Rerhrhaye, K., Ait el mekki A. Estimation de la vulnérabilité en sécurité alimentaire face aux objectifs visés par l'État à l'horizon 2020 (Cas du blé tendre). *Rev. Mar. Sci. Agron. Vét.* **5(2)** (2017) 183-191
- [4] : Bensalk, S. (2013). Les modes d'organisation de la production des firmes étrangères et leurs impacts sur les économies agricoles locales : le cas du secteur maraîcher au Maroc. Thèse, Ecole doctorale d'économie et de gestion de Montpellier, France.
- [5] : Tra Bi, Z.A., (2013). Etude de l'impact des activités anthropiques et de la variabilité climatique sur la végétation et les usages des sols, par utilisation de la télédétection et des statistiques agricoles, sur le bassin versant du Bouregreg (Maroc). Thèse, Université Félix Houphouët Boigny d'Abidjan.
- [6] : Mrabet, R., (2008). No-tillage systems for sustainable dryland agriculture in Morocco. National Institute for Agricultural Research (INRA), Morocco.
- [7] : Prosdocimi, M., Cerdà, A., & Tarolli, P. Soil water erosion on Mediterranean vineyards: A review. *Catena*, **141** (2016) 1-21.
- [8] : Zdruli, P. Land resources of the Mediterranean: status, pressures, trends and impacts on future regional development. *Land Degradation & Development*, **25 (4)** (2014) 373-384.
- [9] : Korkanç, S.Y., Korkanç M. Physical and chemical degradation of grassland soils in semi-arid regions: A case from Central Anatolia, Turkey. *Journal of African Earth Sciences*, **124** (2016) 1-11.

- [10] : Mrabet, R. *Am. J. Effects of residue management and cropping systems on wheat yield stability in a semiarid Mediterranean clay soil. Plant Sci*, **2** (2011) 202-216.
- [11] : Moussadek R., (2012). Impacts de l'agriculture de conservation sur les propriétés et la productivité des vertisols du Maroc Central. Thèse, Université de Gant, Belgique
- [13] : Benmansour, M., Mabit, L., Noura, A., Moussadek, R., Bouksirate, H., Duchemin, M Benkdad, A. Assessment of soil erosion and deposition rates in a Moroccan agricultural field using fallout ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. *Journal of environmental radioactivity*, **115** (2013) 97–106.
- [14] : Fehri, N. La palmeraie des Îles Kerkennah (Tunisie), un paysage d'oasis maritime en dégradation : déterminisme naturel ou responsabilité anthropique ? *Géographie physique et environnement*, **5** (2011) 167-189.
- [15] : Gouaidia, L., Guefaïfia, O., Boudoukha, A., LaidHemila, M., Martin, C. Évaluation de la salinité des eaux souterraines utilisées en irrigation et risques de dégradation des sols : exemple de la plaine de Meskiana (Nord-Est Algérien). *Physio-Géo*, **6** (2012) 141-160.
- [16] : Wang, X. B., Cai, D. X., Hoogmoed, W. B., Oenema, O., Perdok, U. D. Developments in conservation tillage in rainfed regions of North China. *Soil and Tillage Research*, **93 (2)** (2007) 239-250.
- [17] : Ghimire, R., Lamichhane, S., Acharya, B. S., Bista, P., Sainju, U. M. Tillage, crop residue, and nutrient management effects on soil organic carbon in rice-based cropping systems: A review. *Journal of integrative agriculture*, **16 (1)** (2017) 1-15.
- [18] : Assemien, E. F. L., (2018). Impact de pratiques agricoles conventionnelles et innovantes sur la fertilité des sols et les acteurs microbiens impliqués dans la zone de savanes humides de Côte d'Ivoire. Thèse, Université de Lyon.
- [19] : Gomiero, T. Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge. *Sustainability*, **8(3)** (2016) 281.
- [20] : De Moraes Sá JC, Ségué L, Tivet F, Lal R, Bouzinac S, Borszowski PR, Briedis C, dos Santos JB, da Cruz Hartman D, Bertoloni CG, Rosa J, Friedrich T. Carbon Depletion by Plowing and its Restoration by No-Till Cropping Systems in Oxisols of Subtropical and Tropical Agro-Ecoregions in Brazil, *Land Degradation and Development*, **26 (6)** (2015) 531–543.

- [21] : Del Montiel-Rozas, M. D. M., Panettieri, M., Madejón, P., Madejón, E. Carbon sequestration in restored soils by applying organic amendments. *Land Degradation and Development*, **27 (3)** (2015) 620–629.
- [22] : Chen, X., Duan, Z., and Tan, M. Restoration affect soil organic carbon and nutrients in different particle-size fractions. *Land Degradation & Development*, **27 (3)** (2016) 561–572.
- [23] : Bessam, F., Mrabet, R. Long-term changes in soil organic matter under conventional tillage and no-tillage systems in semiarid Morocco. *Soil use and management*, **19 (2)** (2003) 139–143.
- [24] : Sheehy, J., Regina, K., Alakukku, L., Six, J. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems. *Soil and Tillage Research*, **150** (2015) 107–113.
- [25] : Du, X.B., Chen, C., Luo, L.J., Xia, L.P., Liu, K., Chen, Y.H, Yu, X.Q. Long-term no-tillage direct seeding mode for water-saving and drought-resistance rice production in rice-rapeseed rotation System. *Rice Science*, **21 (4)** (2014) 210–216.
- [26] : Xu, J., Han, H., Ning, T., Li, Z., Lal, R. Long-term effects of tillage and straw management on soil organic carbon, crop yield, and yield stability in a wheat-maize system. *Field Crops Research*, **233** (2019) 33-40.
- [27] : Li, Y., Hu, S., Chen, J., Müller, K., Li, Y., Fu, W., Lin, Z., Wang, H. Effects of biochar application in forest ecosystems on soil properties and greenhouse gas emissions: a review. *Journal of Soils and Sediments*, **18 (2)** (2018) 546-563.
- [28] : Lal, R., Follett, R.F., Stewart B.A., Kimble J.M. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil science*, **172 (12)** (2007) 943–956.
- [29] : Coleman, D.C., Wall, D., (2014). Soil fauna: occurrence, biodiversity and roles in ecosystem function. In: Paul, E.A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, fourth ed. Academic Press, San Diego, 111-150.
- [30] : Saenger, A., (2013). Caractérisation et stabilité de la matière organique du sol en contexte montagnard calcaire : proposition d'indicateurs pour le suivi de la qualité des sols à l'échelle du paysage. Thèse, Université de Grenoble.
- [31] : Algayer, B., (2012). Variabilité à court terme de la stabilité structurale des sols et processus physico chimiques associés. Thèse, Université Orléans.

- [33] : Badraoui, M., Soudi, B., Farhat, A. Variation de la qualité des sols : Une base pour évaluer la durabilité de la mise en valeur agricole sous irrigation par pivot au Maroc. *Etude et Gestion des Sols*, **5** (1998) 227–234.
- [34] : Cao, M., Zhang, Q., Shugart, H.H. Dynamic responses of African ecosystem carbon cycling to climate change. *Climate Research*, **17(2)** (2001) 183–193.
- [35] : Keesstra, S.D., Quinton J.N., van der Putten W.H., Bardgett R.D., Fresco L.O. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil*, **2** (2) (2016) 111.
- [37] : Lal, R., Kraybill, D., Hansen, D.O., Singh, B.R., Mosogoya, T., Eik, L.O. eds., (2016). *Climate Change and Multi-Dimensional Sustainability in African Agriculture: Climate Change and Sustainability in Agriculture*. Columbus, Springer International Publishing.
- [39] : Barrow, C. J., (1991). *Land degradation: development and breakdown of terrestrial environments*. Cambridge University Press, Cambridge.
http://assets.cambridge.org/97805214/66158/frontmatter/9780521466158_frontmatter.pdf
- [40] : Oldeman, L.R., Hakkeling, R. U., Sombroek, W.G., (1991). World map of the status of human-induced soil degradation: an explanatory note. 2nd. rev. Ed. *Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD)*. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/447369>
- [42] : Lal, R. Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B : Biological Sciences*, **352(1356)** (1997) 997-1010.
- [43] : Lal, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*, **7(5)** (2015) 5875-95.
- [44] : De Long, C., Cruse, R., Wiener, J. The soil degradation paradox: Compromising our resources when we need them the most. *Sustainability*, **7 (1)** (2015) 866–879.
- [45] : Karlen, D.L., Rice C.W. Soil degradation : Will humankind ever learn? *Sustainability*, **7(9)** (2015) 12490-12501.
- [46] : Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S. *Nature*, **418 (6898)** (2002) 671-677.
- [47] : Pimentel, D., Pimentel, M.H. (2008). *Food, energy, and society*, 3rd ed. Colorado University. Press, Boulder, CO, 363p.

- [48] : Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G. Environmental impact of different agricultural management practices : conventional vs. organic agriculture. *Critical reviews in Plant Sciences*, **30 (1-2)** (2011) 95–124.
- [49] : Sione, S.M.J, Wilson, M.G., Lado. M., González, A.P. Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index. *Catena*, **150** (2017) 79-86.
- [50] : Nizeyimana, E.L., Petersen, G.W., Imhoff, M.L., Sinclair, H.R., Waltman, S.W., Reed-Margetan, D.S., Levine, E.R. and Russo, J.M. Assessing the impact of land conversion to urban use on soils with different productivity levels in the USA. *Soil Science Society of America Journal*, **65(2)** (2001) 391–402.
- [51] : Montgomery, D.R. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104 (33)** (2007) 13268–13272.
- [52] : Baumer, M. (1987). Agroforesterie et désertification : Le rôle possible de l'agroforesterie dans la lutte contre la désertification et la dégradation de l'environnement. CTA, Wageningen (Ed), 260 p.
- [55] : Lal, R. Offsetting global CO₂ emissions by restoration of degraded soils and intensification of world agriculture and forestry. *Land Degradation & Development*, **14 (3)** (2003) 309-322.
- [56] : Tully, K., Sullivan, C., Weil, R., Sanchez, P. The state of soil degradation in Sub-Saharan Africa: Baselines, trajectories, and solutions. *Sustainability*. **7 (6)** (2015) 6523–6552.
- [57] : Keesstra, S., Mol, G., de Leeuw, J., Okx, J., de Cleen, M., Visser, S. Soil-related sustainable development goals: four concepts to make land degradation neutrality and restoration work. *Land*, **7 (4)** (2018) 133.
- [58] : Raclot, D., Le Bissonnais, Y., Annabi, M., Sabir, M., Smetanova, A. Main issues for preserving Mediterranean soil resources from water erosion under global change. *Land degradation and development*, **29 (3)** (2018) 789-799.
- [59] : Girard, M.C., Walter, C., Rémy, J.C., Berthelin, J., Morel, J.L., (2005). Maîtrise de la structure du sol : travail et non travail du sol. *Sol et environnement*, Dunod (Ed.), 816p, Paris.
- [61] : Drechsel, P., Kunze, D., De Vries, F.P. Soil nutrient depletion and population growth in sub-Saharan Africa: A Malthusian nexus? *Population and Environment*. **22(4)** (2001) 411–423.

