

N°d'ordre :

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

Université de Saida– Dr. Moulay Tahar

Faculté des Sciences

Laboratoire de Recherche « Ressources Hydrique et Environnement »



THÈSE

Présentée pour obtenir le diplôme de

Doctorat 3^{ème} Cycle LMD

Spécialité : Environnement et Gestion Durable Des Ressources

Filière : Biologie

Par :

ALLAM Ayoub

Thème :

Etude de la qualité des sols forestiers soumis à des perturbations d'origines anthropiques et proposition de restauration écologique par l'apport de compost

Thèse soutenue le devant le jury composé de :

Mr.	Hachem.K	MCA	Université de Saida – Dr. Moulay Tahar	Président
Mr.	Borsali. A.H	Pr	Université de Saida – Dr. Moulay Tahar	Rapporteur
Mr.	Kefifa. A	MCA	Université de Saida – Dr. Moulay Tahar	Co-Rapporteur
Mr.	Terras.M	Pr	Université de Saida – Dr. Moulay Tahar	Examineur
Mr.	Ammam.A	MCA	Université de Saida – Dr. Moulay Tahar	Examineur
Mme.	Boukhatem. Z. F	MCA	Université d'Oran	Examineur

Année universitaire 2019-2020

Remerciements

Nous remercions avant tous *Allah* le tout puissant, de nous avoir guidé pendant toutes ces années d'études et de nous avoir donné la volonté, la patience et le courage pour terminer ce modeste travail.

Mes remerciements seront adressés à tous ceux qui ont participé à la réalisation de ce travail et plus particulièrement à :

Mon directeur de thèse **Pr BORSALI Amine Habib** qui m'a encadré pour réaliser cette thèse. Nous lui reconnaissons son entière disponibilité, son aide inestimable et ses conseils sans lesquels ce travail n'aurait pu aboutir.

J'exprime ma profonde reconnaissance à mon co-directeur de thèse **Dr KEFIFA Abdelkrim**, pour tout l'aide et le soutien de tous les instants qu'il m'a apporté Merci pour tout.

J'exprime aussi ma reconnaissance au **Dr HACHEM Kadda**, maître de conférences à l'université de Saida pour avoir accepté de présider le jury,

Je me dois tout autant de remercier **Pr TERRAS Mohamed**, maître de conférences à l'université de Saida, pour avoir accepté d'examiner ce travail de doctorat,

Je tiens aussi à remercier **Dr AMMAM Abdelkader**, maître de conférences à l'université de Saida, pour avoir accepté de faire partie de ce jury.

J'exprime aussi ma reconnaissance au **Dr BOUKHATEM Zineb Faiza**, maître de conférences à l'université d'Oran pour avoir accepté de faire partie du jury et de juger ce travail,

Je remercie également toute l'équipe du Laboratoire d'Ecologie Microbienne d'Aix-Marseille, et plus particulièrement, **Dr Anne Marie FARNET DA SILVA**, **Dr Catherine REBUFA** et **Dr Gros RAPHAEL**, pour les facilités d'accès à tous les appareils de ce laboratoire. Merci pour m'avoir accueilli parmi vous.

Ce travail a nécessité de nombreuses journées de terrain. Mes remerciements s'adressent aux éléments de la conservation des forêts de la Wilaya de Saida. Je tiens à remercier spécialement les personnes qui travaillent dans la circonscription de Sidi Boubekeur citant parmi eux Monsieur **GACEM Ahmed** et **HAMRI Djilali**.

Merci à tout le staff pédagogique et administratif du département de biologie d'Ain El Hadjar et de notre université Dr. Moulay Tahar «Saida». Mes remerciements les plus chaleureux pour nos chers laborantins Monsieur **HEMED Ahmed** et Madame **MESSAOUDI Amel**.

J'exprime également mes sincères et cordiaux remerciements à mes parents, mes frères spécialement **OTHMANE** et **OUSSAMA** et mon oncle **Hadj MOUSSA**.

Mes chers amis qui m'ont donné de leur temps, **Dr ZUIDI Mohamed, Mr SAHI Abdelkrim, Mr BERKANE Ali, Mr DJEBBOURI Mohamed** et **Mr DJELLOULI Yahia** mes remerciements vont droit vers eux.

Mes remerciements à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce modeste travail en signe de reconnaissance et de respect à :

*Mes chers parents symbole d'amour et de tendresse, qui se sont tant privée
pour me satisfaire et pour leurs sacrifices.*

Mes beaux frères et adorables soeurs pour leurs soutiens moraux.

Mes oncles et toute la famille ; chacun par son nom.

Mes collègues et tous Mes amis.

Liste des figures

Figure 1 : Les pays méditerranéens et leurs régions	6
Figure 2 : Carte des sols de la wilaya de Saida (Source : SATEC , 1976)	13
Figure 3 : Relations entre fonctions et services écosystémiques assurés par les sols	21
Figure 4 : Relation conceptuelle entre le surpâturage et la désertification	25
Figure 5 : Répartition des forêts en Algérie du Nord (DGF, 2018).	43
Figure 6 : Localisation de la wilaya de Saida (Découpage administratif, 2011)	43
Figure 7 : Carte des groupements forestiers – réalisée à partir de la carte de la classification Supervisée- de la wilaya de Saida (Terras, 2011).	46
Figure 8 : Modèle général décrivant les processus de dégradation / restauration des écosystèmes et définissant différents concepts (Aronson <i>et al.</i> , 1993 modifié par Buisson, 2005)	48
Figure 9 : Présentation de la zone d'étude de la forêt de Keroua « Saida».....	53
Figure 10 : Illustration photographique d'une placette expérimentale d'apport <i>in situ</i> de compost la forêt de Keroua « Saida»	61
Figure 11 : Localisation de la zone pâturée et son témoin dans la forêt de Keroua « Saida».....	64
Figure 12 : Répartition de l'effectif des animaux gros bétails dans la Wilaya de Saida	64
Figure 13 : Evolution des effectifs des animaux de gros bétails dans la wilaya de Saida (période 2006- 2019).	65
Figure 14 : Coefficient de surpâturage dans la Wilaya de Saida (période 2006-2019).	66
Figure 15 : Variation de la respiration basale, biomasse microbienne et du quotient métabolique, entre la zone pâturée et leur témoin.	68
Figure 16 : Localisation de la zone incendiée et son témoin dans la forêt de Keroua « Saida»	74
Figure 17 : Evolution annuelle des nombres de feux et des superficies parcourues par le feu dans la wilaya de Saïda (période 1999-2018).	76
Figure 18 : Variation des propriétés biologiques des sols brûlés par rapport à leurs témoins.	78
Figure 19 : Localisation de la zone labourée et son témoin dans la forêt de Keroua « Saida».....	83
Figure 20 : Répartition de la surface agricole totale dans la wilaya de Saïda (ha) (DSA, 2019).	84
Figure 21 : Variation des propriétés physiques du sol labouré par rapport au témoin.....	85
Figure 22 : Variation des propriétés chimiques du sol labouré par rapport au témoin.	86
Figure 23 : Variation des propriétés biologiques du sol labouré par rapport au témoin.	87
Figure 24 : Localisation de la zone érodée et son témoin dans la forêt de Keroua « Saida».....	92
Figure 25 : Variation des propriétés physiques du sol érodé par rapport au sol témoin.	94
Figure 26 : Variation des propriétés chimiques du sol érodé par rapport au sol témoin.....	95
Figure 27 : Variation des propriétés biologiques du sol érodé par rapport au sol témoin.	96
Figure 28 : Localisation de la zone affectée par l'ouverture de la piste et son témoin dans la forêt de Keroua « Saida»	102
Figure 29 : Schéma démonstratif de la méthode d'échantillonnage dans la forêt de Keroua « Saida».....	102
Figure 30 : Variation des propriétés physiques du sol a côté de la piste par rapport au témoin.	103
Figure 31 : Variation des propriétés chimiques du sol a côté de la piste par rapport au témoin.....	104
Figure 32 : Variation des propriétés biologiques du sol a côté de la piste par rapport au témoin.	105
Figure 33 : Propriétés chimiques des sols pâturés après restauration	111
Figure 34 : Propriétés physiques des sols érodés après restauration.....	114
Figure 35 : Propriétés chimiques des sols érodés après restauration.	115
Figure 36 : Propriétés physiques des sols affectés par la piste après leurs restaurations.	116
Figure 37 : Propriétés chimiques des sols affectés par la piste après leurs restaurations.	117

Liste des tableaux

Tableau 1 : Répartition des forêts denses par commune dans le milieu montagneux.	44
Tableau 2 : Localisation des contraintes étudiées.....	56
Tableau 3 : Quelques caractéristiques chimiques du compost utilisé.....	60
Tableau 4 : Propriétés physico-chimiques des sols pâturés et leurs témoins.....	67
Tableau 5 : Bilan d'incendie dans la Daïra de Sidi Boubkeur et la commune d'Ouled Khaled entre la période (1999- 2016).....	75
Tableau 6 : Variation des propriétés physico-chimiques des sols brûlés par rapport leurs témoins....	77
Tableau 7 : Types d'interventions et le volume réalisé pour la lutte contre l'érosion hydrique dans la wilaya de Saïda entre la période (2009 et 2014).....	93
Tableau8 : Propriétés physiques des sols pâturés après restauration.....	110
Tableau9 : Propriétés physico-chimiques des sols incendiés après restauration.	112
Tableau10 : Propriétés physico-chimiques des sols labourés après restauration.....	113

Liste des abréviations

ADEME : Agence de L'environnement et de la Maîtrise de L'énergie.

BNEDER : Bureau National des Etudes de Développement Rural.

CIRA : Centre International pour la Recherche Agricole Orientée.

CPCS : Comité de Pédologie et de Cartographie des Sols.

DGF : Direction Générale des Forêts.

DSA : Direction des Services Agricoles.

EFFIS : European Forest Fire Information System

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

IANOR : Institut Algérien de Normalisation.

ONA : Office Nationale D'assainissement.

SAT : Surface Agronomique Totale.

SATEC : Société D'aide Technique et de Coopération.

SAU : Surface Agricole Utile.

SER : la Société Internationale pour la Restauration Ecologique.

STEP : Station d'Epuration des Eaux Usées.

TCD : Détecteurs à Conductibilité Thermique.

WWF : World Wildlife Fund.

°C : Degré Celsius.

Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

INTRODUCTION GENERALE 1

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique

1.1 GENERALITES SUR LES SOLS.....	5
1.1.1 Les sols méditerranéens, algériens et dans la Wilaya de Saïda	6
1.1.1.1 Origine et diversité des sols méditerranéens et algériens.....	6
1.1.1.2 Les sols des zones arides et semi arides en Algérie	9
1.1.1.3 Les sols dans la wilaya de Saïda	11
1.1.1.3.1 Les caractéristiques physiques du relief	11
1.1.1.3.2 La répartition des sols.....	12
1.2 CONCEPT DE QUALITE DES SOLS.....	14
1.2.1 La qualité chimique des sols.....	15
1.2.2 La qualité physique des sols	15
1.2.3 La qualité biologique des sols.....	16
1.3 FONCTIONS ET SERVICES ASSURES PAR LE SOL	17
1.3.1 Fonctions	17
1.3.2 Services.....	17
1.4 VULNERABILITE DES SOLS MEDITERRANEENS	21
1.5 CAUSES DE DEGRADATION DES SOLS.....	22
1.6 LES PERTURBATIONS ANTHROPIQUES DES SOLS FORESTIERS	23
1.6.1 Définition de la perturbation écologique	23
1.6.2 Le concept d'anthropisation des paysages.....	23
1.6.3 Les régimes des perturbations anthropiques, rôles et conséquences	23
1.6.3.1 Le surpâturage.....	24
1.6.3.1.1 Effets du surpâturage sur les propriétés des sols	25
1.6.3.2 Les incendies de forêts	27
1.6.3.2.1 Eléments constitutifs des feux	27
1.6.3.2.2 Les incendies de forêts dans le pourtour méditerranéen.....	28
1.6.3.2.3 Les incendies de forêt en Algérie	29
1.6.3.2.4 Effets de l'incendie sur les propriétés des sols	29
1.6.3.3 Le labour	32
1.6.3.3.1 Effets du labour sur les propriétés des sols.....	32
1.6.3.4 Érosion hydrique	34
1.6.3.4.1 Effet de l'érosion hydrique sur les propriétés des sols	35
1.6.3.5 Piste forestières	36
1.6.3.5.1 Effet de l'ouverture des pistes forestières sur les propriétés des sols.....	37
1.7 LES FORETS DANS LE POURTOUR MEDITERRANEEN	38
1.7.1 Les ressources forestières dans le bassin méditerranéen	38
1.7.2 Ressources forestières en Algérie.....	41
1.7.2.1 Localisation et répartition	42
1.7.3 Ressources forestières dans la wilaya de Saïda	43
1.7.3.1 Caractères floristiques.....	44
1.7.3.2 Les principaux groupements forestiers de la wilaya de Saïda.....	44
1.7.3.3 Les principales menaces sur la forêt	46