- [62] : Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R., Iaquina, P. Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS : an application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology*, **112 (3-4)** (2009) 228–245.
- [63] : Alkharabsheh, M.M., Alexandridis, T.K., Bilas, G., Misopolinos, N., Silleos, N. Impact of land cover change on soil erosion hazard in northern Jordan using remote sensing and GIS. *Procedia Environmental Sciences*, **19** (2013) 912–921.
- [64] : Reynolds, J.F., Smith, D.M.S., Lambin, E.F., Turner, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J.E. and Huber-Sannwald, E. Global desertification : building a science for dryland development. *Science*, **316 (5826)** (2007) 847–851.
- [65] : Scherr, S.J., (1999). Soil degradation: a threat to developing-country food security by 2020? International Food Policy Research Institute, **27**, Washington, DC.
- [66] : Arabi, M., Bourougaa, L., Kedaïd, O.K. Intensification de l'agriculture et réduction des risques érosifs en milieu semi-aride algérien. *Actes des JSIRAUF, Hanoi*, (2007)1-7.
- [67] : Roose E, Duchaufour H, De Noni G., (2012). Lutte antiérosive, réhabilitation des sols tropicaux et protection contre les pluies exceptionnelles. Colloques et Séminaires, IRD éditions, Marseille. 758 p.
- [68] : Saber, N., Mrabet, R. Impact of no tillage and crop sequence on selected soil quality attributes of a vertic calcixeroll soil in Morocco. *Agronomie*, **22 (5)** (2002) 451–459.
- [69] : Iaaich, H., Moussadek, R., Baghdad, B., Mrabet, R., Douaik, A., Abdelkrim, D., Bouabdli. A. Soil erodibility mapping using three approaches in the Tangiers province–Northern Morocco. *International Soil and Water Conservation Research*, **4 (3)** (2016) 159–167.
- [70] : Schilling, J., Freier, K. P., Hertig, E., Scheffran, J. Climate change, vulnerability and adaptation in North Africa with focus on Morocco. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **156** (2012) 12-26.
- [72] : Calvet, R., Chenu, C., Houot, S., (2015). Les matières organiques des sols. Éditions France Agricole.
- [74] : Lu, D., Li, G., Valladares, G.S., Batistella, M. Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degradation & Development*, **15 (5)** (2004) 499–512.
- [75] : Zhang, G.S., Chan, K.Y., Oates, A., Heenan, D.P., Huang, G.B. Relationship between soil structure and runoff/soil loss after 24 years of conservation tillage. *Soil and Tillage Research*, **92** (2007) 122-128.

- [76] : Goutal, N., (2012). Modifications et restauration de propriétés physiques et chimiques de deux sols forestiers soumis au passage d'un engin d'exploitation. Thèse, AgroParisTech, France.
- [77] : Laouina, A. Conservation des eaux et des sols au Maroc : prise en compte de la diversité géographique. *Norois*. **(1)** (2010) 85–99.
- [78] : Schoenholtz, S. H., Van Miegroet, H., & Burger, J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest ecology and management*, **138** (1-3) (2000) 335-356.
- [79] : Morgan R.P.C., (2005). Soil and Conservation. 3rd ed.; Blackwell Publishing: Cornwall, UK.
- [80] : Al Masmoudi, Y., El Aissaoui, A., El Gharras, O., Ibno Namr, K. Évaluation de la compaction d'un vertisol par pénétrométrie horizontale et verticale. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, **6** (1) (2017) 48-54.
- [81] : Amara, M., Kheyar, M.O., Harrad, F. Effet de la succession des machines agricoles pour la mise en place d'un blé sous pivot sur le développement des racines et conséquences sur le rendement. *Terre et vie*, **(98)** (2006) 1.
- [82] : Vian, J.F., (2009). Comparison of different tillage systems in organic farming: effect of soil structure and organic matter repartition on soil micro-organisms and their activities of carbon and nitrogen mineralization. Thèse, AgroParisTech.
- [83] : Compagnone, C., Sigwalt, A., Pribetich, J. Les sols dans la tête. Pratiques et conceptions des sols d'agriculteurs vendéens. *Étude et gestions des sols*, **20** (2) (2013) 81–95.
- [84] : Roger-Estrade, J., Richard, G., Boizard, H., Boiffin, J., Caneill, J., Manichon, H. Modelling structural changes in tilled topsoil over time as a function of cropping systems. *Eur. J. Soil Sci.*, **51** (2000) 455-474.
- [85] : Barto, E.K., Alt, F., Oelmann, Y., Wilcke, W., Rillig, M.C. Contributions of biotic and abiotic factors to soil aggregation across a land use gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, **42** (12) (2010) 2316-2324.
- [86] : Shu, X., Zhu, A., Zhang, J., Yang, W., Xin, X., Zhang, X. Changes in soil organic carbon and aggregate stability after conversion to conservation tillage for seven years in the Huang-Huai-Hai Plain of China. *Journal of Integrative Agriculture*, **14** (6) (2015) 1202-1211.
- [87] : Małecka, I., Swędrzyńska, D., Sawinska, Z., Bleharczyk, A., Piechota, T. J. Winter Wheat Yield and Soil Properties Response to Long-term Non-inversion Tillage. *Agr. Sci. Tech.*, **17** (2015) 1571-1584.

- [88] : Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*, **241 (2)** (2002) 155-176.
- [89] : Razafimbelo, T.M., Albrecht, A., Basile, I., Borschneck, D., Bourgeon, G., Feller, C., et al. Effet de différents systèmes de culture à couverture végétale sur le stockage du carbone dans un sol argileux des Hautes Terres de Madagascar. *Etude et gestion des sols*, **13 (2)** (2006) 113–127.
- [90] : Lal, R., Stewart, B.A. (Eds), (2013). Principles of sustainable soil management in agroecosystems. Advances in Soil Science, CRC Press. 198p.
- [91] : Lal, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, **304 (5677)** (2004) 1623-1627.
- [93] : Acar, M., Celik, I., Günal, H. Effects of long-term tillage systems on aggregate-associated organic carbon in the eastern Mediterranean region of Turkey. *Eurasian Journal of Soil Science*, **7 (1)** (2018) 51-58.
- [94] : Lal, R. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop science*, **50** (2010) 120–131.
- [95] : Domínguez, A., Bedano, J.C., Becker, A.R. Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. *Soil and Tillage Research*, **110 (1)** (2010) 51-59.
- [96] : Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G. Is there a need for a more sustainable agriculture? Critical reviews in *plant science*, **30(1-2)** (2011b) 6-23.
- [97] : Friedrich, T., Kassam, A. No-till farming and the environment: do no-till systems require more chemicals? *Outlooks on Pest Management*, **23 (4)** (2012) 153–157.
- [98] : Carr, P.M., Brevik, E.C., Horsley, R.D., Martin, G.B. Long-Term No-Tillage Sequesters Soil Organic Carbon in Cool Semiarid Regions. *Soil Horizons*, **56 (6)** (2015).
- [99] : Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, **4(8)** (2014) 678.
- [100] : Kabiri, V., Raiesi, F., Ghavazi, M.A. Six years of different tillage systems affected aggregate-associated SOM in a semi-arid loam soil from Central Iran. *Soil and Tillage Research*, **154** (2015) 114-125.

- [101] : Domínguez, A., Bedano, J.C. The adoption of no-till instead of reduced tillage does not improve some soil quality parameters in Argentinean Pampas. *Applied soil ecology*, **98** (2016) 166–176.
- [102] : Bottinelli, N., Angers, D.A., Hallaire, V., Michot, D., Le Guillou, C., Cluzeau, D., Cluzeau, D., Heddadj, D., Menasseri-Aubry S. Tillage and fertilization practices affect soil aggregate stability in a Humic Cambisol of Northwest France. *Soil and Tillage Research*, **170** (2017) 14-17.
- [1] : Bogunovic, I., Pereira, P., Kisic, I., Sajko, K., Sraka, M. Tillage management impacts on soil compaction, erosion and crop yield in Stagnosols (Croatia). *Catena*, **160** (2018) 376–384.
- [104] : Verhulst, N., Govaerts, B., Verachtert, E., Castellanos-Navarrete, A., Mezzalama, M., Wall, P., Decker, J., Sayre, K.D., (2010). Conservation agriculture, improving soil quality for sustainable production systems? In: Lal, R., Stewart, B.A. (Eds.), *Advances in Soil Science: Food Security and Soil Quality*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1799267585, 137–208.
- [105] : Chenu, C., Abiven, S., Annabi, M., Barray, S., Bertrand, M., Bureau, F., Cosentino, D.J., Darboux, F., Duval, O., Fourrié, L. and Francou, C. Mise au point d'outils de prévision de l'évolution de la stabilité de la structure de sols sous l'effet de la gestion organique des sols. *Etude et Gestion des sols*, **18 (3)** (2011) 161–174.
- [106] : Obour A.K., Mikha M.M., Holman J.D., Stahlman P.W. Changes in soil surface chemistry after fifty years of tillage and nitrogen fertilization. *Geoderma*, **308** (2017) 46-53.
- [107] : Defelice, M.S., Carter, P.R., Mitchell, S.B. Influence of tillage on corn and soybean yield in the United States and Canada. *Crop Manage. Crop Manage*, **5(1)** (2006) 1-17.
- [108] : Sturny, W.G., Chervet, A., Maurer-Troxler, C., Ramseier, L., Müller, M., Schafflützel, R., Richner, W., Streit, B., Weisskopf, P., Zihlmann, U. Direktsaat und Pflug im Systemvergleich-eine Synthese. *Agrarforschung*, **14** (2007) 350–357.
- [109] : Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., Li, H. Current status of adoption of notill farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, **3** (2010) 1–25.
- [110] : Derpsch, R., Franzluebbbers, A.J., Duiker, S.W., Reicosky, D.C., Koeller, K., Friedrich, T., Sturny, W.G, Sa, J.C.M., Weiss, K. Why do we need to standardize no-tillage research? *Soil & Tillage Research*, **137** (2014) 16–22.
- [111] : Serpanité, G. L'agriculture de conservation à la croisée des chemins en Afrique et à Madagascar. *VertigO : Revue électronique en sciences de l'environnement*, **9 (3)** (2009) 1-21.

- [113] : Araya, T., Cornelis, W. M., Nyssen, J., Govaerts, B., Bauer, H., Gebreegziabher, T., Oicha, T., Raes, D., Sayre, K.D., Haile, M. and Deckers, J. Effects of conservation agriculture on runoff, soil loss and crop yield under rainfed conditions in Tigray, Northern Ethiopia. *Soil Use and Management*, **27 (3)** (2011) 404-414.
- [114] : Powlson, D. S., Stirling, C.M, Thierfelder, C., White, R.P., Jat, M.L. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **220** (2016) 164-174.
- [115] : Mitchell, J.P., Carter, L.M., Reicosky, D.C., Shrestha, A., Pettygrove, G.S., Klonsky, K.M., Marcum, D.B., Chessman, D., Roy, R., Hogan, P. and Dunning, L. A history of tillage in California's Central Valley. *Soil and Tillage Research*, **157** (2016) 52-64.
- [116] : Mrabet, R, Moussadek, R, Fadlaoui, A, Van Ranst, E. Conservation agriculture in dry areas of Morocco. *Field Crops Research*, **132** (2012) 84-94.
- [117] : Gomez, J.A., Battany, M., Renschler, C.S., Fereres, E. Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil Use Manage*, **19** (2003) 127-134.
- [120] : Steinbeck J. (1939). In: *The Grapes of Wrath*. New. Reprinted 2002 by Penguin Books. New York.
- [121] : Worster, D., (2004). *Dust Bowl: The Southern Plains in the 1930s* (Twenty-fifth Anniversary Edition), Oxford University Press: New York, USA, 304p.
- [123] : Lal R., Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, **70 (3)** (2015) 55A-62A.
- [124] : Faulkner, E.H. (1943). *Plowman's Folly*. Norman, University of Oklahoma Press.
- [125] : Jack, W.T. (1946). *The Furrow and Us*. Philadelphia, Dorrance.
- [126] : Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R., Kienzl, J. Overview of the Worldwide Spread of Conservation Agriculture. *Field Actions Science Reports*, **8** (2015) 1-11.
- [128] : Kassam, A. Friedrich, T., & Derpsch, R. Global spread of Conservation Agriculture. *International Journal of Environmental Studies*, **76(1)** (2019) 29-51.
- [130] : Bottinelli, N. (2010), Evolution de la structure et de la perméabilité d'un sol en contexte de non labour associé à l'apport d'effluent d'élevage : rôle de l'activité lombricienne. Thèse, Université Européenne de Bretagne.

- [131] : Le Bissonnais, Y. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of soil science*, **47 (4)** (1996) 425–437.
- [132] : Barthès, B., Roose, E. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena*, **47** (2002) 133–149.
- [133] : Haynes, R.J. Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biology and Fertility of Soils*, **30 (4)** (2000) 270–275.
- [134] : Loveland, P., Webb, J. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions? a review. *Soil and Tillage Research*, **70 (1)** (2003) 1-18.
- [135] : Ojeda, G., Alcañiz J.M., Le Bissonnais Y. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **125 (1–4)** (2008) 48-56.
- [136] : Annabi, M., Le Bissonnais, Y., Villio-Poitrenaud, M.L., Houot, S. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **144 (1)** (2011) 382-389.
- [137] : Guettar, F. (2018). Influence des apports de la matière organique sur la stabilité structurale et la fertilité des sols dans le cadre de l’agriculture de conservation dans la plaine d’Annaba. Magister, Université Ferhat Abbas, Sétif 1.
- [138] : Blevins, R. L., Lal, R., Doran, J. W., Langdale, G. W., Frye, W. W. (2018). Conservation tillage for erosion control and soil quality. In: Pierce, F.J., (ed). *Advances in soil and water conservation*. Routledge, New York, 51-68.
- [139] : Sasal, M.C., Andriulo, A.E., Taboada, M.A. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil and Tillage Research.*, **87(1)** (2006) 9-18.
- [140] : Álvaro-Fuentes, J., Arrue, J.L., Gracia, R. and Lopez, M.V. Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma*, **145 (3-4)** (2008) 390-396.
- [141] : Moussadek, R., Mrabet, R., Zante, P., Lamachère, J.M., Pepin, Y., Le Bissonnais, Y., Ye, L., Verdoodt, A., Ranst, E.V. Effets du travail du sol et de la gestion des résidus sur les propriétés du sol et sur l’érosion hydrique d’un Vertisol Méditerranéen. *Canadian Journal of Soil Science*, **91 (4)** (2011) 627–635.

- [142] : Mrabet, R., Saber, N., El-Brahli, A., Lahlou, S., Bessam, F. Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil and Tillage Research*, **57(4)**, (2001) 225-235.
- [143] : Vanasse, A. (2012). Guide de production : Les céréales à paille. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Danielle Jacques édition, Québec, 148.
- [144] : Alongo, S., Kombele, F. Evolution de la densité apparente et du rapport C/N du sol sous les variétés exotiques et locale de manioc dans les conditions naturelles de Kisangani (R.D. Congo). *Annales de l'Institut Facultaires des sciences agronomiques de Yangambi*, Hal-00877116, spécial (1) (2009) 197-214.
- [145] : Blanco-Canqui, H., Lal R. Soil structure and organic carbon relationships following 10 years of wheat straw management in no-till. *Soil and Tillage Research*, **95** (2007) 240-250.
- [146] : Sithole, N.J., Magwaza, L.S., Mafongoya, P.L. Conservation agriculture and its impact on soil quality and maize yield: A South African perspective. *Soil & Tillage Research*, **162** (2016) 55–67.
- [147] : Eynarda, A, Schumachera, T.E., Lindstromb, M.J., Maloa, D.D. Porosity and Pore-Size Distribution in Cultivated Ustolls and Usterts. *Soil Science Society of America Journal*, **68** (2004) 1927-1934.
- [148] : Daraghmeh, O.A., Jensen, J.R., Petersen, C.T. Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma*, **150 (1-2)** (2009) 64-71.
- [149] : Abdellaoui, Z, Teskrat, H, Belhadj, A, Zaghouane, O. Étude comparative de l'effet du travail conventionnel, semis direct et travail minimum sur le comportement d'une culture de blé dur dans la zone subhumide. *Options Méditerranéennes*, **96** (2011) 71–87.
- [150] : Zuber, S. M., Behnke, G. D., Nafziger, E. D., Villamil, M. B. Crop rotation and tillage effects on soil physical and chemical properties in Illinois. *Agronomy Journal*, **107(3)** (2015) 971-978.
- [151] : Dolan, M.S., Clapp, C.R., Allmaras, R.R., Baker, J.M., Molina, J.A.E. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage: residue and nitrogen management. *Soil Tillage Res*, **89** (2006) 221–231.
- [152] : Stewart, C.E., Halvorson, A.D., Delgado, J.A. Long-term N fertilization and conservation tillage practices conserve surface but not profile SOC stocks under semi-arid irrigated corn. *Soil & Tillage Research*, **171** (2017) 9–18.
- [153] : Bescansa, P., Imaz, M.J., Virto, I., Enrique, A., Hoogmoed, W.B. Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. *Soil & Tillage Research*. **87** (2006) 19–27.

- [154] : Thierfelder, C., Wall, P. C. Effects of conservation agriculture techniques on infiltration and soil water content in Zambia and Zimbabwe. *Soil and tillage research*, **105 (2)** (2009) 217-227.
- [155] : Bouzza, A. (1990). Water conservation in wheat rotations under several management and tillage systems in semiarid areas. PhD Dissertation. University. of Nebraska, Lincoln.
- [156] : Arshad, M.A., Franzluebbers, A.J. et Azooz, R.H. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil & Tillage Research*, **53** (1999) 41-47.
- [157] : Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H. et Alberts, E.E. Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. *Soil Science Society of America Journal*, **68** (2004) 567-576.
- [158] : Lampurlanés, J. et Cantero-Martínez, C. Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil & Tillage Research*, **85** (2006) 13-26.
- [159] : Hiel, M.P., Chélin, M., Parvin, N., Barbieux, S., Lemtiri, A., Colinet, G., Degré, A., Bodson, B. and Garré, S. Crop residue management in arable cropping systems under temperate climate. Part 2: Soil physical properties and crop production. A review. *Agronomie, Société et Environnement*, **20 (1)** (2016) 245-256.
- [160] : Ibno Namr, K. (2005). Effet à moyen terme du travail du sol de la gestion des résidus de récolte et de la rotation céréalière sur la qualité chimique d'un sol calcimagnésique à caractère vertique dans le semi-aride marocain. Thèse, Université Chouaib Doukkali.
- [161] : Ibno, Namr, K., & Mrabet, R. Influence of agricultural management on chemical quality of a clay soil of semi-arid Morocco. *Journal of African Earth Sciences*, **39 (3-5)** (2004) 485-489.
- [162] : Houx Lii J.H., Wiebold, W.J. Fritschi, F.B. Long-term tillage and crop rotation determines the mineral nutrient distributions of some elements in a Vertic Epiaqualf. *Soil Tillage Res*, **112 (1)** (2011) 27–35.
- [163] : Thompson, C.A., Whitney, D.A. Effects of 30 years of cropping and tillage systems on surface soil test changes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **31** (2000) 241–257.
- [164] : Mloza-Banda, H. R., Makwiza, C. N., et Mloza-Banda, M. L. Soil properties after conversion to conservation agriculture from ridge tillage in Southern Malawi. *Journal of Arid Environments*, **127** (2016) 7-16.
- [165] : Mechri, M., Saidi, W., Hajri, R., Haloui, N., Jarrahi, T., Hanachi, M.A., Gharbi, A., Jedidi, N. Effet du mode de semis, du précédent cultural et de la fertilisation azotée sur l'évolution du carbone et de

- l'azote du sol au cours d'un cycle de production d'une culture de fenugrec (*Trigonella foenum-graecum* L.). *Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology*, **26 (2)** (2016) 1425-1438.
- [166] : Varvel, G.E., Wilhelm, W.W. No-tillage increases soil profile carbon and nitrogen under long-term rainfed cropping systems. *Soil Tillage Res.*, **114** (2011) 28-36.
- [167] : Dikgwatlhe, S.B., Chen, Z.D., Lal, R., Zhang, H.L., Chen, F. Changes in soil organic carbon and nitrogen as affected by tillage and residue management under wheat–maize cropping system in the North China Plain. *Soil Tillage Res.*, **144** (2014) 110-118.
- [168] : Zhang, H., Zhang, Y., Yan, C., Liu, E., Chen, B. Soil nitrogen and its fractions between long-term conventional and no-tillage systems with straw retention in dryland farming in northern China. *Geoderma*, **269** (2016) 138–144.
- [169] : Mazzoncini, M., Antichi, D., Di Bene, C., Risaliti, R., Petri, M. and Bonari, E., 2016. Soil carbon and nitrogen changes after 28 years of no-tillage management under Mediterranean conditions. *European journal of agronomy*, **77** (2016) 156-165.
- [170] : Ben Hassine, H., Aloui, T., Gallali, T., Bouzid, T., El Amri, S., Ben Hassen, R. Évaluation quantitative et rôles de la matière organique dans les sols cultivés en zones subhumides et semi-arides méditerranéennes de la Tunisie. *Agrosolutions*, **19 (2)** (2008) 4-17.
- [171] : Séguy, L., Bouzinac, S., Husson, O., 2006. Direct-seeded tropical soil systems with permanent soil cover: learning from brazilian experience. Biological approaches to sustainable soil systems. in. Uphoff, N., Ball, A.S., Fernandes, E., Herren, H., Husson, O., Laing, M., Palm, C., Pretty, J., Sanchez, P., Sanginga, N. and Thies, J., (Ed.). Biological approaches to sustainable soil systems. CRC Press, USA, 323-336.
- [172] : Bolliger, A., Magid, J., Amado, T. J. C., Skora, F. N., Santos, M. F. R., Calegari, A., Ralisch, R., Neergaard, A. Taking stock of the Brazilian zero - till revolution: a review of landmark research and farmers practice. *Advances in Agronomy*, **91** (2007) 47-64.
- [173] : Laurent, F. (2015). L'agriculture de conservation et sa diffusion en France et dans le monde. *Cybergeo* : European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage, document 747. DOI : 10.4000/ cybergeo.27284
- [174] : Martin-Rueda, I., Munoz-Guerra, L.M., Yunta, F., Esteban, E., Tenorio, J.L., Lucena, J.J. Tillage and crop rotation effects on barley yield and soil nutrients on a Calcicortidic Haploxeralf. *Soil and Tillage Research*, **92 (1-2)** (2007) , 1-9.