1.8 LA RESTAURATION ECOLOGIQUE DES SOLS PAR L'APPORT DE COMPOST	47
1.8.1 Définition et concepts utilisés en restauration écologique.....	47
1.8.2 La restauration écologique par l'apport de compost dans le monde.....	48
1.8.3 La restauration écologique par l'apport de compost en Algérie.....	49
1.8.4 Les étapes de la restauration écologique.....	50
1.8.4.1 Planification de la restauration.....	50
1.8.4.2 Suivi et évaluation.....	51
1.8.4.3 Les attributs de la restauration écologique.....	51
1.8.5 Production, valorisation et réglementation des boues en Algérie.....	52

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

2.1 PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE.....	53
2.1.1 Géologie.....	54
2.1.2 Pédologie	54
2.1.3 Végétation.....	55
2.1.4 Localisation des zones d'études.....	55
2.2 PRELEVEMENT DU SOL	56
2.3 ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS	57
2.3.1 Humidité au champ.....	57
2.3.2 La perméabilité	57
2.3.3 Capacité de rétention :	57
2.3.4 Densité apparente.....	57
2.3.5 Densité réelle	57
2.3.6 Porosité totale	58
2.3.7 pH_{H_2O} , pH_{KCl} et la conductivité électrique	58
2.3.8 Calcaire total.....	58
2.3.9 Matière organique.....	58
2.3.10 Analyse par fluorescence X.....	58
2.4 ANALYSES MICROBIOLOGIQUE DES SOLS.....	58
2.4.1 Respiration basale.....	58
2.4.2 Biomasse microbienne.....	59
2.4.3 Quotient métabolique.....	59
2.5 ORIGINE, CHOIX ET CARACTERISTIQUES DES COMPOSTS UTILISES	59
2.5.1 Mise en place de l'expérimentation <i>in situ</i> par l'apport de compost	60
2.6 ANALYSES STATISTIQUES	61

Chapitre 3 : Evaluations des conséquences du surpâturage sur les propriétés du sol

3.1 INTRODUCTION	62
3.2 ZONE D'ETUDE	63
3.3 PROPORTION DES EFFECTIFS DES ANIMAUX GROS BETALES DANS LA WILAYA DE SAÏDA	64
3.3.1 Evolution des effectifs dans la wilaya de Saida.....	65
3.3.2 Coefficient de surpâturage.....	65
3.4 RESULTATS	67
3.4.1 Effet du surpâturage sur les propriétés physiques du sol.....	67
3.4.2 Effet du surpâturage sur les propriétés chimiques du sol	67
3.4.3 Effet du surpâturage sur les propriétés biologiques du sol	67
3.5 DISCUSSION.....	68
3.6 CONCLUSION.....	71

Chapitre 4 : Vulnérabilité des sols forestiers face aux feux

4.1 INTRODUCTION	73
4.2 PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE.....	74
4.3 EVOLUTION ANNUELLE DES NOMBRES D'INCENDIES ET DES SUPERFICIES PARCOURUES PAR LE FEU DANS LA WILAYA DE SAÏDA	76
4.4 RESULTATS	77
4.4.1 Impact de l'incendie sur les propriétés physiques du sol.....	77
4.4.2 Impact de l'incendie sur les propriétés chimiques du sol	77
4.4.3 Impact de l'incendie sur les propriétés biologiques du sol	78
4.5 DISCUSSION.....	79
4.6 CONCLUSION.....	81

Chapitre 5 : Effets du travail du sol sur le comportement physico- chimique et Biologique des sols forestiers

5.1 INTRODUCTION	82
5.2 STATION D'ETUDE	83
5.3 REPARTITION DE LA SURFACE AGRICOLE TOTALE DANS LA WILAYA DE SAIDA	84
5.4 RESULTATS	84
5.4.1 Modification des propriétés physiques du sol par le labour	84
5.4.2 Modification des propriétés chimiques du sol par le labour	86
5.4.3 Modification des propriétés biologiques du sol par le labour.....	87
5.5 DISCUSSION.....	88
5.6 CONCLUSION.....	90

Chapitre 6 : Impact de l'érosion hydrique sur les caractères édaphiques en milieu forestier

6.1 INTRODUCTION	91
6.2 SITES D'ETUDES	91
6.3 L'EROSION HYDRIQUE DANS LA WILAYA DE SAÏDA ET LES MESURES DE LUTTE.....	92
6.4 RESULTATS	93
6.4.1 Les conséquences de l'érosion hydrique sur les propriétés physiques des sols.....	93
6.4.2 Les conséquences de l'érosion hydrique sur les propriétés chimiques des sols	95
6.4.3 Les conséquences de l'érosion hydrique sur les propriétés biologiques des sols	96
6.5 DISCUSSION.....	97
6.6 CONCLUSION.....	100

Chapitre 7 : Influence des ouvertures des pistes sur les sols forestiers

7.1 INTRODUCTION	101
7.2 PRESENTATION DES STATIONS.....	101
7.3 PISTES FORESTIERES DANS LA WILAYA DE SAÏDA	102
7.4 RESULTATS	102
7.4.1 L'incidence de l'ouverture des pistes sur les propriétés physiques des sols.....	102
7.4.2 L'incidence de l'ouverture des pistes sur les propriétés chimiques des sols	104
7.4.3 L'incidence de l'ouverture des pistes sur les propriétés biologiques des sols	105
7.5 DISCUSSION.....	106
7.6 CONCLUSION.....	108

Chapitre 8 : Restauration des sols forestiers soumis à de forte contrainte anthropique

8.1 INTRODUCTION	109
8.2 RESULTATS	110
8.2.1 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols pâturés	110
8.2.2 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols incendiés.....	112
8.2.3 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols labourés	112
8.2.4 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols érodés	113
8.2.5 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols perturbés par l'ouverture de la piste forestière	116
8.3 DISCUSSION.....	118
8.4 CONCLUSION.....	122

Chapitre 9 : Synthèse et discussion générale

9.1 INTRODUCTION	124
9.2 STADE DE DEGRADATION DE LA QUALITE DES SOLS FACE AUX DIFFERENTS BOULEVERSEMENTS.	125
9.3 VULNERABILITES DES FORETS DES ZONES SEMI ARIDES AUX PERTURBATIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE.....	128
9.4 DEGRE D'EFFICACITE DE LA RESTAURATION DE LA QUALITE DES SOLS PAR L'APPORT DE COMPOST	131
CONCLUSION GENERALE.....	134
PERSPECTIVES	136
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	137
ANNEXES... ..	163

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

La région méditerranéenne est l'un des 34 points chauds (hot-spots) de biodiversité identifiés au plan mondial. Cette richesse biologique élevée, aujourd'hui menacée, s'explique par la diversité des contextes géologiques et édaphiques, par une forte hétérogénéité des conditions climatologiques à méso- et micro-échelle, et par l'ancienneté et l'importance des pratiques agro-pastorales (Guénon, 2010).

L'homme, dans sa nature a toujours utilisé son entourage en particulier son environnement naturel pour satisfaire ses besoins. Il se caractérise par son effectif, sa densité, sa croissance, sa culture, la construction, son alimentation, la cueillette et la prédation ; toutes ces fonctions agissent négativement sur les ressources naturelles. Ainsi, ce sont les activités vitales des populations qui influencent directement les composantes de l'environnement et généralement le modifient (Borsali, 2013).

La conservation, des forêts et de la végétation forestière du bassin méditerranéen constitue un problème complexe du fait de l'hétérogénéité des situations et des multiples usages et pressions anthropiques pratiqués par les diverses entités culturelles de la Méditerranée depuis des millénaires (Quézel et Médail, 2003). D'après Aber *et al.*, (2000) « *La conversion des paysages indigènes en activités humaines entraîne des changements généralisés dans la structure spatiale du paysage* » Pickett et White (1985), et d'énormes conséquences sur la biodiversité, les processus écologiques dont le cycle des nutriments et le cycle de l'eau, ...etc. Les processus naturels de succession des végétations sont alors perturbés par l'activité anthropique à travers l'exploitation du bois d'œuvre et les diverses techniques culturelles, principalement l'agriculture itinérante (Vink, 1983).

La structure spatiale des écosystèmes paysagers peut donc contribuer à éclairer les processus écologiques qui s'y déroulent (Fortin, 2002). En effet, chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés : sa structure spatiale, sa composition et son fonctionnement (Jan et Mahamane, 2005). De par cette relation, le paysage sera directement lié à la biodiversité et illustrera la confrontation qui existe entre la société et son milieu (Burel et Baudry, 1999).

Selon Bogaert et Salvador (2004) « *Les pressions anthropiques sur le paysage sont fortement accrues avec l'expansion démographique au XX^{ème} siècle* ». La population mondiale passera de 9,3 milliards d'habitants en 2050 à plus de 10.1 milliards en 2100 ; D'ici 2050 la

population des pays moins avancés ne fera que doubler en passant de 851 millions d'habitants en 2011 à plus de 1.7 milliards (DESA, 2010) .

Selon Stazewski (1957), cité par (Rieutort, 2004) les forêts de montagne sont fortement impactées par l'expansion démographique mondiale, [leur climat frais et les ressources naturelles qu'elles renferment représentent un véritable attrait pour les populations et deviennent par conséquent l'un des groupes les plus fragilisés]. En 1945, 188 millions d'individus vivaient dans les montagnes, en 1990, elle est passée à 800 millions d'individus soit 15% de la population mondiale (Rieutort, 2004). Selon les analyses de Meybeck et Vörösmarty (2011), cité par (Rieutort, 2004), 26% de la population mondiale vit à l'intérieur ou à proximité des zones de montagnes. Dans le même sens pour notre pays, l'office national des statistiques Algérien a déclaré en 2012 que, 38% des habitants vit en milieu rural. Ces concentrations importantes de population vont générer des perturbations qui *fonctionnent à toutes les échelles temporelles et spatiales et à tous les niveaux d'organisation d'intérêt écologique et évolutif* (Pickett *et al.*, 1985), et « jouent un rôle fondamental dans l'assemblage et l'évolution des écosystèmes » (Ponge, 2012).

Il a été observé une intensification de la pression anthropique sur les ressources naturelles ainsi qu'une surexploitation des sols due au déboisement systématique le long de grands axes routiers et à des mauvaises pratiques culturales (Binzangi, 2004). Un sol, moins protégé par la couverture végétale est soumis à l'action mécanique des précipitations qui provoquent une modification des états de surface (Assessment, 2005).

Toute une chaîne se poursuit lorsque les actions anthropiques sont présentes dans le milieu forestier. Majoritairement négatives, une perte énorme de la couverture végétale en matière d'espèces et strates, met directement le sol qui est déjà très sensible face aux différents fléaux climatiques. La combinaison de perturbations et de stress extrêmes engendrent la mort des micro-organismes (Suzina *et al.*, 2004) et mettent en jeu l'intégrité physique de l'écosystème (appauvrissement en ressource, modifications des propriétés physiques et chimiques des sols...) (Pickett et White, 1985).

Au cours de la dernière décennie une profonde réflexion sur l'avenir de la ressource sol, considérée comme non renouvelable à court et moyen terme, et particulièrement menacée par les activités humaines et les changements climatiques (Cécillon, 2008). Ainsi, une véritable stratégie de conservation des sols est en cours de mise en place à l'échelle continentale (Van-camp *et al.*, 2004).