- [176] : Costa, S.E.V.G.A., Souza, E.D., Anghinoni, I., Flores, J.P.C., Vieira, F.C.B., Martins, A.P., Ferreira, E.V.O. Patterns in phosphorus and corn root distribution and yield in long-term tillage systems with fertilizer application. *Soil Tillage Res.*, **109** (2010) 41–49.
- [177] : Deubel, A., Hofmann, B., Orzessek, D. Long-term effects of tillage on stratification and plant availability of phosphate and potassium in a loess chernozem. *Soil and Tillage Research*, **117** (2011) 85–92.
- [179] : Triplett, G. B., and Dick, W.A. No-Tillage Crop Production: A Revolution in Agriculture. *Agronomy journal*, **100** (2008) 153-165.
- [181] : Gobat, J., Aragno, M., Matthey, W., (2010). Le sol vivant : Bases de pédologie, Biologie des sols. Ed.L Presses Polytechniques et Universitaires Romandes 3^{ème} éd., Lausanne p.817.
- [182] : Kellogg, C. E. (1938). Soil and society. in: Knight, H. G., Kellogg, C. E., Barnes, C. P., McCall, M. A., Allin, B. W., Patrick, A. L., Baker, O. E., Enlow, C. R., Bressman, E. N., Munns, E. N., and Hambidge, G. (ed). Soils and Men: Yearbook of Agriculture, Washington, 863–886.
- [183] : Arrouays, D., Feller, C., Jolivet, C., Saby, N., Andreux, F., Bernoux, M., Cerri, C. Estimation de stocks de carbone organique des sols à différentes échelles d'espace et de temps. *Étude et Gestion des Sols*, **10 (4)** (2003) 347-355,
- [184] : Jobbagy, E.G., Jackson, R.B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, **10** (2000) 423–436,
- [185] : Azeez, G., (2009). Soil carbon and organic Farming: A Review on the Relationship Between Agriculture and Soil Carbon Sequestration, and How Organic Farming Can Contribute to Climate Change Mitigation and Adaptation. Soil Association, Bristol, UK.
- [187] : Lefevre, R., (2015). Matière organique stable du sol : dynamique et mécanismes de (dé)stabilisation. Thèse, Université Pierre et Marie Curie.
- [188] : Di-Giovanni, C., Disnar, J., Bakyono, J., Kéravis, D., Millet, F., Olivier, J.E. Determination of eroded geological formations using organic matter characterization (Moulin basin, Alpes-de-Haute-Provence, France). *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Series IIA Earth and Planetary Science*, **331 (1)** (2000) 7-14.
- [189] : Kögel-Knabner, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, **34** (2002) 139–162.

- [190] : Brady, N.C., Weil, R.R., (2002). Micronutrients and other trace elements. The nature and properties of soils. 13th Ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ., 638-668.
- [191] : Traversa, A., D'Orazio, V., Senesi, N. Properties of dissolved organic matter in forest soils: influence of different plant covering. *Forest Ecology and Management*, **256 (12)** (2008) 2018-2028.
- [192] : Fang, X., Xue, Z., Li, B., An, S. Soil organic carbon distribution in relation to land use and its storage in a small watershed of the Loess Plateau, China. *Catena*, **88 (1)** (2012) 6-13.
- [193] : Calvet, R. (2013). Le sol. France Agricole (Ed), France.
- [194] : Russell, E.W. The role of organic matter in soil fertility. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, **281 (980)** (1977) 209–219.
- [195] : Young, I.M., Crawford, J.W., 2004. Interactions and Self-Organization in the Soil-Microbe Complex. *Science*, **304 (5677)** (2004) 1634-1637.
- [196] : Amand, L., Langlois, N., (2009). Agriculture biologique : les grands principes de production et l'environnement professionnel. Educagri Editions, Dijon.
- [197] : Soltner, D., (2016). Agroécologie. Guide de la nouvelle agriculture su sol vivant : l'agriculture de conservation des sols : sans labour, avec couverts, légumineuses et rotations. 2^{ème} édition, Collection STA. France, 120p.
- [198] : Harden, J. W., Hugelius, G., Ahlström, A., Blankinship, J. C., Bond-Lamberty, B., Lawrence, C. R., Loisel, J., Malhotra, A., Jackson, R.B., Ogle, S. and Phillips, C. Networking our science to characterize the state, vulnerabilities, and management opportunities of soil organic matter. *Global change biology*, **24(2)** (2018) e705-e718.
- [199] : Coq, S., Barthès, B.G., Oliver, R., Rabary, B., Blanchart, E. Earthworm activity affects soil aggregation and organic matter dynamics according to the quality and localization of crop residues-An experimental study (Madagascar). *Soil Biology and Biochemistry*, **39(8)** (2007) 2119-2128.
- [200] : Kravchenko, A.N., Guber, A.K. Soil pores and their contributions to soil carbon processes. *Geoderma*, **287** (2017) 31–39.
- [201] : Guttières, R., (2018). Priming-effect : vers un mécanisme universel de contrôle du bilan stockage-déstockage du carbone organique. Approfondissements théoriques, généralisation aux milieux aquatiques et cultivés. Thèse, Université de Sorbonne.

- [203] : Schmidt, M.W, Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A. and Nannipieri, P. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, **478 (7367)** (2011) 49.
- [204] : Abbott, L.K., Murphy, D.V. (Ed). (2003). Soil biological fertility: a key to sustainable land use in agriculture. Book, Springer, Kluwer Academic Publishing, London.
- [205] : Sainju, U.M., Lenssen, A.W., Caesar-Ton That, T., Jabro, J.D., Lartey, R.T., Evans, R.G., Allen, B.L. Dryland residue and soil organic matter as influenced by tillage, crop rotation, and cultural practice. *Plant and soil*, **338 (1-2)** (2011) 27–41.
- [206] : Nandwa, S.M., (2001). Soil organic carbon (SOC) management for sustainable productivity of cropping and agro-forestry systems in Eastern and Southern Africa. In: Managing organic matter in tropical soils: Scope and limitations., Springer, Dordrecht, 143-158.
- [207] : Manlay, R.J., Felle,r C., Swift, M.J. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **119 (3-4)** (2007) 217–233.
- [208] : Armenise, E., Redmile-Gordon, M.A., Stellacci, A.M., Ciccarese, A., Rubino, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, **130** (2013) 91–98.
- [209] : Abdollahi, L., Schjønning, P., Elmholt, S., Munkholm, L.J. The effects of organic matter application and intensive tillage and traffic on soil structure formation and stability. *Soil and Tillage Research*, **136** (2014) 28–37.
- [210] : Kanchikerimath, M., Singh, D. Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize–wheat–cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in semiarid region of India. *Agriculture, ecosystems & environment*, **86 (2)** (2001) 155–162.
- [211] : Banerjee, B., Aggarwal, P.K., Pathak, H., Singh, A.K., Chaudhary, A. Dynamics of organic carbon and microbial biomass in alluvial soil with tillage and amendments in rice-wheat systems. *Environmental monitoring and assessment*, **119 (1-3)** (2006) 173–189.
- [212] : Annabi, M., (2005). Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine : relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Thèse, Institut National Agronomique, Paris-Grignon.

- [213] : Celik, I., Ortas, I., Kilic, S. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research*, **78(1)** (2004)59–67.
- [214] : Onweremadu, E.U., Onyia, V.N., Anikwe, M.A.N. Carbon and nitrogen distribution in water-stable aggregates under two tillage techniques in Fluvisols of Owerri area, southeastern Nigeria. *Soil and Tillage Research*, **97(2)** (2007) 195-206.
- [215] : Celik, I., Gunal, H., Budak, M., Akpinar, C. Effects of long-term organic and mineral fertilizers on bulk density and penetration resistance in semi-arid Mediterranean soil conditions. *Geoderma*, **160 (2)** (2010) 236-243.
- [216] : Diacono, M. and Montemurro, F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, **30** (2010) 401-422.
- [217] : Guillou, C., Angers, D.A., Maron, P.A., Leterme, P., Menasseri-Aubry, S. Linking microbial community to soil water-stable aggregation during crop residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, **50** (2012) 126-133.
- [218] : Ouattara, B., Ouattara, K., Coulibaly, P.J.A., Lompo, F., Yao-Kouam, A., Sédogo, M.P. Determinisme De La Stabilité Structurale Des Sols Cultivés De La Zone Cotonnière Ouest Du Burkina Faso. *African Crop Science Journal*, **25 (3)** (2017) 277-290.
- [220] : Aholoukpè, H., (2013). Matière organique du sol et développement du palmier à huile sous différents modes de gestion des feuilles d'élagage : cas des palmeraies villageoises du département du Plateau au Bénin. Thèse, Université d'Abomey-Calavi Abomey-Calavi, Bénin.
- [221] : Franzluebbers, A.J. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research*. **66(2)** (2002) 197–205.
- [222] : Eyheraguibel B., (2004). Caractérisation des substances humiques biomimétiques : effets sur les végétaux Thèse, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- [223] : Achiba, W. B., Gabteni, N., Lakhdar, A., Du Laing, G., Verloo, M., Jedidi, N., & Gallali, T. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, ecosystems & environment*, **130(3-4)** (2009) 156-163.
- [224] : Janoš, P., Vávrová, J., Herzogová, L., Pilařová, V. Effects of inorganic and organic amendments on the mobility (leachability) of heavy metals in contaminated soil: a sequential extraction study. *Geoderma*, **159(3-4)** (2010) 335-341.

- [225] : Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J. Tillage and soil carbon Sequestration-What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **118(1-4)** (2007) 1-5.
- [226] : Smith, P., Fang, C., Dawson, J.J., Moncrieff, J.B. Impact of global warming on soil organic carbon. *Advances in agronomy*, **97** (2008) 1-43.
- [227] : Wu, Z., Dijkstra, P., Koch, G.W., Penuelas, J., Hungate, B.A. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biology*, **17(2)** (2011) 927-942.
- [228] : Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R., Lahmar, R., Mrabet, R., Basch, G., González-Sánchez, E.J., Serraj, R. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crops Research*, **132** (2012) 7-17.
- [229] : Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.S., Cheng, K., Das, B.S. and Field, D.J. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, **292** (2017) 59-86.
- [230] : Lal, R. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the Soil organic carbon pool in agricultural lands. *land degradation & development*, **17(2)** (2006) 197-209.
- [231] : Ekschmitt, K., Liu, M., Vetter, S., Fox, O. & Wolters, V. Strategies used by soil biota overcome soil organic matter stability - why is dead organic matter left over in the soil? *Geoderma*, **128** (2005) 167-176.
- [232] : Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., Batten, K.M. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, **70 (2)** (2006) 555-569.
- [233] : Mekkaoui, M., (2001). Contribution à l'étude du comportement de l'herbicide tribenuron methyl dans le sol et l'eau. Thèse, Université Mohammed V de Rabat.
- [234] : Huber, S. A., Balz, A., Abert, M., & Pronk, W. Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography–organic carbon detection–organic nitrogen detection (LC-OCD-OND). *Water research*, **45 (2)** (2011) 879-885.
- [235] : Poulain, M., (2005). Structure et dynamique du carbone organique dans les milieux aqueux : relations sédiment-eau. Thèse, Université de Poitiers, France.
- [236] : Hudson, N., Baker, A., & Reynolds, D. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters-a review. *River research and applications*, **23 (6)** (2007) 631-649.

- [237] : Stevenson, F.J., (1982). Extraction, fractionation and general chemical composition of soil organic matter. In: Stevenson, F.J. (Ed.), *Humus Chemistry Genesis Composition Reactions*. John Wiley, New York, 24-58.
- [238] : Jagadamma, S., Lal, R. Distribution of organic carbon in physical fractions of soils as affected by agricultural management. *Biology and Fertility of Soils*, **46 (6)** (2010) 543-554.
- [239] : Roper, M.M., Gupta, V.V.S.R., Murphy, D.V. Tillage practices altered labile soil organic carbon and microbial function without affecting crop yields. *Soil research*, **48 (3)** (2010) 274–285.
- [240] : Wright, A.L., Hons, F.M., Lemon, R.G., McFarland, M.L., Nichols, R.L. Microbial activity and soil C sequestration for reduced and conventional tillage cotton. *Applied soil ecology*, **38 (2)** (2008) 168-173.
- [241] : Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **139 (1-2)** (2010) 224-231.
- [242] : Ogle, S. M., Swan, A., Paustian, K. No-till management impacts on crop productivity, carbon input and soil carbon sequestration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **149** (2012) 37-49.
- [243] : Campbell, C.A., Zentner, R. P., Liang, B.-C., Roloff, G., Gregorich, E. C., and. Blomert, B. Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan – Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science*, **80 (1)** (2000) 179-192.
- [244] : Moussadek, R, Mrabet, R, Dahan, R, Zouahri, A, El Mourid, M, Ranst, E.V. Tillage system affects soil organic carbon storage and quality in Central Morocco. *Applied and Environmental Soil Science*, **2014** (2014) 1-8.
- [245] : Melero, S., Panettieri, M., Madejón, E., Macpherson, H. G., Moreno, F., & Murillo, J. M. Implementation of chiselling and mouldboard ploughing in soil after 8 years of no-till management in SW, Spain: Effect on soil quality. *Soil and Tillage Research*, **112 (2)** (2011)107-113.
- [246] : Andruschkewitsch, R., Geisseler, D., Koch, H.J., Ludwig, B. Effects of tillage on contents of organic carbon, nitrogen, water-stable aggregates and light fraction for four different long-term trials. *Geoderma*, **192** (2013) 368-377.
- [247] : Plaza-Bonilla, D., Cantero-Martínez, C., Viñas, P., Álvaro-Fuentes, J. Soil aggregation and organic carbon protection in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions. *Geoderma*, **193** (2013) 76-82.

- [248] : Dorado, J., Almendros, G., González-Vila, F.J. Response of humic acid structure to soil tillage management as revealed by analytical pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **117** (2016) 56–63.
- [249] : Szajdak, L., Jezierski, A., Cabrera, M.L. Impact of conventional and no-tillage management on soil amino acids, stable and transient radicals and properties of humic and fulvic acids. *Organic Geochemistry*, **34**(5) (2003) 693-700.
- [250] : Mériaux, S., (1954). Contribution à l'étude de l'analyse granulométrique. Thèse, Université de Paris.
- [251] : Duchaufour, P.h., Blum, W.E.H. (1997). Abrégé de pédologie : sol, végétation, environnement. Paris : Masson, 324 p.
- [252] : Grossman, R.B. and Reinsch, T.G., (2002). 2.1 Bulk density and linear extensibility. In: J. H. Dane and G. C. Topp, Eds, Methods of soil analysis: Part 4 physical methods, (methodsofsoilan4), Soil Science Society of America, Madison, Wis, USA, 201-228.
- [253] : Boivin, P., Touma, J. (1988). Variabilité spatiale de l'infiltrabilité d'un sol mesuré par la méthode du double anneau. Cahiers ORSTOM. Série Pédologie, 24(3), 227-234.
- [257] : Viaux, P. Conservation des échantillons de sol en vue d'un dosage de l'azote minéral. *Science du Sol*, **1** (1981) 73-88.
- [258] : Montoroi, J. P. Conductivité électrique de la solution du sol et d'extraits aqueux de sol. *Etude et Gestion des sols*, **4** (1997) 279-298.
- [259] : McGill, W. B., Figueiredo, C. T., (1993). Total nitrogen. Soil sampling and methods of analysis. In: Carter M.R., Ed. Soil Sampling and Methods of Analysis. *Canadian society of soil science*. Lewis publishers. Boca Raton, USA, 201-211.
- [260] : Olsen, S. R., Cote, C. V., Watanabe, F. S., Dean, L. A., (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S., Department of Agriculture Circular, Washington, DC, USA. 939p.
- [261] : Quemener, J. (1979). The Measurement of Soil Potassium, Research Topics No. 4. International Potash Institute, Berne, Switzerland.
- [262] : Metson, A. J., (1956). Methods of chemical analysis for soil survey samples. N. Z. Dep. scient. indo Res. Soil Bur Bull n° 12.

- [263] : Schnitzer, M., Preston, C. M. Analysis of Humic Acids by Solution and Solid-state Carbon-13 Nuclear Magnetic Resonance. *Soil Science Society of America Journal*, **50(2)** (1986) 326-331.
- [264] : Walkley A., Black I.A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, **37 (1)** (1934) 29–38.
- [265] : Schipper, L.A., Baisden, W.T., Parfitt, R.L., Ross, C., Claydon, J.J., Arnold, G. Large losses of soil C and N from soil profiles under pasture in New Zealand during the past 20 years. *Global Change Biology*, **13 (6)** (2007) 1138-1114.
- [267] : Rossel, R. V., Walvoort, D. J. J., McBratney, A. B., Janik, L. J., and Skjemstad, J. O. Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma*, **131 (1-2)** (2006) 59-75.
- [268] : Dabin B., (1967). Application des dosages automatiques à l'analyse des sols. 3ème partie, Cahiers O.R.S.T.O.M., série Pédologie, 257-286.
- [269] : Jankauskas, B., Slepetiene, A., Jankauskiene, G., Fullen, M.A., Booth, C.A. A comparative study of analytical methodologies to determine the soil organic matter content of Lithuanian Eutric Albeluvisols. *Geoderma*, **136** (2006) 763-773.
- [270] : Chatterjee, A., Lal, R., Wielopolski, L., Martin, M.Z., Ebinger, M.H., Evaluation of different soil carbon determination methods. *Critical Reviews in Plant Science*, **28 (3)** (2009) 164-178.
- [271] : Rather, J.B., (1917). An accurate loss on ignition method for determination of organic matter in soils. Arkansas Agric. Exp. Stn. Bull 140, 16 p.
- [272] : Nelson, D.W., Sommers, L.E., (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Sparks, D.L. (Ed.). *Methods of Soil Analyses, Part 3, Chemical Methods*, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, 961-1010.
- [273] : Grewal, K.S., Buchan, G.D., Sherlock, R.R. A comparison of three methods of organic carbon determinations in some New Zealand soils. *Journal of Soil Science*, **42 (2)** (1991) 251-257.
- [274] : Lowther, J.R., Smethurst, P.J., Carlyle, J.C., Nambiar, E.K.S. Methods for determining organic carbon in podzolic sands. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **21 (5-6)** (1990) 457-470.
- [275] : Nelson, D.W., Sommers L.E., (1982), Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds), *Methods of Soil Analysis. Part II. Chemical and*

Microbiological Properties Agronomy Monograph No. 9, 2nd ed, American Soc. Agronomy, Soil Science. America, Madison, WI, USA, 539-579.

- [276] : Jolivet, C., Arrouays, D., Bernoux, M. Comparison between analytical methods for organic carbon and organic matter determination in sandy Spodosols of France. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **29 (15-16)** (1998) 2227-2233.
- [277] : Ball, D. F. loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *Journal of Soil Science*, **15 (1)** (1964) 84-92.
- [278] : Goldin, A., Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **18 (10)** (1987) 1111-1116.
- [279] : Salehi, M.H., Beni, O.H., Harchegani, H.B., Borujeni, I.E., Motaghian, H.R., Soil Organic Matter Determination by Loss-on-Ignition. *Pedosphere*, **21(4)** (2011) 473–482.
- [280] : Raya-Moreno, I., Cañizares, R., Domene, X., Carabassa, V. and Alcañiz, J.M. Comparing current chemical methods to assess biochar organic carbon in a Mediterranean agricultural soil amended with two different biochars. *Science of the Total Environment*, **598** (2017) 604–618.
- [281] : Rogers, R. E., Rogers, W. R. New method of determining the carbon in native and artificial graphite, etc. *American Journal of Science*, **2 (5)** (1848) 352.
- [282] : Ames, W. J., Gaither, E.W. Determination of carbon in soils and soil extracts. *Industrial & Engineering Chemistry*, **6 (7)** (1914) 561-564.
- [283] : Schollenberger, C. J. A rapid approximate method for determining soil organic matter. *Soil Science*, **24 (1)** (1927) 65-68.
- [284] : Degtjareff, W. T. Determining soil organic matter by means of hydrogen peroxide and chromic acid. *Soil Science*, **29 (3)** (1930) 239-246.
- [285] : Dennstedt, M. *Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden*, **1 (3)** (1925) 483.
- [286] : Anne, P. Carbone organique (total) du sol et de l'humus. *Annales Agronomique*, **15 (2)** (1945) 161-172.
- [287] : Heanes, D. L. Determination of total organic-C in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **15** (1984) 1191-1213.