Plusieurs techniques sont abordées par des scientifiques et qui visent à réparer les écosystèmes endommagés citant parmi elles, la restauration écologique, la réhabilitation, la réaffectation, la dépollution, ...etc. L'évaluation primaire du problème envisagé et les objectifs souhaitables à attendre, déterminent l'approche adéquate à utiliser.

La restauration de lieux dégradés a généralement comme objectif de changer ou de rétablir la vocation de ces sites, ou encore de les réintégrer dans leur milieu environnant. La restauration d'un sol consiste donc, entre autres, à rétablir les structures et les processus écologiques qui lui sont associés. Cette restauration peut être appliquée soit par la mise en défens, soit par l'ajout de matière exogène comme le biochar ou le compost. Cependant, les recherches scientifiques appliquées sur les bénéfices de ces apports sur la qualité chimique, physique et biologique des sols sont très étudiées (Borken *et al.*, 2002 ; Crecchio *et al.*, 2004 ; Adani *et al.*, 2007), dans de nombreux cas de perturbation de sols (Caravaca *et al.*, 2003) dont les incendies (Guerrero *et al.*, 2000 ; Guerrero *et al.*, 2001 ; Guerrero *et al.*, 2000 ; Larchevêque *et al.*, 2005 ; Kowaljow et Mazzarino, 2007 ; Arrouays et Ranger, 2014).

Les composts de boues de stations d'épuration constituent une forte source de MO, de nutriments et de biomasse microbienne et pourraient être un bon moyen pour remédier aux effets négatifs des actions anthropiques (Guénon, 2010). De plus, la qualité de ces apports pourrait être plus ou moins adaptée à l'état de perturbation de l'écosystème notamment en termes de ressource pour les micro-organismes. Ainsi, les amendements sur les sols perturbés constitueraient une voie de valorisation des produits résiduels organiques, s'intégrant dans la mise en place d'une gestion raisonnée de ces produits (Guénon, 2010).

Hypothèse et objectifs

Face à ce déséquilibre écologique qu'induisent les actions anthropiques, l'identification et l'analyse de quelques types de perturbations, l'évaluation de leurs effets sur les propriétés des sols forestiers, demeurent nécessaires. L'aptitude de reconstitution des propriétés des sols anthropisés par l'apport de compost doit ainsi être éclairée par une évaluation objective.

Les objectifs de cette thèse sont d'identifier les principaux types de perturbations anthropiques existantes dans la forêt de Keroua, d'évaluer l'état des sols soumis à ces contraintes et voir l'efficacité de la restauration écologique par l'apport de compost. Pour atteindre ces objectifs, il est nécessaire :

- D'identifier les actions anthropiques les plus importantes dans la forêt sélectionnée, basées essentiellement sur les données statistiques des forestiers et les sorties sur terrain.
- L'évaluation de l'état physique, chimiques et microbiologiques du sol de la forêt Keroua soumise aux différentes actions anthropiques.
- Déterminer le degré d'efficacité de l'apport de composts pour favoriser la restauration écologique de la qualité de ces sols anthropisés et voir si cette pratique est convenable et praticable pour toutes les contraintes.

CHAPITRE 1

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Généralités sur les sols

Le sol est formé d'une mince pellicule de quelques centimètres à quelques mètres situé à l'interface de la lithosphère, de l'atmosphère, de l'hydrosphère et de la biosphère, le sol résulte de l'altération de la roche mère sous l'effet du climat et de l'activité biologique (Girard *et al.*, 2011).

Ce processus s'étend sur plusieurs millénaires ce qui fait du sol une ressource particulièrement fragile puisque non renouvelable à l'échelle humaine. Par conséquent sa protection doit faire l'objet de la plus grande attention (Burrow, 2015).

Dans un premier temps, la roche mère subit une désagrégation physique qui la fractionne en morceaux de différentes tailles sous l'effet conjugué du vent, du gel et de l'eau. Puis les roches subissent une altération dit biogéochimique que modifie leur composition minéralogique. Cette altération des minéraux primaire conduit à la formation des minéraux secondaires qui s'altèrent à leur tour par l'effet de l'activité biologique et du climat (Burrow, 2015).

Un sol qui se forme se caractérise par l'imbrication étroite d'un ensemble de particules minérales de taille et de nature variées (argiles, sables et limons) avec la matière organique issue de la dégradation des êtres vivants. L'organisation de ces différents constituants organiques et minéraux est à l'origine d'une succession de couches pédologiques relativement homogènes appelées horizons (Burrow, 2015). Les proportions respectives des différentes particules minérales vont influencer la texture du sol, et par là même ses caractéristiques agronomiques, la texture influence d'ailleurs directement la structure et les autres propriétés du sol essentielle à sa fertilité. Celle-ci peut être définie comme étant le mode d'assemblage des constituant solides du sol, minéraux et/ou organiques, qui peuvent s'agréguer ou non. La structure d'un sol détermine en premier lieu la porosité, c'est-à-dire la quantité et l'arrangement du vides du sol (Gobat *et al.*, 2010).

L'architecture de ce réseau de pores revêt une importance capitale pour la fertilité d'un sol puisqu'elle va définir son aptitude à l'infiltration de l'eau, à son stockage et à sa disponibilité pour les plantes (Stengel *et al.*, 2009).

Outre cette fraction inerte, de nombreux organismes vivant trouvent refuge dans le sol ou ils participent à sa formation, son évolution et agissent sur ses propriétés physico-chimiques et sur les fonctions qu'il remplit. La complexité et l'hétérogénéité du système sol engendrent en effet un grand nombre de niches écologiques à coloniser (Lohm *et al.*, 1977) d'où une

diversité d'organismes très élevée allant des bactéries à la pédofaune en passant par les champignons, les algues et les plantes.

Au rang des interactions entre le sol et les êtres vivants qu'il abrite, on peut citer entre autres les flux d'éléments nutritifs au niveau de l'interface sol-racine appelée rhizosphère ; la contribution des micro-organismes aux cycles biogéochimique ou encore la dégradation de la matière organique par les organismes de la pédofaune (Burrow, 2015).

1.1.1 Les sols méditerranéens, algériens et dans la Wilaya de Saïda

1.1.1.1 Origine et diversité des sols méditerranéens et algériens

Sur le plan géographique (figure 1), la région méditerranéenne s'étend des Alpes au Sahara, et de l'océan Atlantique à la mer Caspienne. Elle regroupe 22 pays dont l'Algérie qui est incluse dans le groupe du Afrique du Nord (Antipolis, 2003).



Figure 1 : Les pays méditerranéens et leurs régions

(Source : Antipolis, 2003)

Les sols méditerranéens sont des sols qui se sont formés sous un climat méditerranéen (Verney *et al.*, 2007). Depuis des millénaires, les interactions multiples entre les processus naturels de pédogénèse et les activités humaines ont conduit à la formation des sols méditerranéens tels que nous les connaissons aujourd'hui. Dès le Néolithique, où pense-t-on

les systèmes agraires reposaient sur la technique de la culture itinérante après « abatis-brûlis », avec des effets fortement érosifs sur certains sols, l'homme a contraint son environnement parfois bien au-delà de ce que ce dernier pouvait supporter. Rares sont les sols méditerranéens qui ont pu évoluer sans être marqués plus ou moins profondément par l'action directe ou indirecte de l'homme (Guénon, 2010).

Les sols de la région méditerranéenne sont extrêmement variés du fait de la grande diversité des roches-mères et de la variété des pentes. Ils sont généralement placés sur un substrat géologique sédimentaire reposant sous un sol métamorphosé. On observe par endroits des terrains volcaniques souvent anciens ou des affleurements cristallins très localisés (Borsali, 2013).

Fondamentalement, ces sols sont fragiles à l'exception de ceux situés dans les grandes plaines alluviales (M'Hirit, 1999). Les sols méditerranéens présentent une grande diversité en raison de la grande variabilité des facteurs naturels (climat, végétation, physiographie, géologie et lithologie) qui conditionnent leur formation et leur répartition. Parmi la large gamme de types de sols rencontrés, l'un est spécifique de la région méditerranéenne : les sols rouges méditerranéens sous sols fersiallitiques dont fait partie la *terra rosa* rencontrée en zone karstique. Ces sols fersiallitiques sont de bons sols agricoles ou forestiers, à la condition qu'ils soient protégés de l'érosion. Ils sont en effet particulièrement sensibles à l'érosion éolienne ou hydrique, surtout dans la situation de découverte végétale dans laquelle ils se retrouvent après un incendie ou par suite du surpâturage. L'érosion réduit ces sols à des sols squelettiques autour de croûtes calcaires stériles. Globalement, les sols méditerranéens sont souvent fragiles, soumis à des actions anthropiques importantes et rajeunis par l'érosion. Ils sont alors peu profonds, peu différenciés et pauvres en matière organique. Ils ont une capacité de réserve en eau faible, ce qui est un lourd handicap pour des régions où les précipitations sont très insuffisantes pour assurer la croissance des plantes. Néanmoins, il existe aussi, dans ces régions, des sols profonds, bien structurés, souvent plats ou peu pentus et retenant bien l'eau, notamment dans le Lasram (1993) a fait une description des principaux sols méditerranéens qu'il est possible de récapituler comme suit :

- **Fluvisols** (FAO, 1988 Fluvents – Soil Taxonomy, 1975): Sols peu évolués non climatiques d'apport alluvial - CPCS, 1967 Jeunes sols alluviaux parmi les plus fertiles de la région, presque tous sont riches en bases ou sont légèrement calcaires. Ce sont des sols très importants pour l'agriculture ; ils apparaissent dans des zones planes autour des principaux cours d'eau

comme l'Ebre et le Rhône. Ils sont adaptés à une grande diversité de culture et sont très productifs, surtout lorsqu'ils sont irrigués.

- **Régosols** (FAO, 1988 Orthents– SoilTaxonomy, 1975) : Sols peu évolués non climatiques d'apport alluvial ou marin - CPCS, 1967 Jeunes sols qui apparaissent sur des terrains tendres ou meubles, souvent pentus ; ils sont peu évolués ou constamment rajeunis par l'érosion. La topographie et le stress hydrique sont leurs principales limitations même si certains, à texture plus fine, sont fertiles. Lorsque la topographie est favorable ils peuvent porter des cultures de céréales, ou de l'arboriculture irriguée. Dans les régions montagneuses et vallonnées, ces sols sont soit pâturés de manière extensive soit restent sous couvert forestier. On les trouve aussi associés aux dunes de sable ou aux sols récents déposés dans les déserts.

- **Leptosols** (FAO, 1988 Orthens – Soil Taxonomy, 1975) : Sols minéraux bruts CPCS, 1967. Sols très peu profonds, apparaissant généralement sur des terrains de roches dures pentus à très pentus. Ces sols très sensibles à l'érosion devraient être laissés sous une végétation naturelle protectrice. Lorsqu'ils sont abîmés des mesures de conservation devraient être prises. Ils sont très présents en région méditerranéenne. La forêt et le pâturage extensif contrôlé sont les utilisations les plus adaptées.

- **Rendzicleptosols** (FAO, 1988 Xerosols – soil Taxonomy, 1975 Rendzines - CPCS, 1967) : Sols, toujours sur roche mère calcaire, riches en humus, souvent peu profonds, avec des taux élevés en graviers ; ils apparaissent souvent sur des terrains accidentés. Sur des pentes faibles, le développement d'une agriculture intensive est possible (olives, figues, vignes, orge, légumes, pâtures d'hiver). Sur les sols les plus en pente la forêt et le pâturage extensif contrôlé sont les utilisations les plus recommandées.

- **Vertisols** (FAO, 1988) : Sols souvent profonds et homogènes, caractérisés par des teneurs élevées en argiles gonflantes. Ils sont particulièrement représentés au Moyen Orient et au Maghreb. Ces sols sont à bon potentiel agricole mais ils doivent faire l'objet de pratiques agricoles spécifiques pour assurer un rendement durable peu aptes à l'agriculture de subsistance. A moins de disposer de puissants moyens demécanisation et d'irrigation, ces sols sont plutôt destinés au pâturage.

- **Luvisols chromiques** (FAO, 1988 Rhodoxeralfs - SoilTaxonomy, 1975) : Sols rouges méditerranéens (CPCS, 1967). Sols généralement décarbonatés, mais riches en bases ; ils se développent sur différents matériaux. Les plus connus sont les terra rossa développées sur du calcaire dur. Dans les montagnes de Grèce, d'Albanie, d'Italie, de Turquie, ils sont de type

caillouteux. Beaucoup sont dégradés, à cause des cultures, de la déforestation et du surpâturage. Ils sont encore largement utilisés dans tous les pays méditerranéens pour des cultures très diverses.

- **Calcisols** (FAO, 1988 Eurochrepts - SoilTaxonomy, 1975): Sols comportant souvent une accumulation significative de carbonate de calcium à leur base ; ils apparaissent sous les climats méditerranéens les plus secs. En Afrique du Nord, ce sont surtout des terrains peu pentus utilisés pour les céréales d'hiver et pour l'élevage extensif. En Espagne (Andalousie) et en Turquie (Anatolie de l'Ouest) ces sols se trouvent sur des reliefs vallonnés ou montagneux et sont souvent caillouteux. Les principales utilisations sont alors la vigne, le pâturage ou la forêt.

1.1.1.2 Les sols des zones arides et semi arides en Algérie

Selon Guettouche et *al.*, (2006), le milieu aride et semi-aride est fortement représenté en Algérie du nord, il constitue plus de 70 % des régions tello-atlasiques, depuis le littoral méditerranéen jusqu'à la marge nord du Sahara autour de la grande flexure sud atlasique au sud. Ce milieu se caractérise en général par la rareté et l'inégalité de la répartition des pluies, il se singularise aussi par la dégradation du couvert végétal en allant d'un maquis et d'un matorral fortement anthropisé à une steppe en continuel recul. A noter aussi que l'une des plus grandes coïncidences dans ce milieu, est l'existence d'un parfait parallélisme entre les conditions bioclimatiques et développement des phénomènes d'encroûtement à la fois gypseux et carbonatés, et c'est dans ces inter-relations que se situe les origines et les fondements de l'évolution des phénomènes encroûtants en Algérie aride et semi-aride. Ceci en plus du rôle des conditions morphopédologiques dans cette évolution et dans ce parallélisme à travers la lithologie des faciès carbonatés et des sols calciques (Halitim, 1988; Djilli et *al.*, 1999).

Dans les régions arides et semi-arides, les sols, d'une manière générale, posent d'énormes problèmes de mise en valeur. Ils présentent souvent des croûtes calcaires ou gypseuses et sont la plupart du temps salés et sujets à l'érosion et à une salinisation secondaire (Aubert, 1960). Les sols dénommés, sols arides ou aridisols dans la classification américaine sont en général peu développés sur le plan morphologique et ont une structure très instable du fait des variations brutales de température et d'humidité (Robert, 1996). Les zones semi-arides renferment des sols plus développés que les régions arides; le couvert végétal se compose d'herbe et, lorsque l'humidité est plus grande, de savane. Les sols sont beaucoup mieux lessivés, surtout dans les horizons A et B, et l'horizon calcaire, s'il y en a un, se trouve à des profondeurs

plus grandes. On remarque fréquemment des fissures dans les sols asséchés à texture fine. À mesure que l'aridité diminue, la structure des sols s'améliore, et dans les lits d'inondation et les dépressions, ceux-ci sont relativement bien développés; de plus, les dépressions mal drainées sont souvent caractérisées par des sols alcalins. Les phénomènes encroûtant gypso-calcaires à ravens les régions semi-arides et arides maghrébines ont attiré, depuis le début du siècle dernier, l'attention d'un grand nombre de chercheurs, dont certains ont confondu les encroûtements calcaires avec les calcaires lacustres, particulièrement ceux des hautes plaines algériennes centrales et occidentales (Halitim, 1988 ; Djilli et *al.*, 1999 ; Guettouche et *al.*, 2006).

Les caractères essentiels que l'on retrouve dans la plupart des sols de ces régions sont leur absence de lessivage, sauf en ce qui concerne les éléments solubles, et leur richesse en matière organique répartie non pas seulement dans un horizon superficiel s'arrêtant brusquement en profondeur, mais dans tout son profil. Celle-ci, ou bien n'est pas évoluée, par suite du climat trop sec ou est fortement humidifiée. Il ne se forme pas d'humus grossier dans ces régions. L'horizon même le plus riche en humus est ou neutre – quelquefois faiblement acide – ou alcalin ces sols se forment sous une température moyenne peu élevée – 10 à 15°, par exemple : les réactions d'hydrolyse sont assez limitées, et assez peu d'hydrate de fer est individualisé ; le sol reste assez foncé. Suivant la valeur de la pluviométrie et la densité de la végétation, il se formera un sol gris, un sol brun, un sol châtain de plus en plus riche en matière organique et en humus. Si au contraire, la température moyenne est plus élevée (20 à 25°) par exemple, les phénomènes d'hydrolyse revêtent une plus grande intensité, la masse d'hydrate de fer individualisée au cours de la pédogénèse devient plus importante, et la couleur foncée fait place à la teinte plus rouge, des sols brun-rouge, ou des sols châtain-rouge qui se développent (Aubert, 1950).

D'un point de vue chimique, un autre élément dont l'évolution est fondamentale dans la pédogénèse de ces régions semi-aride est le calcaire. Dans certains sols comme dans ceux que nous venons d'indiquer plus haut, cet élément tend à être entraîné en profondeur où il peut parfois se concrétionner. Dans d'autres, au contraire, il reste réparti dans tout l'ensemble du profil, et sa teneur dans les horizons superficiels n'est guère plus faible que dans les horizons profonds ; le sol peut alors être une rendzine. Sur calcaire, c'est ce second type de pédogénèse qui se développe, lorsque la pluviométrie est suffisante pour que la végétation de graminées reste dense, mais assez faible cependant pour que l'entraînement du calcaire en profondeur soit très ralenti. Le même résultat peut provenir simplement d'une accentuation des phénomènes de remonter pendant la période sèche ; ou de conditions climatiques – variations très fréquentes

et fortes de l'humidité du sol et du sous-sol, gels importants, etc... - telles que la désagrégation de la roche-mère soit assez intense et son altération faible. La cause de cette évolution peut également être recherchée dans le caractère pétrographique du calcaire, facilement et finement brisable, mais assez largement cristallisé pour ne se dissoudre que lentement (Aubert, 1950). Enfin, c'est souvent à sa position on pente qu'est due l'apparition d'une rendzine dans ces régions, comme cela a été aussi mis en évidence dans les contrées plus humides (Demolon, 1948). Si l'évolution du calcaire est si importante dans la genèse des sols de ces régions, c'est essentiellement par suite des alternatives très brutales d'humidité forte en temps de pluie et de sécheresse intense pendant la plus grande partie de l'année, auxquelles ils sont soumis. Aussi l'évolution de sols encore plus solubles, tels que chlorures et sulfates de sodium, magnésium et calcium, devient-elle l'élément essentiel de la dynamique de ces sols (Aubert, 1950). La plus part des sols des régions aride sont caractérisés par la présence d'accumulation calcaire réduisant la profondeur de sol utile ; ils sont généralement pauvres en matière organique et sensibles à la dégradation. Les bons sols dont la superficie est limitée, se situent au niveau des dépressions (sols d'apport alluvial) soit linéaire et constituées par les lits d'oueds soit fermées et appelées Dayas (Nedjimi et Homida, 2006).

1.1.1.3 Les sols dans la wilaya de Saïda

1.1.1.3.1 Les caractéristiques physiques du relief

A l'exception du Sud où dominant les hautes plaines steppique, c'est un domaine relativement montagneux qui imprime une physionomie géographique assez remarquable. La limite entre les deux milieux (le nord montagneux et le sud steppique) correspond à la ligne de partage des eaux de petits djebels au nord de Moulay Larbi et du djebel Sidi Youssef. De part et d'autre part de cette ligne d'écoulement des eaux se fait au nord dans le milieu montagneux. Il impose de ce fait un régime hydrographique de type endoréique; et vers le sud dans le milieu steppique où le régime hydrographique est de type exoréique. Ce territoire n'a donc pas de caractère homogène puisqu'il se caractérise par une alternance de milieux très contrastés dont les grands ensembles sont au nombre de trois (Labani, 2005) :

- *Le milieu montagnard* : constitué par une série de djebels généralement orientés vers sud-ouest/nord-est, peu accentués et aux dénivellations peu importantes conférant à l'ensemble orographique une allure tabulaire ondulée. Les plateaux ondulés sont incisés par une série d'oueds pérennes courants dans des fonds de vallées plus au moins aérées.

Les altitudes avoisinant les 1000 m en moyenne déclinent des sommets jusqu'à 1339 m sur le djebel Sidi Youcef (Koudiat Si Elkbir). Au sud de ces plateaux ondulés se trouve une zone de contact avec les hautes plaines steppiques : c'est la plaine des Maalifs (ou plaine de Hassasna-Moulay Larbi) se situant à des altitudes moyennes de l'ordre de 1100 m.

- **Les plateaux** : ils se localisent surtout dans la partie sud de zone et concernent les communes de Sidi Ahmed et de Maarmora. Le premier plateau à l'est d'Aïn-El-Hadjar avec une altitude fluctuant entre 900 et 1300 m. Le deuxième au sud caractérisé par des affleurements rocheux, occupé par un matorral bas et clair à base *Chamaerops humilis* et de broussailles basses clairsemées à *Juniperus oxycedrus* (indicateur de conditions de froid et de forte amplitude thermique). La plaine des Maalifs constituée par un assez vaste replat au sud-ouest d'Ain El Hadjar et de Bourached se présente comme un plateau. Les sols y sont profonds et fertiles à vocation céréalière mais sous-utilisés. Les plateaux ondulés sont traversés par une série d'oueds qui constituent un espace de transition entre la montagne et la steppe. A 1000 mètres d'altitude, apparaît un vaste plateau servant de point de repos pour les troupeaux lors de la transhumance des pasteurs-nomades. De nos jours il est devenu une zone de sédentarisation de nombreuses populations nomades et montagnardes qui cultivent désormais céréales et fourrages et qui élèvent d'importants troupeaux de moutons (Sahli, 1997).

- **Le milieu steppique** : les altitudes sont élevées et dépassent les 1100 m en moyenne pouvant atteindre jusqu'à 1200 m. Cet espace est caractérisé par des précipitations assez faibles, inférieures à 250 mm et très irrégulières auxquelles s'ajoute le sirocco. Le substrat est à dominance calcaire relativement encroûté ne générant que de faibles horizons superficiels menacés et détruits par l'érosion éolienne et hydrique (Labani, 2005).

1.1.1.3.2 La répartition des sols

La répartition des sols obéit aux conditions générales qui régissent le milieu naturel. Orographie, lithologie, occupation du sol et climat agissent ensemble tant dans l'évolution des sols que dans leur extension spatiale. Une plus grande diversité de sols se trouve dans la partie Nord des monts de Saida (Conservation des forêts de Saida, 2007).

Les données disponibles sur les ressources en sol des monts de Saida sont très mal connues. En effet très peu d'études ont été réalisées au niveau de cet espace (Kefifa, 2014). Les plus récentes sont celles décrits et répertoriés par l'étude pédologique réalisée par (SATEC, 1976) (figure 2).