- [288] : Tabatabai, M.A., Bremner J.M. Use of the Leco automatic 70- second carbon analyzer for total carbon analysis in soils. *Soil Science Society of America Journal Proceedings*, **34** (1970) 608-610.
- [289] : Snyder, J.D., Trofymow, J. A. A rapid accurate wet oxidation diffusion procedure for determining organic and inorganic carbon in plant and soil samples. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **15 (5)** (1984) 587-597.
- [290] : Tiessen, H., Bettany, J.R., Stewart, J.W.B. An improved method for the determination of carbon in soils and soil extracts by dry combustion, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **12 (3)** (1981) 211-218.
- [291] : Chacón, N., Dezzio, N., Fölster, H., Mogollón, P. Comparison between colorimetric and titration methods for organic carbon determination in acidic soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **33** (2002) 203-211.
- [292] : De Vos, B., Letterns, S., Muys, B., Deckers, J.A. Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use Manage*, **23** (2007) 221-229.
- [223] : Vitti, C., Stellacci, A.M., Leogrande, R., Mastrangelo, M., Cazzato, E., Ventrella, D. Assessment of organic carbon in soils: a comparison between the Springer–Klee wet digestion and the dry combustion methods in Mediterranean soils (Southern Italy). *Catena*, **137** (2016) 113-119.
- [294] : Springer, U., Klee, J. Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernaehr, Dueng., Bodenkd*, **64** (1954) 1-26.
- [295] : Sangmanee, P., Dell, B., Harper, R.J., Henry, D.J. Quantification of deep soil carbon by a wet digestion technique. *Soil Research*, **55 (1)** (2016) 78-85.
- [296] : Brown, D.J., Brickelmeyer, R.S., Miller, P.R. Validation requirements for diffuse reflectance soil characterization models with a case study of VNIR soil C predictions in Montana. *Geoderma*, **129** (2005) 251-267.
- [297] : Chang, C.W., Laird, D.A. Near-infrared réflectance spectroscopic analysis of soil C and N. *Journal of Soil Science*, **167 (2)** (2002) 110-116.
- [298] : Dunn, B.W., Beecher, H.G., Batten, G.D. Ciavarella S. The potential of near infrared reflectance spectroscopy for soil analysis – a case study from the Riverine Plain of southeastern Australian. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, **42** (2002) 607-614.

- [300] : Roy, R., (2007). Influence des altérations de surface naturelle sur la reconnaissance des roches par télédétection V-IR : application à la cartographie de l'ophiolite d'Oman et au programme d'étude des nouvelles AOC des Muscadet de la région nantaise. Sciences de la terre, télédétection. Thèse, Université de Nantes, Nantes, 480p.
- [301] : Truche, C., (2010). Caractérisation et quantification des minéraux argileux dans les sols expansifs par spectroscopie infrarouge aux échelles du laboratoire et du terrain. Thèse, Université Paul Sabatier Toulouse III, 230p.
- [302] : Bellon-Maurel, V., Fernandez-Ahumada, E. Palagos, B., Roger, J.M. Critical review of chemometric indicators commonly used for assessing the quality of the prediction of soil attributes by NIR spectroscopy. *Trends in Analytical Chemistry*, **29 (9)** (2010) 1073-1081.
- [303] : Genot, V., Bock, L., Dardenne, P., Colinet, G. Use of near-infrared reflectance spectroscopy in soil analysis. A review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, **18 (2)**, 247-261, 2014.
- [304] : Sudduth, K.A. Hummel, J.W. Evaluation of reflectance methods for soil organic matter sensing. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 34 **(4)** (1991) 1900-1909.
- [305] : Ben-Dor, E., Banin, A., Near-infrared analysis as a rapid method to simultaneously evaluate several soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, **59 (2)** (1995) 364-372.
- [306] : Reeves, J.B., McCarty G.W., Meisenger J.J. Near Infrared reflectance spectroscopy for the analysis of agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, **7 (3)** (1999) 179-193.
- [307] : Henderson, T.L., Baumgardner, M.F., Franzmeier, D.P., Stott, D.E. and Coster, D.C. High Dimensional Reflectance Analysis of Soil Organic Matter. *Soil Science Society of America Journal*, **56 (3)** (1992) 865-872.
- [308] : Fystro, G., The prediction of C and N content and their potential mineralisation in heterogeneous soil samples using Vis–NIR spectroscopy and comparative methods. *Plant and Soil*, **246 (2)** (2002) 139–149.
- [309] : Islam, K., Singh, B., McBratney A. Simultaneous estimation of several soil properties by ultra-violet, visible, and near-infrared reflectance spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*, **41(6)** (2003) 1101-1114.
- [310] : Steward, G.C., (2006). Diffuse Reflectance Spectroscopy for The Characterization of Calcareous Glacial Till Soils from North Central Montana. Thèse, Montana State University Bozeman, Montana.

- [311] : Gobrecht, A., Roger, J.M., Bellon-Maurel, V., (2014). Major Issues of Diffuse Reflectance NIR Spectroscopy in the Specific Context of Soil Carbon Content Estimation: A Review, In: Donald L. Sparks, Editor(s), *Advances in Agronomy*, Academic Press, **123**, 145-175.
- [312] : Minasny, B., McBratney, A. B., Bellon-Maurel, V., Roger, J.M. Gobrecht, A., Ferrand, L., Joalland, S. Removing the effect of soil moisture from NIR diffuse reflectance spectra for the prediction of soil organic carbon. *Geoderma*, **167** (2011) 118-124.
- [313] : Russo, R.E., Mao, X., Gonzalez J.J., Zorba V., Yoo J. Laser ablation in analytical chemistry. *Chemistry*, **85** (2013) 6162-6177.
- [314] : Hahn, D.W., Omenetto, N. Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS), part I: review of basic diagnostics and plasma–particle interactions: still-challenging issues within the analytical plasma community. *Applied spectroscopy*, **64** (12) (2010) 335A-366A.
- [315] : Senesi, G. S., Senesi, N. Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) to measure quantitatively soil carbon with emphasis on soil organic carbon. A review. *Analytica Chimica Acta*, **938** (2016) 7-17.
- [316] : Segnini, A., Xavier, A.A.P., Otaviani-Junior, P.L., Ferreira, E.C., Watanabe, A.M., Sperança, M.A., Nicolodelli, G., BOAS, P., Oliveira, P.P.A., Milori, D.M.B.P. Physical and chemical matrix effects in soil carbon quantification using laser-induced breakdown spectroscopy. *American Journal of Analytical Chemistry*, **5** (2014) 722-729.
- [317] : Ebinger, M.H., Norfleet, M.L., Breshears, D.D., Cremers, D.A., Ferris, M.J., Unkefer, P.J., Lamb, M.S., Goddard, K.L. and Meyer, C.W. Extending the Applicability of Laser-Induced Breakdown Spectroscopy for Total Soil Carbon Measurement. *Soil Science Society of America Journal*, **67** (5) (2003) 1616-1619.
- [318] : Knadel, M., Gislum R., Hermansen, C., Peng Y., Moldrup, P., de Jonge, L. W., Greve, M. H. Comparing predictive ability of laser-induced breakdown spectroscopy to visible near-infrared spectroscopy for soil property determination. *Biosystems Engineering*, **156** (2017) 157-172.
- [319] : Martin, M. Z., Labbé, N., André, N., Wullschleger, S. D., Harris, R.D., Ebinger, M.H. Novel Multivariate Analysis for Soil Carbon Measurements Using Laser-Induced Breakdown Spectroscopy *Soil Science Society of America Journal*, **74** (1) (2010) 87-93.
- [320] : Cremers, D. A., Ebinger, M. H., Breshears, D. D., Unkefer, P. J., Kammerdiener, S.A., Ferris, M. J., Catlett, K. M., Brown, J. R. Measuring Total Soil Carbon with Laser-Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS). Laser-induced breakdown spectroscopy for the environmental determination of total carbon and nitrogen in soils. *Journal of Environmental Quality*, **30** (2001) 2202-2206.

- [321]: Martin, M.Z., Wulfschleger, S.D., Garten, C.T., Palumbo, A.V. Laser-induced breakdown spectroscopy for the environmental determination of total carbon and nitrogen in soils. *Applied optics*, **42 (12)** (2003) 20725-2077.
- [322]: Fernández-Romero, M.L., Clark, J.M., Collins, C.D., Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B. Evaluation of optical techniques for characterising soil organic matter quality in agricultural soils. *Soil and Tillage Research*, **155** (2016) 450-460.
- [323]: Da Silva Oliveira, D.M., Paustian, K., Cotrufo, M.F., Fiallos, A.R., Cerqueira, A.G., Cerri, C.E.P. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. *Ecological indicators*, **72** (2017) 411-419.
- [324]: Sarker, J.R., Singh, B.P., Dougherty, W.J., Fang, Y., Badgery, W., Hoyle, F.C., Dalal, R.C., Cowie, A.L. Impact of agricultural management practices on the nutrient supply potential of soil organic matter under long-term farming systems. *Soil and Tillage Research*, **175** (2018) 71-81.
- [325]: Jensen, J. L., Schjønning, P., Watts, C. W., Christensen, B. T., Peltre, C., Munkholm, L. J. Relating soil C and organic matter fractions to soil structural stability. *Geoderma*, **337** (2019) 834-843.
- [326]: Peigné, J., Vian, J.F, Payet, V., Saby, N.P.A. Soil fertility after 10 years of conservation tillage in organic farming. *Soil and Tillage Research*, **175** (2018) 194-204.
- [327]: Kibet, L.C., Blanco-Canqui, H., Jasa, P. Long-term tillage impacts on soil organic matter components and related properties on a Typic Argiudoll. Soil and Tillage Research. *Soil and Tillage Research*, **155** (2016) 78-84.
- [328]: Pezzuolo, A., Dumont, B., Sartori, L., Marinello, F., De Antoni Migliorati, M., Basso, B. Evaluating the impact of soil conservation measures on soil organic carbon at the farm scale. *Computers and Electronics in Agriculture*, **135** (2017) 175-82.
- [329]: Laghrour, M., Moussadek, R., Mekkaoui, M., Zouahri, A., Dahan, R., El Mourid, M. Impact du Semis Direct sur les propriétés physiques d'un sol argileux au Maroc Central (Impact of No Tillage on physical proprieties of a clay soil in Central Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, **6(2)** (2015) 391-396.
- [330]: Laghrour, M., Moussadek, R., Mrabet, R., Dahan, R., El-Mourid, M., Zouahri, A., Mekkaoui, M. Long and midterm effect of conservation agriculture on soil properties in dry areas of morocco. *Applied and Environmental Soil Science*, **2016** (2016) 1-9.