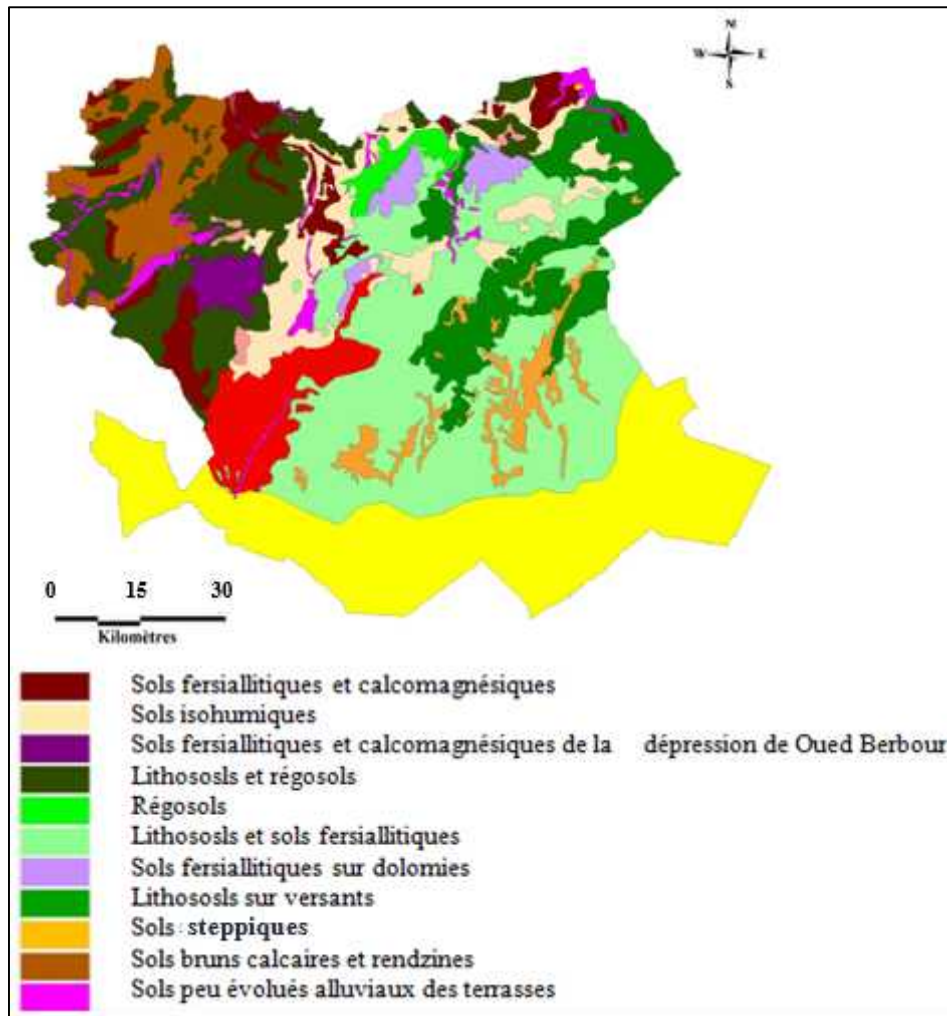


Figure 2 : Carte des sols de la wilaya de Saïda (Source : SATEC, 1976)

D'après les services de la conservation des forêts de Saïda, (2007), la wilaya regroupe selon les formations pédologiques deux types de sols.

1.1.1.3.2.1 Les sols de plaines et vallées

Dans les petites plaines du nord du massif et les vallées plus au moins encaissés (Tifrit) les sols alluviaux sont dominants et occupent les parties basses et planes. Ils sont quelque fois associés à des sols bruns rouges méditerranéens à texture légère ou encore des sols bruns ou des lithosols, qui les surplombent à partir des collines douces. Ces sols constituent le meilleur potentiel et acceptent une grande diversité des cultures, notamment les cultures irriguées à cause d'un drainage naturel satisfaisant, dans les vallées en l'occurrence.

1.1.1.3.2.2 Les sols de montagnes

La plus grande partie des sols cités précédemment se retrouve en milieu montagneux. Cependant, il y a un ordonnancement naturel dans leur répartition, due encore à leur condition

de développement. Sur les hauts versants quand la végétation naturelle offre une bonne couverture et de bonnes conditions pédogénétiques (cas des forêts dense au Nord) s'installent les rendzines. Une fois cette végétation naturelle dégradée la place est laissée à des rendzines dégradées.

1.2 Concept de qualité des sols

Le sol est un système écologique complexe et le lieu de multiples échanges qui régulent les processus écologiques (Gobat *et al.*, 2003). Un dysfonctionnement partiel ou intégral du système nécessite une approche écologique qui intègre l'ensemble des processus liés à son fonctionnement. Selon O'Neill *et al.* (1986), le bon fonctionnement d'un écosystème passe par l'intégrité des cycles de la matière et des flux d'énergie, par sa stabilité structurale et par la capacité de résilience après un stress ou une perturbation. Le sol étant le support des écosystèmes, il est directement exposé aux agressions anthropiques et aux perturbations naturelles. L'altération de l'intégrité des sols et de ses fonctions peut alors affecter le fonctionnement de l'écosystème dans sa totalité (Guénon, 2010). Selon le même auteur, le concept de qualité des sols est une notion subjective et très dynamique. Les définitions pléthoriques ont donné lieu à de nombreux critères d'évaluation et d'interprétation.

Gros (2002) définit sur une base bibliographique la qualité d'un sol comme étant « ...sa capacité à assumer ses fonctions de productivité, à contribuer à la protection de la santé des écosystèmes et de la qualité de l'eau contre les agressions anthropiques, et à retrouver après une perturbation un fonctionnement physique, chimique et/ou biologique identique ou proche du fonctionnement initial dans un temps court à l'échelle humaine ». Plus récemment, Cécillon (2008) propose de dépasser cette vision du sol centrée sur l'objet et ces fonctions écologiques que lui confère sa position d'interface entre la lithosphère, l'hydrosphère et l'atmosphère. L'auteur suggère une autre approche plus pragmatique, centrée sur l'homme et ses besoins vis-à-vis des sols.

Les indicateurs de la qualité des sols sont des propriétés physiques, chimiques et biologiques dont la mesure doit permettre d'appréhender les fonctions essentielles (Guénon, 2010). Pour bien identifier ces indicateurs, Doran et Parkin (1994) proposent que, la qualité des sols doit passer par l'utilisation d'indicateurs pertinents qui intègrent leur grande variabilité spatiale et temporelle dont les propriétés intrinsèques évoluent à différentes échelles. Alors que pour Mausbach et Tugel (1997), l'évaluation de la qualité des sols peut être réalisée par de simples observations ou des mesures qualitatives très complexes.

Pour que les indicateurs répondent de façon optimale aux besoins de l'évaluation de la qualité des sols dans l'espace et le temps, ces auteurs proposent quatre critères de sélection :

- Les indicateurs de la qualité des sols doivent traduire les processus qui ont lieu au sein de l'écosystème
- Ils doivent également intégrer des propriétés et des processus physiques, chimiques et biologiques et servir de base à l'estimation de propriétés du sol ou de fonctions qu'il est plus difficile de mesurer directement
- Etre sensibles aux variations anthropiques et naturelles sur le long terme
- Faire partie intégrante de bases de données existantes lorsque c'est possible.

1.2.1 La qualité chimique des sols

La qualité chimique d'un sol est donc contrôlée par des facteurs externes (la situation géographique, le climat, les connections avec des écosystèmes voisins) mais également par des facteurs internes (l'activité microbienne, relation entre les organismes) qui régulent la disponibilité de la ressource chimique (Tessier *et al.*, 1996). Les propriétés chimiques d'un sol conditionnent les processus biologiques qui s'y déroulent. Leur altération peut donc perturber le fonctionnement biologique d'un sol (Guénon, 2010). Le fonctionnement d'un écosystème est régi par des boucles de rétroaction (ou « feedback loops ») entre la ressource organique apportée par les plantes et les communautés microbiennes qui la minéralisent apportant ainsi les nutriments aux plantes (Bever, 2003). Ces boucles de rétroaction conditionnent la disponibilité de la ressource minérale d'un sol, elle-même régie par des mécanismes écologiques tels que la compétition, la facilitation et le mutualisme entre les communautés végétales et les communautés microbiennes (Wardle, 2002).

1.2.2 La qualité physique des sols

La qualité physique des sols est étroitement liée à la structure des sols, c'est-à-dire à la façon dont les constituants minéraux et organiques sont assemblés les uns par rapport aux autres. C'est en effet dans ces différents vides que l'eau et les gaz circulent ou sont stockés et que les êtres vivants peuvent se développer (Tessier *et al.*, 1996). Les acteurs qui rentrent et interviennent dans la construction de la qualité physique des sols sont multiples. Guénon (2010) synthétise ces derniers et montre que, la macro-faune et les micro-organismes sont les principaux acteurs de la structuration des sols. Notamment l'action des lombrics qui déplacent, retournent, aèrent les sols et augmentent la cohésion entre particules au travers leurs déjections et les micro-organismes qui synthétisent des polysaccharides qui agglomèrent les particules

entre elles. L'action des racines n'est pas à négligée à la fois en terme de protection des sols et d'aération (augmentent la porosité des sols). En effet, la stabilité de la structure, c'est-à-dire la permanence de structure sous l'effet de différents agents d'agression (pluies, vents et animaux) est un aspect très important de la qualité physique des sols. Cette structure détermine les vides nécessaires à la vie c'est-à dire le transport des gaz, des solutés et la circulation de l'eau, ou encore leur stockage permettant aux êtres vivants de se développer. La matière organique est un véritable ciment pour la structure des sols, de même que la qualité chimique possède une réelle influence sur la stabilité structurale notamment les ions monovalents (Na) sur le complexe d'échange qui ont une forte influence négative. La structure des sols est responsable de la retenue de l'eau disponible pour les plantes. En effet, l'eau stockée dans les sols est d'autant plus grande que les pores sont de petite taille et nombreux. La quantité d'eau disponible est donc liée à la porosité des sols et à leur profondeur.

La perméabilité des sols joue également un rôle important dans la vitesse d'infiltration des eaux de pluie. Cependant en cas de fortes pluies, le ruissèlement est inévitable d'autant plus si les sols ont été récemment incendiés. Les sols ont tendance à se dessécher pendant la période estivale et se rechargent en eau à l'automne et l'hiver jusqu'à saturation, c'est-à-dire qu'ils atteignent la capacité au champ (quantité maximale d'eau que peut retenir un sol).

1.2.3 La qualité biologique des sols

Les organismes du sol sont responsables, directement ou indirectement, de nombreuses fonctions clés du fonctionnement des sols. Celles-ci incluent la décomposition des résidus animaux et végétaux, la transformation et le stockage des nutriments, les échanges gazeux et hydriques, la formation et la stabilisation de la structure du sol, la synthèse des composés humiques et la dégradation des molécules xénobiotiques (Dick, 1997). L'abondance, l'activité et la diversité des micro-organismes sont autant d'indicateurs reflétant cette qualité biologique et permettant de caractériser les niveaux de fonctionnement des sols.

Les micro-organismes ont un rôle fondamental dans la minéralisation de la matière organique (Vance et Chapin, 2001). Les activités hydrolytiques et oxydatives des protéines enzymatiques sont par conséquent des indicateurs potentiels de la qualité biologique des sols (Graham et Haynes, 2004; Mijangos *et al.*, 2006). Les deux paramètres microbiologiques les plus communément mesurés pour évaluer la réponse des micro-organismes à des changements de leur milieu, sont des mesures globales telles que la taille des populations bactériennes (dénombrement) et la mesure de la biomasse des sols.

Ces approches globales donnent une vision d'ensemble du fonctionnement microbien du sol mais restent descriptives. Les modifications dans des groupes fonctionnels qui accomplissent des fonctions essentielles dans le sol, apportent des informations sur le fonctionnement à l'échelle de l'écosystème (Guénon, 2010).

1.3 Fonctions et services assurés par le sol

Le sol, compartiment essentiel des écosystèmes et ainsi un système écologique vivant, complexe et dynamique aux nombreuses fonctions. Ces fonctions interviennent dans la majorité des services écosystémiques énoncés dans le cadre de l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (figure 3) (Assessment, 2005).

1.3.1 Fonctions

Assessment, (2005). précise que les quatre principaux points des fonctions du sol dans le processus de production végétale sont :

1- le sol est la source essentielle de minéraux dont se nourrissent les végétaux et de matière organique dont l'activité est moins indispensable au développement et à la production des végétaux. Le sol régit les phénomènes de décomposition des organismes morts et d'altération de la roche mère qui participent au renouvellement naturel des stocks de matière organiques et de nutriments ;

2- le sol élimine l'excès d'eau par percolation, et s'oppose au déficit à travers la rétention d'eau dans les feuilles d'argile et de matière organique pour ainsi constituer un stock optimale au développement de la culture ;

3- le sol exerce un pouvoir tampon, en s'opposant aux variations brutales et excessives de la température et de la composition minérale. Il maintient aussi la température et le pH à l'optimum vital pour les végétaux et pour la faune microbienne.

4- le sol en facilitant la circulation de l'air, constitue un milieu idéal de vie aux végétaux et aux microorganismes.

1.3.2 Services

Selon Burrow (2015), les services écosystémiques fournis par le sol peuvent être divisés en quatre catégories :

Services d’approvisionnement : on peut citer par exemple :

D’après Walter *et al.*, (2013), les services d’approvisionnement regroupent l’ensemble des productions issues des sols :

- Produits destinés à l’alimentation humaine, mais aussi aux animaux d’élevage ;
- Bois issus des forêts à vocation énergétique ou pour le bâtiment
- Fibre destinée à la production de textiles (coton, lin, etc.)
- Matériau brut extrait des sols pour servir de support horticole (tourbe, argile) ou pour servir de matériaux de construction (bauge, brique en terre) ;
- Ressource génétique issue de la biodiversité interne au sol qui fournit notamment des produits biochimiques et pharmaceutiques.

La fonction de support physique assurée par les sols est également incluse dans cette catégorie de services : les sols représentent en effet la base physique sur laquelle les animaux, les humains, mais aussi l’ensemble des infrastructures se tiennent. L’importance des services d’approvisionnement assurée par les sols est évidemment considérable. Il apparaît notamment que plus de 90 % des besoins nutritionnels de la population humaine (97 % des calories et 93 % des protéines) sont couverts par des produits végétaux ou animaux fournis directement ou indirectement par les sols. Les projections futures, quels que soient les scénarios retenus, montrent que cette prédominance très forte va se maintenir, à la fois pour subvenir aux besoins nutritionnels (en quantité et en qualité) d’une population mondiale en forte croissance et pour répondre aux défis de la transition énergétique. La nécessité de préserver et d’accroître les services d’approvisionnement fournis par les sols sera donc bien un enjeu majeur du vingt-et-unième siècle. Notons que l’importance des sols dans les fonctions de production transparaît peu dans les publications et les statistiques évaluant les services écosystémiques. Les sols sont ainsi englobés dans des catégories où on peine à reconnaître leur importance spécifique dans les services d’approvisionnement (Walter *et al.*, 2013).

Services de régulation :

Les services de régulation dérivent à la fois des caractéristiques propres des sols et de leur position particulière à l’interface des autres grands compartiments de la planète Terre (biosphère, lithosphère, hydrosphère) (Walter *et al.*, 2013). Le sol est d’abord un acteur prépondérant du cycle de l’eau (Dörfigler et Gascuel-Odoux, 2014) via son rôle de partage des pluies entre infiltration et ruissellement, sa capacité de stockage supérieure à celle de l’atmosphère et des rivières (de l’ordre de 50 à 400 litres par mètre carré), mais aussi les échanges et réactions biogéochimiques qui s’y produisent. Le sol joue un rôle essentiel de

régulation, en quantité et en qualité, des transferts d'eau entre l'atmosphère, les nappes souterraines et les cours d'eau et il assure une fonction de réserve en eau pour les plantes et les organismes du sol.

Les sols abritent ensuite une diversité considérable d'organismes vivants appartenant, d'une part, à tous les groupes connus de micro-organismes (bactéries, actinomycètes, champignons, algues, protozoaires) et, d'autre part, à certains groupes d'animaux comme, par exemple, des nématodes, des lombriciens et des arthropodes (Cluzeau *et al.*, 2011). Selon Walter *et al.*, (2013), ces organismes présentent une très grande diversité, ils ont de très grandes interactions trophiques et physico-chimiques entre eux, avec les plantes (notamment leurs racines), mais aussi avec les constituants organominéraux des sols. L'étude des organismes des sols mobilise aujourd'hui les outils de biologie moléculaire qui ouvrent, progressivement, la voie à la connaissance des organismes non cultivables en laboratoire : soit plus de 95 % des bactéries et champignons du sol, jusque-là non identifiés par les approches microbiologiques classiques. Cette biodiversité du sol, encore méconnue, joue un rôle essentiel dans l'ensemble des processus biogéochimiques des sols, en particulier ceux affectant les cycles du carbone et des nutriments, notamment l'azote. Elle joue aussi un rôle important vis-à-vis de la protection des plantes puisqu'à la fois, des ravageurs des plantes (par exemple, des limaces) et des auxiliaires de culture (par exemple, des carabes) peuvent effectuer, en totalité ou en partie, leur cycle de développement ou de reproduction dans les sols. Les organismes des sols contribuent également à la structuration des sols en modifiant la porosité (par exemple, lombriciens, enchytreides) ou la cohésion des sols (par exemple, par sécrétion de ciments organiques par les bactéries ou par le développement des hyphes de champignons), ce qui influence les propriétés physiques, mais également hydriques des sols.

De façon plus générale, les sols constituent un compartiment essentiel des grands cycles biogéochimiques des éléments, en particulier pour le carbone, mais aussi pour d'autres éléments (N, O, P, K, Cu, Zn, ...). Ils constituent un lieu de stockage, de transformation et de transfert important du cycle naturel des éléments, mais, de plus, reçoivent une partie importante des flux d'origine anthropique. En effet, les activités anthropiques génèrent des apports volontaires au sol : ce sont toutes les pratiques de fertilisation ou d'amendement des sols et des apports fortuits liés aux dépôts atmosphériques ou à la présence de certains éléments, généralement à l'état de traces, dans les produits apportés au sol. Le rôle des sols dans le cycle des éléments est en lien direct avec le service important qu'ils rendent en termes de recyclage des déchets (Walter *et al.*, 2013).

Services culturels :

Les services culturels liés aux sols recouvrent, en premier lieu, un aspect lié à l'esthétique des paysages. Les différences de couleurs dominantes de la surface des sols (noire, brune, rouge, jaune, blanche) et l'importance de la nature des sols dans le type de végétations contribuent aux caractéristiques visuelles des paysages (Walter *et al.*, 2013).

Le sol conserve la mémoire et l'empreinte des passages de l'Homme et de ses activités au fil du temps. Il protège les ossements, les objets et les constructions passées et les analyses permettent aux archéologues de reconstituer les climats et les écosystèmes passés, par exemple grâce à la datation de charbons de bois ou l'analyse des molécules organiques. L'importance du sol dans l'art et sa place dans les conceptions philosophiques et religieuses sont parties intégrantes des fondements culturels des civilisations. Dans les religions, le sol est souvent représenté comme symbole de fécondité et de régénération de la vie. Par ailleurs, le sol est utilisé comme source de couleurs et de pigments pour les peintures et les décorations des corps. Mais les représentations des sols en elles-mêmes se limitent souvent à leur seule surface. Les artistes intègrent rarement des représentations explicites des sols dans leurs œuvres, renforçant ainsi l'idée que la perception des sols est souvent indirecte, via les fonctions et les services qu'ils rendent aux sociétés. La représentation explicite des sols dans les représentations culturelles est récente. Elle s'est faite sous l'influence des travaux scientifiques qui, à partir de la fin du dix-neuvième siècle, ont défini le sol comme un objet naturel spécifique (Walter *et al.*, 2013).

Les services d'auto-entretien

Les services d'auto-entretien – ou de support, selon la terminologie du *Millenium ecosystem assessment* commandité par les Nations unies en 2005 – regroupent l'ensemble des fonctions nécessaires pour la production des autres services (figure 3) : sont ainsi considérés le cycle de l'eau, le cycle des nutriments, la production primaire et la formation des sols. Ces services (Dominati *et al.*, 2010) sont moins bien identifiés que les services d'approvisionnement, de régulation ou culturels. Mais ils mettent en jeu l'aptitude des sols à assurer, dans le temps et pour les générations futures, les services attendus par l'humanité. Il s'agit, d'une part, de la formation de sol à partir de l'altération de la roche sous-jacente ou à partir de matériaux d'apports (y compris d'origine anthropique). Elle implique des transformations – à l'échelle de décennies, de siècles et même de millénaires – des propriétés physiques, chimiques et biologiques du matériel initial et permet, progressivement, l'extension latérale et verticale des sols. Les ordres de grandeur de cette formation des sols par des

processus naturels de pédogenèse sont faibles : de l'ordre de 0,04 à 0,08 millimètre par an, soit moins d'un centimètre par siècle. Cela justifie que l'on considère les sols comme une ressource non ou peu renouvelable, et ce d'autant que les pertes en sol par des processus de dégradation peuvent être beaucoup plus intenses et rapides.

L'autre aspect important des services d'auto-entretien qualifie la résistance et / ou la résilience du sol à maintenir ou à recouvrir un fonctionnement générateur de services malgré les pressions s'exerçant sur le sol : contamination par des polluants, compaction de la structure, érosion, salinisation, modifications de régime hydrique suite au changement climatique, etc. Celles-ci peuvent perturber son fonctionnement, mais les interactions entre processus biologiques et physico- chimiques modulent la réponse du sol à ces pressions. Ces vingt dernières années, la recherche en écologie des sols a ainsi privilégié le rôle des organismes des sols et de leurs interactions sur les processus gouvernant le fonctionnement des sols, mettant en évidence leur importance fondamentale. La recherche a notamment porté sur l'identification du méta-génome des organismes du sol et sur les relations entre la biodiversité du sol en termes de richesse spécifique et de composition et le fonctionnement du sol. L'explicitation de ces relations et leur prise en compte dans les pratiques d'évaluation de la qualité des sols et des services qu'ils rendent constituent un défi pour la recherche dans les années qui viennent (Walter *et al.*, 2013).

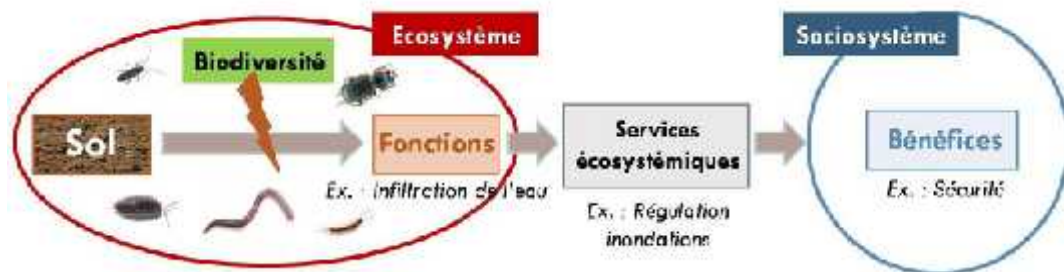


Figure 3 : Relations entre fonctions et services écosystémiques assurés par les sols (Burrow, 2015).

1.4 Vulnérabilité des sols méditerranéens

La protection des sols dans le bassin méditerranéen est devenue une préoccupation importante dès la haute Antiquité, en témoignent les vestiges de différentes catégories d'ouvrages d'aménagement hydro-agricole de cette époque (Skouri, 1994). L'homme donc occupé et utilisé les sols de différentes manières alternant, les phases d'utilisation intense notamment, jusqu'à leur abandon total permettant des évolutions purement naturelles

constituées de formations ligneuses et herbacées assurant la protection des sols contre l'érosion hydrique et éolienne (Guénon, 2010). L'abandon de la culture nomade au détriment de la sédentarisation s'est donc produit avec l'apparition de l'agriculture et l'élevage qui ont connu un essor considérable notamment à l'apogée de la civilisation grecque et romaine. L'eau étant de loin le facteur limitant principal de l'agriculture en région méditerranéenne et d'une façon générale de la productivité, l'homme a dû recourir à l'irrigation imposée par l'aridité du climat avec tous les effets négatifs que cela encourt. De fait, l'érosion et la salinisation des sols ont constitué les principales causes de dégradation des sols méditerranéens dans le passé (Lahmar et Ruellan, 2007). Par ailleurs, le feu a été largement utilisé pour ouvrir les milieux et créer de grandes zones agricoles et de pâturage, mais également dans le but de fertiliser les sols. Ceci a largement contribué à leur érosion en particulier dans les zones de forte pente, conduisant à la perte de matière organique et donc de cohésion et de fertilité des sols (Guénon, 2010).

1.5 Causes de dégradation des sols

La dégradation des sols est la phase qui prépare l'érosion (Benchetrit, 1972). D'une façon générale elle est liée à la dégradation de la végétation naturelle. Selon Aubert (1951) et Nahal (1975), la disparition progressive du couvert végétal conduit :

- A un appauvrissement en matière organique se traduisant, d'une part, par une désorganisation de la structure et des propriétés physico-chimiques du sol et d'autre part, par un abaissement de la fertilité ;
- A une diminution de l'efficacité de la pluie dans la recharge des réserves en eau du sol ;
- A une augmentation du ruissellement qui entraîne les graines des espèces végétales loin de la zone ;
- A une mauvaise économie de l'eau du sol au cours de l'année (augmentation de l'évaporation, absence du mulch) ;
- A une érosion hydrique accrue.