- [332] : Parihar, C.M., Yadav, M.R., Jat, S.L., Singh, A.K., Kumar, B., Pradhan, S., Chakraborty, D., Jat, M.L., Jat, R.K., Saharawat, Y.S. and Yadav, O.P. Long term effect of conservation agriculture in maize rotations on total organic carbon, physical and biological properties of a sandy loam soil in north-western Indo-Gangetic Plains. *Soil and Tillage Research*, **161** (2016)116-128.
- [333] : Jemai, I., Aissa, N.B., Guirat, S.B., Ben-Hammouda, M., Gallali, T. Impact of three and seven years of no-tillage on the soil water storage, in the plant root zone, under a dry subhumid Tunisian climate. *Soil and Tillage Research*, **126** (2013) 26-33.
- [334] : Sparrow, S.D., Lewis, C.E., Knight, C.W. Soil quality response to tillage and crop residue removal under subarctic conditions. *Soil and Tillage Research*. *Soil and Tillage Research*, **91 (1-2)** (2006) 15-21.
- [335] : Blanco-Canqui, H., Lal, R. No-tillage and soil-profile carbon sequestration: An on-farm assessment. *Soil Science Society of America Journal*, **72(3)** (2008) 693-701.
- [336] : Liu, E., Teclerariam, S.G., Yan, C., Yu, J., Gu, R., Liu, S., He, W. and Liu, Q. Long-term effects of no-tillage management practice on soil organic carbon and its fractions in the northern China. *Geoderma*, **213** (2014) 379-384.
- [337] : Prasad, J.V.N.S., Rao, C.S., Srinivas, K., Jyothi, C.N., Venkateswarlu, B., Ramachandrapa, B.K., Dhanapal, G.N., Ravichandra, K. and Mishra, P.K. Effect of ten years of reduced tillage and recycling of organic matter on crop yields, soil organic carbon and its fractions in Alfisols of semi-arid tropics of Southern India. *Soil and Tillage Research*, **156** (2016) 131-139.
- [338] : Paton, T.R. Origin and terminology for gilgai in Australia. *Geoderma*, **11 (3)** (1974) 221-242.
- [339] : Kovda, I., Morgun, E., Tessier, D. Etude de Vertisols a gilgai du Nord-Caucase : mécanismes de différenciation et aspects pédogéochimiques. Etude et gestion des sols. *Etude et gestion des sols*, **3** (1996) 41-52.
- [340] : Moussadek, R., Laghrour, M., Mrabet, R., Van Ranst, E., Badraoui, M., Mekkaoui, M. Morocco's Vertisol Characterization (Tirs). *Journal of Materials and Environmental Science*, **8 (11)** (2017) 3932-3942.
- [341] : Thomas, G.A., Dalal, R.C., Standley, J. No-till effects on organic matter, pH, cation exchange capacity and nutrient distribution in a Luvisol in the semi-arid subtropics. *Soil and Tillage Research*, **94 (2)** (2007) 295-304.

- [342] : Diallo, D., Orange, D., Roose, E., (2012). Influence du labour, du semis direct et du type de sol sur le stock de carbone, les pertes en terre et les rendements d'une rotation intensive (maïs-coton) au Sud-Mali. In: Roose, E., Duchaufour, H., De Noni, G. (éd). Lutte antiérosive : réhabilitation des sols tropicaux et protection contre les pluies exceptionnelles, IRD, Marseille.
- [343] : Saha, R., Ghosh, P.K. Soil organic carbon stock, moisture availability and crop yield as influenced by residue management and tillage practices in maize–mustard cropping system under hill agro-ecosystem. *National Academy Science Letter*, **36 (5)** (2013) 461-468.
- [344] : Ruisi, P., Saia, S., Badagliacca, G., Amato, G., Frenda, A.S., Giambalvo, D. and Di Miceli, G. Long-term effects of no tillage treatment on soil N availability, N uptake, and 15N-fertilizer recovery of durum wheat differ in relation to crop sequence. *Field crops research*, **189** (2016) 51-58.
- [345] : Nicoullaud, B., Darthout, R., Duval, O. Etude de l'enracinement du blé tendre d'hiver et du maïs dans les sols argilo-limoneux de Petite Beauce. *Étude et gestion des sols*, **2 (3)** (1995) 183-200.
- [346] : Ndira, V., (2006). Substances humiques du sol et du compost. Analyse élémentaire et groupements atomiques fictifs : vers une approche thermodynamique. Thèse, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- [347] : Naman, F., Soudi, B., El Herradi, E.H. Extraction et caractérisation des substances humiques des sols du périmètre irrigué des Doukkala au Maroc Extraction and characterization of humic substances in soils of the irrigated perimeter of Doukkala in Morocco. *Journal of Materials and Environmental Science*, **6 (9)** (2015) 2647-2654.
- [348] : Koriko, M., Tchegueni, S., Koledzi, K.B., Bafai, D.D., Zonvidey, E., Tchangbedji, G., Kili, A.K. and Hafidi, M. Extractions et caractérisations physico-chimiques des substances humiques naturelles des sols et du compost. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **7 (3)** (2013) 1405-1415.
- [349] : Bailly, J.R. Spectroscopie infra-rouge de quelques acides humiques. *Plant and Soil*, **40 (2)** (1974) 285-302.
- [350] : Marinari, S., Dell'Abate, M.T., Brunetti, G., Dazzi, C. Differences of stabilized organic carbon fractions and microbiological activity along Mediterranean Vertisols and Alfisols profiles. *Geoderma*, **156 (3-4)** (2010) 379-388.
- [351] : Koriko, M. (2010). Extraction, caractérisation, réactivité chimique des substances humiques naturelles avec les phosphates de Hahotoe-Kpogame et leurs propriétés photo-dégradantes. Thèse, Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II ; Université de Lomé.

- [352] : Pérez, M.G., Martin-Neto, L., Saab, S.C., Novotny, E.H., Milori, D.M., Bagnato, V.S., Colnago, L.A., Melo, W.J. and Knicker, H. Characterization of humic acids from a Brazilian Oxisol under different tillage systems by EPR, ^{13}C NMR, FTIR and fluorescence spectroscopy. *Geoderma*, **118** (3-4) (2004) 181-190.
- [353] : Pedro, L.D.A., Silva, C.A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **61** (1-2) (2001) 119-130.
- [354] : Saroa, G.S., Lal, R. Soil restorative effects of mulching on aggregation and carbon sequestration in a Miamian soil in central Ohio. *Land Degradation and Development*, **14** (5) (2003) 481-493.
- [355] : Belmekki, M., Mrabet, R., Moussadek, R., Halima, O.I., Boughlala, M., El Gharous, M., Bencharki, B., Impact des pratiques agricoles sur la stabilité structurale et la matière organique du sol dans les zones semi-arides Marocaines. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, **4** (2) (2013) 322-333.
- [356] : Le Bissonnais, Y., Le Souder, C. Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Etude et Gestion des sols*, **2** (1) (1995) 43-56.
- [357] : Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal*, **63** (5) (1999) 1350-1358.
- [358] : Bissonnette, N., Angers, D.A., Simard, R.R., Lafond, J. Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a Humic Gleysol. *Canadian journal of soil science*, **81** (5) (2001) 545-551.
- [359] : Carter, M.R. Soil quality for sustainable land management. *Agronomy journal*, **94** (1) (2002) 38-47.
- [360] : Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability—A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, **41** (1) (2009) 1-12.
- [361] : Salem, H.M., Valero, C., Muñoz, M.Á., Rodríguez, M.G., Silva, L.L. Short-term effects of four tillage practices on soil physical properties, soil water potential, and maize yield. *Geoderma*, **237** (2015) 60-70.
- [362] : Becerra, A.T., Botta, G.F., Bravo, X.L., Tourn, M., Melcon, F.B., Vazquez, J., Rivero, D., Linares, P. and Nardon, G. Soil compaction distribution under tractor traffic in almond (*Prunus amigdalus* L.) orchard in Almería España. *Soil and Tillage Research*, **107** (1) (2010) 49-56.

- [363] : De Moraes, M.T., Debiasi, H., Carlesso, R., Franchini, J.C., da Silva, V.R. and da Luz, F.B. Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. *Soil and Tillage Research*, **155** (2016) 351-362.
- [364] : Anschütz J., Kome A., Nederlof M., de Neef, R., (2004). Collecter l'eau et conserver l'humidité du sol. Wageningen : Fondation Agromisa. (Série Agrodok, n. 13), 105 p.
- [365] : Bouchenafa, N., Oulbachir, K., Kouadria, M. Effets du travail du sol sur le comportement physique et biologique d'un sol sous une culture de lentille (*Lens Exculenta*) dans la région de Tiaret Algérie. *European Scientific Journal*, **10 (3)** (2014) 463-73.
- [366] : Coquet, Y., Vachier, P., Labat, C. Vertical variation of near-saturated hydraulic conductivity in three soil profiles. *Geoderma*, **126 (3-4)** (2005) 181-191.
- [368] : Tarkalson, D. D., Hergert, G. W., Cassman, K. G. Long-term effects of tillage on soil chemical properties and grain yields of a dryland winter wheat–sorghum/corn–fallow rotation in the Great Plains. *Agronomy journal*, **98 (1)** (2006) 26-33.
- [369] : Mestelan, S. A., (2008). Impact of long-term no till and plow till on soil properties and soil nutrient cycling. PhD dissertation, The Ohio State University.
- [370] : Jat, H. S., Datta, A., Sharma, P. C., Kumar, V., Yadav, A. K., Choudhary, M., Choudhary, V., Gathala, M.K., Sharma, D.K., Jat, M.L. and Yaduvanshi, N.P.S. Assessing soil properties and nutrient availability under conservation agriculture practices in a reclaimed sodic soil in cereal-based systems of North-West India. *Archives of Agronomy and Soil Science*, **64 (4)** (2018) 531-545.
- [371] : Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P. and Martel, J. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, **41 (3-4)** (1997) 191-201.
- [372] : Pavinato, A., (1993). Teores de carbono e nitrogenio do solo e produtividade de milho afetados por sistemas de cultura. PhD dissertation, Mestrado em Cieência do Solo, PPG-Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, 122 p.
- [373] : Burle, M.L., Mielniczuk, J., Focchi, S. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. *Plant and Soil*, **190** (1997) 309-316.
- [374] : Lal, R. Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production. *Soil and Tillage Research*, **102** (2009) 233-241.

- [375] : Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D.P., Kogel-Knaber, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant Soil*, **268** (2005) 319-328.
- [376] : Ouédraogo, E., Mando, A., Brussaard, L. Soil macrofauna affect crop nitrogen and water use efficiencies in semi-arid West Africa. *European journal of soil biology*, **42** (2006) S275-S277.
- [377] : Yamashita, T., Flessa, H., John, B., Helfrich, M., Ludwig, B. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: effect of land use. *Soil Biology and Biochemistry*, **38 (11)** (2006) 3222-3234.
- [378] : Wang, F., Weil, R. R., Nan, X. Total and permanganate-oxidizable organic carbon in the corn rooting zone of US Coastal Plain soils as affected by forage radish cover crops and N fertilizer. *Soil and Tillage Research*, **165** (2017) 247-257.
- [379] : Koull, N., Halilat, M. T. Effets de la matière organique sur les propriétés physiques et chimiques des sols sableux de la région d'Ouargla (Algérie). *Étude et Gestion des Sols*, **23** (2016) 9-19.
- [380] : Diallo, M. D., Ndiaye, O., Saleh, M. M., Tine, A., Diop, A., Guisse, A. Étude comparative de la salinité de l'eau et des sols dans la zone nord des Niayes (Sénégal). *African Crop Science Journal*, **23 (2)** (2015) 101-111.
- [381] : Boukortt, Y. (2016). Effets de la salinité sur les caractéristiques physico-chimiques d'un sol du périmètre du Bas Cheliff et sur le comportement écophysologique de la courgette (Cucurbitapepo). Master. Université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem, Algérie.
- [382] : Richards, L.A., (1954). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC. USDA Handbook No. 60.
- [383] : Limousin, G., Tessier, D. Effects of no-tillage on chemical gradients and topsoil acidification. *Soil and Tillage Research*, **92 (1-2)** (2007) 167-174.
- [384] : Thuriès, L., Arrufat, A., Dubois, M., Feller, C., Herrmann, P., Larré-Larrouy, M.C., Martin, C., Pansu, M.A., Remy, J.C., Viel, M. Influence d'une fertilisation organique et de la solarisation sur la productivité maraîchère et les propriétés d'un sol sableux sous abri. *Étude et gestion des sols*, **7 (1)** (2000) 73-88.
- [385] : Tiecher, T., Calegari, A., Caner, L., dos Santos Rheinheimer, D. Soil fertility and nutrient budget after 23-years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical Oxisol. *Geoderma*, **308** (2017) 78-85.

- [386] : Tiecher, T., dos Santos, D.R., Kaminski, J., Calegari, A. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **36 (1)** (2012) 271-282.
- [387] : Moterle, D.F., Kaminski, J., dos Santos Rheinheimer, D., Caner, L., Bortoluzzi, E.C. Impact of potassium fertilization and potassium uptake by plants on soil clay mineral assemblage in South Brazil. *Plant Soil*, **406 (1-2)** (2016)157-172.

Annexe

Tableau I-3 : Agriculture de conservation dans le monde ('000 ha) [128].

N°	Pays	La superficie (2008-2009)	La superficie (2013-2014)	La superficie (2015-2016)
1	États-Unis d'Amérique	26500,00	35613,00	43204,00
2	Brésil	25502,00	31811,00	32000,00
3	Argentine	19719,00	29181,00	31028,00
4	Canada	13481,00	18313,00	19936,00
5	Australie	12000,00	17695,00	22299,00
6	Paraguay	2400,00	3000,00	3000,00
7	Kazakhstan	1300,00	2000,00	2500,00
8	Chine	1330,00	6,670,00	9000,00
9	Bolivie	706,00	706,00*	2000,00
10	Uruguay	655,10	1072,00	1260,00
11	Espagne	650,00	792,00	900,00
12	Afrique du Sud	368,00	368,00*	439,00
13	Allemagne	354,00	200,00	146,00
14	Venezuela	300,00	300,00*	300,00#
15	France	200,00	200,00*	300,00
16	Finlande	200,00	200,00	200,00
17	Chili	180,00	180,00*	180,00#
18	Nouvelle-Zélande	162,00	162,00*	366,00
19	Colombie	102,00	127,00	127,00#
20	Ukraine	100,00	700,00	700,00#
21	Italie	80,00	380,00	283,92
22	Zambie	40,00	200,00	316,00
23	Kenya	33,10	33,10*	33,10#
24	Royaume-Uni	24,00	150,00	362,00
25	Portugal	25,00	32,00	32,00#
26	Mexique	22,80	41,00	41,00#
27	Zimbabwe	15,00	90,00	100,00
28	Slovaquie	10,00	35,00	35,00#
29	Soudan	10,00	10,00*	10,00#

N°	Pays	La superficie (2008-2009)	La superficie (2013-2014)	La superficie (2015-2016)
30	Mozambique	9,00	152,00	289,00
31	Suisse	9,00	17,00	17,00#
32	Hongrie	8,00	5,00	5,00#
33	Tunisie	6,00	8,00	12,00
34	Maroc	4,00	4,00	10,50
35	Lesotho	0,13	2,00	2,00
36	Irlande	0,10	0,20	0,20
37	Fédération Russe	-	4500,00	5000,00
38	Inde	-	1500,00	1500,00#
39	Malawi	-	65,00	211,00
40	Turquie	-	45,00	45,00
41	République de Moldavie	-	40,00	60,00
42	Ghana	-	30,00	30,00#
43	République arabe syrienne	-	30,00	30,00#
44	République-Unie de Tanzanie	-	25,00	32,6
45	Grèce	-	24,00	24,00#
46	République Populaire Démocratique de Corée	-	23,00	23,00#
47	Irak	-	15,00	15,00#
48	Madagascar	-	6,00	9,00
49	Ouzbékistan	-	2,45	10,00
50	Azerbaïdjan	-	1,3	1,30#
51	Liban	-	1,2	1,20#
52	Kirghizistan	-	0,7	50,00
53	Pays-Bas	-	0,5	7,35
54	Namibie	-	0,34	0,34#
55	Belgique	-	0,27	0,27
56	Pakistan	-	-	600,00
57	Roumanie	-	-	583,82
58	Pologne	-	-	403,18

N°	Pays	La superficie (2008-2009)	La superficie (2013-2014)	La superficie (2015-2016)
59	Iran	-	-	150,00
60	Estonie	-	-	42,14
61	République tchèque	-	-	40,82
62	Autriche	-	-	28,33
63	Lituanie	-	-	19,28
64	Croatie	-	-	18,54
65	Bulgarie	-	-	16,5
66	Suède	-	-	15,82
67	Lettonie	-	-	11,34
68	Ouganda	-	-	7,8
69	Algérie	-	-	5,6
70	Danemark	-	-	2,5
71	Slovénie	-	-	2,48
72	Bangladesh	-	-	1,5
73	Swaziland	-	-	1,3
74	Tadjikistan	-	-	1,2
75	Vietnam	-	-	1,00
76	Cambodge	-	-	0,5
77	Laos	-	-	0,5
78	Luxembourg	-	-	0,44
79	Chypre	-	-	0,27
Total		106505,23	156759,06	180438,64
Différence (%)		-	47,18 de 2008/09	69,42 de 2008/09
				15,11 de 2013/14

*2013/14 valeurs prises de 2008/2009 ; #2015/16 valeurs prises de 2013/14 ; Source : 2008/09 et 2013/14.

Résumé

Au Maroc, l'irrégularité du climat, particulièrement dans les zones semi-arides et arides, accompagnée par le labour intensif des terres agricoles, peuvent fortement contribuer à leur appauvrissement en matière organique, causant ainsi leur instabilité et menaçant donc leur durabilité. Cependant, l'amélioration de la qualité des sols et leur protection contre les formes d'érosion, dépendent du mode de travail du sol. Pour ces raisons que l'agriculture de conservation notamment le semis direct a été proposée comme une technique alternative qualifiée durable dans plusieurs études. Ces travaux de recherches ont pour objectif l'évaluation et l'amélioration des connaissances des effets importants du système semis direct sur les propriétés physiques et chimiques des sols marocains. Trois sites d'expérimentations ont été choisis à différentes durées : site I (sur le court- et sur le moyen-terme), site II (sur le moyen-terme) et site III (sur le long-terme). Comparativement au semis conventionnel, le système semis direct, a donné les meilleurs résultats pour la plupart des propriétés étudiées. En effet, les teneurs en matière organique et en acides humiques observées sous ce dernier système, ont été significativement élevées (P -value $< 0,05$) à la surface du sol pour les sites I et II et jusqu'à 40 cm pour le site III. Ceci renforce la cohésion entre les agrégats du sol causant une meilleure stabilité structurale sous ce nouveau système. Une teneur en eau peu élevée, sous ce dernier versus semis conventionnel a été observée dès le court terme. Les résultats de l'azote total et du phosphore assimilable, n'ont été observés significativement supérieurs en faveur du semis direct que dans le long terme. Pour la densité apparente et le taux d'infiltration, la différence entre les deux modes du semis, diminue en fonction du temps. Finalement, on peut conclure que le semis direct, constitue une solution fiable pour améliorer les principales propriétés physiques et chimiques du sol et ceci permettra donc, une meilleure conservation des sols.

Mots- clés : Semis direct, matière organique, propriétés physiques, propriétés chimiques, Vertisol, Maroc

Abstract

In Morocco, the irregularity of the climate, particularly in semi-arid and arid zones, accompanied by the intensive plowing of soil, can strongly contribute to the depletion of organic matter, causing soil instability; and therefore, threatening sustainability. However, the improvement of the soil quality and its protection against the erosion forms depend on the soil tillage methods used. For these reasons, conservation agricultural practices, particularly no-tillage, has been proposed as a reliable alternative technique; it has qualified as sustainable in several studies. This thesis aims to evaluate and improve the knowledge of the important effects of the no tillage system on the physical and chemical properties of Moroccan soils. Three experimental sites were chosen at different durations: site I (on the short- and medium-term), site II (on the medium-term) and site III (on the long-term). Compared to conventional tillage, the no tillage system gave the best results for most of the studied properties. Indeed, the organic matter and humic acid contents were observed to be significantly high (P -value < 0.05) at soil surface for sites I and II and up to 40 cm depth for site III. This reinforces the cohesion between the soil aggregates causing better structural stability under this new system. Water content was observed in favor of the no tillage system from the short-term experiment. The results of total nitrogen and assimilable phosphorus were observed significantly higher in favor of the no tillage system after long-term testing in the soil surface. Furthermore, for bulk density and rate of infiltration), the difference between the two treatments, decreases with time. Finally, the no tillage system is a reliable solution to improve the physical and chemical properties of the soil and this will allow for better soil conservation.

Key Words : No tillage, organic matter, physical proprieties, chemical proprieties, Vertisol, Morocco