La dégradation des sols qui accompagne habituellement la dégradation du couvert végétal peut être de trois types différents (Baumer, 1987) :

- Dégradation physique : perte de structure, encroûtement, colmatage réduction de la perméabilité, baisse de l'aération, limitation de l'enracinement ;
- Dégradation chimique : lessivage de bases et acidification, toxicité ;

- Dégradation biologique : perte de matière organique, décroissance de l'activité biologique.

1.6 Les perturbations anthropiques des sols forestiers

1.6.1 Définition de la perturbation écologique

Le dictionnaire d'Oxford, 2000, définit une perturbation écologique ou « ecology disturbance » comme un petit changement dans la qualité, le comportement et le mouvement de quelque chose. Pickett *et al.*, (1999) et White et Jentsch (2001) l'ont défini comme un événement discret dans le temps, souvent imprévisible, agissant à toutes les échelles d'espace.

1.6.2 Le concept d'anthropisation des paysages

Selon Michon et Bouamrane (1996), l'anthropisation peut se définir que par opposition à un état défini ou naturel, comme toute modification consciente ou inconsciente des milieux par l'homme, « c'est donc l'empreinte marquante de l'homme sur les paysages » (Bonin et Loisel, 1996). Certaines régions du monde sont fortement soumises à l'anthropisation (Boisson *et al.*, 2018).

Le terme « qualité » est extrêmement important, c'est-à-dire une modification de l'état naturel et normal de l'écosystème, donc « un événement causant un écart par rapport aux conditions normales (Forman et Godron, 1986 ; Van Andel et Van den Bergh, 1987). « *Les perturbations provoquent une altération de ce qui est habituel ou prévu, un écart relatif par rapport à toute étape nominale de la structure ou de la fonction à n'importe quel niveau d'organisation* » (Odum *et al.*, 1979).

1.6.3 Les régimes des perturbations anthropiques, rôles et conséquences

Les forêts font face à deux types de perturbations, différents du point de vue d'origine et d'impact. Le premier type est d'origine naturelle et fait partie du cycle de la vie des forêts, nous pouvons citer la sécheresse, la dynamique et l'influence des climats passés et actuels, les épidémies d'insectes et de maladies, le chablis, les interactions entre espèces, etc (Mézar, 2018). Le deuxième est d'origine anthropique et reste le plus problématique, et est celui abordé dans le cadre de cette étude. Analysons cinq (5) exemples de perturbations d'origine anthropique : le surpâturage, l'incendie, labour, érosion hydrique et l'ouverture des pistes au sein de la forêt.

1.6.3.1 Le surpâturage

La question de dégradation reste toujours avancée puisqu'on associe d'avantage au pastoralisme les problèmes liés au surpâturage, dégradation des sols et déforestation, comme il s'agissait d'une prédation (Hammel, 2002).

Comme l'a souligné Benabdeli (1996) : «L'un des plus importants facteurs de dégradation de toutes les formations végétales forestières est le parcours qui a été, depuis que l'homme a pratiqué l'élevage pour sa nourriture et sa survie, un point de discorde entre l'éleveur et le forestier.

Depuis quelques décennies, divers facteurs ont profondément transformé les modes traditionnels d'utilisation de l'espace pastoral. Les études manquent encore pour en établir la chronologie et pour évaluer leur rôle respectif dans le processus de transformation, de telle sorte qu'on ne peut les classer que très approximativement par ordre d'importance. La régression de la transhumance a commencé dès la colonisation, mais s'est singulièrement accélérée depuis les années 1970. La progression des terres de cultures, avec fixation des familles, apparaît très vraisemblablement comme un facteur d'importance majeur depuis l'indépendance (Khaldoun, 2000).

Dans les systèmes pâturés, l'animal consomme une proportion variable de la biomasse élaborée. Lorsque le pâturage est continu (l'animal reste sur la parcelle et consomme l'herbe au fur et à mesure qu'elle pousse) la proportion qui est consommée dépend directement du chargement animal (nombre d'animaux par ha) (Chabbi *et al.*, 2012)

La création de forage joue un rôle dans les hautes plaines occidentales algériennes, la nature des faciès pastoraux, leurs productivité et leurs saisonnement imposent aux éleveurs un minimum de mouvement afin d'assurer les besoins alimentaires de leurs troupeaux et de minimiser le recours aux produits de l'agriculture et du marché.

L'élevage peut être une source de perturbation des écosystèmes. En Algérie, les travaux d'Aidoud (1993) et Slimani *et al.*, (2010) s'accordent que, la dégradation des zones forestières et steppiques, est dûe en premier lieu à la surexploitation anthropique par le pâturage. Cette dégradation générée par le surpâturage sur les propriétés physico-chimiques des sols steppiques semi-arides a fait l'objet d'une étude réalisée par Habib *et al.*, (2014). Les résultats obtenus par cette étude ont montré que la pression anthropozoogénique très élevée pouvait être irréversible car les caractéristiques édaphiques des sols et des groupes végétaux n'avaient pas le temps de récupérer suite aux pressions exercées sur eux et aux conditions climatiques particulières.

1.6.3.1.1 Effets du surpâturage sur les propriétés des sols

Le surpâturage a une conséquence double, puisqu'en plus d'altérer les communautés végétales, il est généralement accompagné d'un important piétinement par le bétail, ce qui favorise l'érosion, à la fois éolienne et hydrique, des sols (figure 4). D'une part, le piétinement détruit la structure des sols et permet au vent d'en souffler les particules libérées. Le sable ainsi transporté par les vents peut être abrasif, dommageable pour les plantes et en exposer le système racinaire. D'autre part, le piétinement compacte les sols et en diminue la capacité d'infiltration, ce qui se répercute sur un accroissement de la vulnérabilité au lessivage par les eaux de ruissellement (Novikoff, 1983). De plus la densité d'agrégats est significativement plus élevée dans les six premiers centimètres des sols piétinés, en comparaison avec les sols non-piétinés (Belnap, 1995). Ce changement rehausse directement la compaction du sol, en altère ses capacités de percolation (Sharma, 1998) et accentue le potentiel de lessivage. Il en découle alors un état de stress hydrique pour les communautés végétales, une perte substantielle de litière végétale et ainsi une perte de protection des sols contre les érosions éolienne et hydrique, ce qui participe au processus de désertification des sols affectés (Belnap, 1995). Tous les effets de surpâturage sur la végétation et le sol sont résumés dans la figure sous dessous.

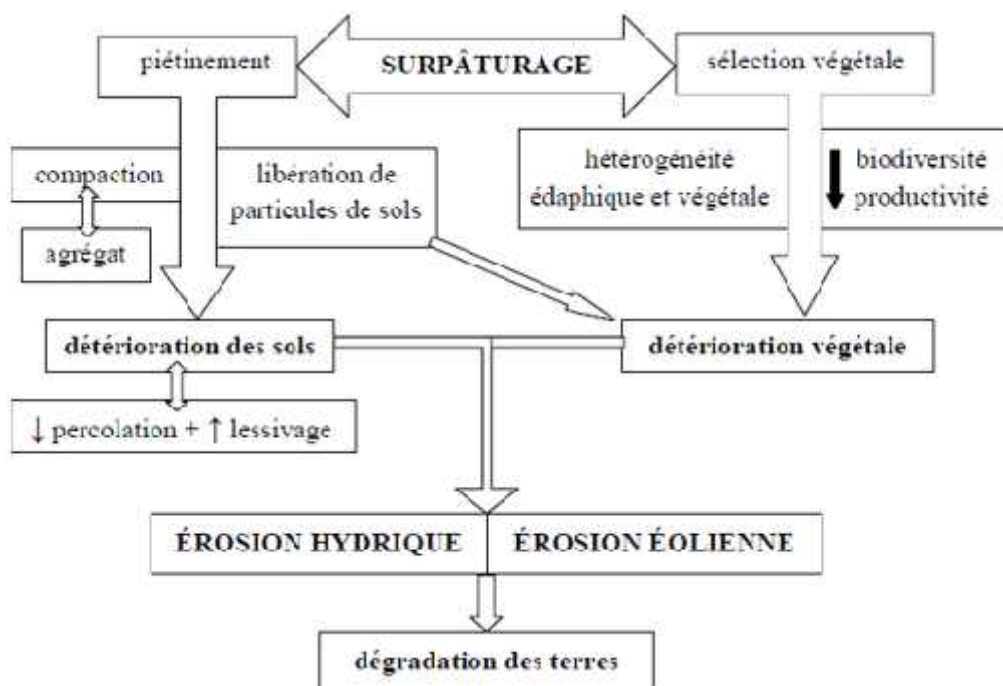


Figure 4: Relation conceptuelle entre le surpâturage et la désertification (Rémillard, 2011).

Le pâturage est la seconde cause de dégradation des sols. Son effet a été spectaculaire sur le pourtour méditerranéen dont d'immenses territoires sont devenus quasiment désertiques. Ce sont surtout les ovins et les caprins qui dégradent la couverture végétale puisque ces animaux tondent à ras les herbes, voire même les arrachent, et que les chèvres détruisent également les végétaux ligneux. Les zones montagneuses d'Afrique du Nord sont bien démonstratifs à cet égard (Pautrot, 2012).

L'effet du pâturage sur les écosystèmes des pâturages a pour la majeure partie de la biomasse végétale aérienne par le bétail (Shariff *et al.*, 1994). En conséquence, l'apport de litière dans le sol va diminuer. Par exemple, Frank *et al.*, (1995) ont montré que l'intensité du pâturage a affecté les teneurs en carbone (C) et en azote (N) du sol. Su Yong-Zhong *et al.*, (2004) ont constaté que de fortes pressions de pâturage ont entraîné la perte de C et N organiques du sol. Au contraire, Habib *et al.*, (2014) ont noté une augmentation totale des valeurs des ions ammonium, carbone organique et azote dans les sols pâturés.

D'autres résultats ont montré que l'effet de la décomposition des excréments et de l'urine dans les sols pâturés peut modifier la conductivité électrique et le pH du sol (Lecain *et al.*, 2000). Selon Mofidi *et al.*, (2012) le pâturage diminue le pH et la teneur en éléments nutritifs, et donc la fertilité du sol, été significativement affecté.

Le surpâturage a un effet visible sur les propriétés biologiques du sol (Habib *et al.*, 2014). Selon Qin *et al.*, (2015) la biomasse microbienne du sol et les activités enzymatiques sont sensibles à l'exclusion du pâturage, et peuvent donc être des indicateurs importants des changements du sol associés aux antécédents de gestion. La littérature concernant l'effet de pâturage sur les propriétés biologiques semble contradictoire. D'après Qi *et al.*, (2011), La biomasse microbienne du sol, la respiration basale, la respiration spécifique à la biomasse (qCO_2) et l'abondance des protozoaires du sol étaient significativement plus faibles au site pâturé par rapport au site abandonné. Aussi, dans les sols mis en défens (pendant plus de 10 ans), la biomasse microbienne, l'activité de la symbiose mycorhizienne, activités phosphatases, hétérosidases (Glucosidases) et polysaccharidases peuvent être optimisés sur une courte période lorsque la végétation est protégée de l'impact du passage de troupeaux (Cornet & Hamrouni, 2007). Contrairement à ces résultats, certaines études, en prairie humide pâturée, ont observé que le pâturage entraîne une augmentation de la biomasse microbienne (Prieto *et al.*, 2011) et une stimulation de l'activité minéralisatrice des sols pouvant conduire à des pertes de carbone (Klumpp *et al.*, 2009). L'augmentation de la biomasse microbienne serait due à l'apport de nutriments minéraux sous forme d'urine et de matières organiques labiles sous

forme de fèces, entraînant ainsi le développement des microorganismes dans les sites intensément pâturés (Prieto *et al.*, 2011). Le pâturage modifie également les communautés et les activités microbiennes (Patra *et al.*, 2005) qui pourraient entraîner des effets négatifs ou positifs sur la minéralisation du carbone et de l'azote (Bardgett & Wardle, 2003). En outre, le pâturage stimulerait le recyclage (minéralisation) de l'azote (Le Roux *et al.*, 2003 ; Klumpp *et al.*, 2009). D'autres activités microbiennes impliquées dans le cycle des nutriments (carbone, azote, phosphore) semblent être aussi affectées par le pâturage (Le Roux *et al.*, 2003 ; Patra *et al.*, 2005 ; Prieto *et al.*, 2011). Par exemple, la nitrification (Le Roux *et al.*, 2003) et les activités de la bêta-glucosidase, de la phosphatase (Prieto *et al.*, 2011) augmentent avec l'intensité de pâturage. La dénitrification augmente sous une faible intensité de pâturage (Le Roux *et al.*, 2003).

1.6.3.2 Les incendies de forêts

Les perturbations anthropiques représentent toutes les actions intentionnelles faites par l'homme, causant des torts semblables à ceux identifiés lors des perturbations naturelles, mais dévastatrices et souvent irréparables car elles ne font pas partie d'un système cyclique de la forêt (Mézarid, 2018). Parmi ces perturbations anthropiques, nous pouvons noter les feux de végétation.

Un incendie est un feu ou plus généralement une combustion vive qui se développe sans contrôle dans le temps et dans l'espace. La pyrologie forestière, qui est l'étude des feux de forêt et de leur comportement, explique le phénomène de la combustion appliquée au milieu forestier tout en décrivant les caractéristiques propres aux feux de Forêt (comportement) et les facteurs qui influencent leurs naissances et leur développement (Trabaud, 1979)

1.6.3.2.1 Eléments constitutifs des feux

Pour qu'un feu existe, il faut trois éléments en présence et une bonne propagation : un combustible ; un comburant et une source de chaleur. Retirer un seul de ces éléments et le feu n'existe plus (Trabaud, 1979).

- **Les combustibles** : Tous les éléments constitutifs de la végétation, qu'ils soient morts ou vivants, du sol à la cime des arbres forment les combustibles, on trouve tour à tour de bas vers le haut (Brown, 1970 *In* Borsali, 2000) : l'humus ; la strate muscinale ; la strate herbacée ; la strate arbustive et la strate arborescente. Un combustible est un matériau capable d'émettre des vapeurs inflammables. Son comportement au feu variera selon sa nature : feuilles, résineux (teneur en eau et en résine), sa grosseur (plus le combustible est gros, plus il peut se défendre

contre le feu) et son état (suivant la saison, cycle végétatif). Un bois mort n'a plus de moyen de défense même s'il est trempé (Fosberg, 1971 *In* Borsali, 2005).

- **Le comburant** : L'oxygène est le comburant universel, qu'il provienne : de l'air (21% de l'oxygène dans l'air, dont 1/5 sera utilisé pour la combustion vive), ou de la décomposition de l'eau (Lors du passage à l'état de vapeur).

- **La chaleur** : Toute combustion produit de la chaleur. Toute combustion à besoin de chaleur. La température à laquelle brûle un combustible est appelée « Point d'Inflammabilité ». L'expérience montre qu'en général ce point est atteint vers 600 à 800 F° soit environ 316° C à 427° C (Fosberg, 1971 *In* Borsali, 2005).

Selon Guénon (2011), les facteurs favorisant le développement et la propagation des feux sont les conditions climatiques (sécheresse, vent), le relief, l'inflammabilité et la combustibilité des essences et la structure du combustible liée à l'état d'entretien de la forêt. Le vent agit en favorisant le renouvellement de l'oxygène nécessaire à la combustion, accélère la dessiccation des sols et des végétaux et engendre des sautes de feu (projections de particules enflammées ou incandescentes) qui se révèlent être un phénomène important dans la propagation des incendies. Le relief joue également un rôle primordial dans le comportement du feu ; son absence également. L'absence d'obstacles naturels favorise l'accélération de la vitesse du vent. En revanche, le relief tourmenté des régions méditerranéennes favorise la propagation par des sautes et la vitesse dans les montées. La végétation est le troisième facteur intervenant dans la formation et le développement des feux, car elle alimente les foyers en matières combustibles. La litière, les strates herbacées, ligneuses basses et ligneuses hautes présentent des aptitudes variables à la combustion et à la propagation. Par exemple, les maquis, les garrigues et les landes possèdent une inflammabilité moyenne, mais une combustibilité forte et rapide. Cette strate influence grandement le transfert du feu vers la cime des arbres.

Enfin, la propagation du feu varie également en fonction des essences forestières. Ainsi, les pins sylvestres, les genévriers, les chênes kermès, les arbousiers, la bruyère arborescente, le ciste de Montpellier ou le ciste à feuilles de sauge favorisent le développement du feu en raison notamment des composés organiques volatiles et des résines qu'elles produisent (Guénon, 2011).

1.6.3.2.2 Les incendies de forêts dans le pourtour méditerranéen

Les feux de forêts dans le bassin méditerranéen représentent une part importante des incendies de la planète puisqu'il est recensé en moyenne 60 000 feux par an dans les pays à

risque d'incendie de la zone méditerranéenne. Dans certains pays méditerranéens, plus de 20 000 feux de forêt sont enregistrés annuellement. Ces feux détruisent chaque année jusqu'à 700 000 ha dans cette région et le plus souvent ces incendies éclatent durant la saison sèche. (Système d'information des feux de forêts européen-EFFIS, 2010). Actuellement dans l'ensemble du bassin méditerranéen, les feux de forêt atteignent aujourd'hui le chiffre d'environ 50 000 par an, c'est-à-dire deux fois plus que dans les années 70. Les séries statistiques ne coïncidant pas, il est difficile de mesurer avec certitude l'évolution sur toute la zone. Dans les pays qui disposaient de données dès les années 50, une forte augmentation à partir du début des années 70 est à noter : en Espagne de 1 900 à 8 000, Italie de 3 400 à 10 500 ; en Grèce de 700 à 1 100, Maroc de 150 à 200 et Turquie de 600 à 1 400. Seule l'ex-Yougoslavie s'écarte de la tendance générale de 900 à 800 (Guénon, 2011).

1.6.3.2.3 Les incendies de forêt en Algérie

Au rythme actuel de destruction du patrimoine végétal par les incendies, dans un siècle au plus la couverture végétale forestière sera anéantie. Annuellement les feux de forêts détruisent en moyenne près de 2 % de la surface forestière nationale alors que les reboisements ne sont que de l'ordre de 1% soit une perte de l'ordre de 15.000 hectares par an, en supposant que tous les reboisements réussissent mais ce n'est malheureusement pas le cas (Borsali, 2013).

Selon un bilan de la Direction générale des forêts (DGF). Au total, 320 409 ha de surfaces forestières ont été détruits par les feux de forêt entre 2008 et 2017 à travers le territoire national, qui a enregistré 31 513 foyers d'incendie durant cette période, soit une moyenne annuelle de superficie de forêts incendiée à 31 300 ha et celle reboisée à 30 000 ha/an.

1.6.3.2.4 Effets de l'incendie sur les propriétés des sols

Le feu joue son rôle positif que lorsqu'il est sauvage, mais prend tout un autre sens lorsqu'il est provoqué (Otsuka *et al.*, 2003), ils peuvent compromettre les ressources naturelles à sauvegarder pour les générations futures. Les incendies répétés aux mêmes endroits épuisent définitivement les couches arables des sols essentielles à leur fertilité (Otsuka *et al.*, 2003). L'agriculture sur brulis est l'une des principales pratiques qui est à l'origine des incendies forestières, l'agriculture sur brûlis est responsable de la perte d'environ 50 ha de terre par heure dans le monde entier (Bennett, 2017).

La première conséquence visible du feu est la modification de la couleur des sols pouvant servir d'indicateur de la sévérité du feu. Suite à une seule période incendiaire, on observe généralement une diminution de la stabilité structurale des sols. Les effets sur les

propriétés physico-chimiques des sols sont fortement modulés par l'intensité du feu (Neary *et al.*, 2009) en raison des modifications que subit la matière organique à la fois quantitativement et qualitativement (Certini, 2005). Les feux modérés sur les sols créent une fine couche continue et hydrophobe à sa surface diminuant ainsi sa perméabilité et augmentant ainsi le risque d'érosion (DeBano, 2000 ; Robichaud, 2000). De même, dans le cas de feux d'intensité faible ou modérée, la stabilité structurale des sols peut être améliorée par la formation d'un film hydrophobe à la surface des agrégats (Mataix-Solera et Doerr, 2004).

A l'inverse, une forte intensité de feu entraîne la désorganisation complète de la structure des sols et de leur stabilité par la perte de la matière organique qui joue un véritable rôle de ciment (Badía et Martí, 2003). Ces auteurs montrent qu'à ces effets s'ajoute également une diminution de la capacité d'échange des sols diminuant ainsi leur aptitude à retenir les nutriments et donc leur fertilité. Les résultats de Fayos (1997) montrent que le feu diminue la capacité au champ des sols brûlés et en conséquence entraîne l'augmentation du ruissellement et des phénomènes d'érosion diminuant ainsi les particules fines telles que les argiles. La chaleur du feu dénature les acides organiques entraînant de fait une forte augmentation du pH des sols. En revanche cette augmentation est négligeable dans les sols riches en carbonates au fort pouvoir tampon (Certini, 2005).

Selon Gomendy (1992), l'étude de l'impact du feu sur les nutriments du sol peut se faire à deux niveaux :

- en restant au niveau du sol, la disponibilité en nutriments dans le sol augmente du fait de la minéralisation de la matière organique provenant de la végétation brûlée,
- un bilan plus exact, mais plus complexe doit être fait au niveau de l'écosystème en incluant les pertes en nutriments contenus dans le combustible vivant et mort et les phénomènes de volatilisation sous forme gazeuse ou par convection de fines particules dans les fumées. Les exportations sous forme particulières dans les fumées ne sont pas des pertes sèches car ces éléments sont redistribués dans les zones environnantes.

- **L'azote** est un élément très étudié du fait de son importance pour la nutrition des plantes. Cet élément est très sensible au feu car il se volatilise à faible température (200°C). Les pertes en azote seraient proportionnelles à la quantité de matière organique consommée et d'autant plus importantes que le feu est puissant. Les mécanismes de compensation de ces pertes existent, notamment la stimulation des micro-organismes par l'apport de nutriments assimilables, mais ils méritent d'être étudiés plus avant afin de comprendre les capacités de récupération du milieu.

- **Le soufre** est pratiquement aussi sensible à l'échauffement que l'azote puisqu'il se volatilise à partir de 300°C. Le taux de perte est proportionnel à l'élévation de température au-delà de ce seuil.

- **Le phosphore** est par contre moins sensible à l'échauffement que les éléments précédents : sa température de volatilisation est de 774°C. Les quelques études réalisées après brûlage dirigé en milieu méditerranéen ont en effet montré que les pertes en phosphore étaient négligeables (Gomendy, 1992).

Finalement ce domaine de recherche reste à approfondir car les connaissances actuelles sont parcellaires et parfois contradictoires. Il apparaît néanmoins que certains nutriments sont sensibles au passage du feu, même de faible puissance, et qu'il convient de ménager des temps de récupération au milieu lorsqu'il est envisagé d'enchaîner des répétitions de brûlage.

Peu d'études ont mis en évidence l'impact que pouvait avoir la récurrence des incendies sur les communautés microbiennes et les processus qu'elles catalysent. Cette récurrence induit des changements dans la structure des communautés fongiques, diminue la disponibilité du C et du N (Bastias *et al.*, 2006) et diminue la biomasse microbienne (Ojima *et al.*, 1994 ; Hossain *et al.*, 1995). Boerner et Brinkman (2003) ont travaillé sur des activités enzymatiques impliquées dans la biodégradation de large gamme de substrats des sols. Ainsi, les activités enzymatiques impliquées dans la libération du phosphore (phosphomonoestérase) dans la solution du sol ainsi que dans la biodégradation des composés labiles (-glucosidase) étaient fortement diminuées par le passage répété du feu. Inversement, les activités phénol-oxydase (laccase et peroxydase) liées à la dégradation des composés récalcitrants telle que la lignine et autres composés aromatiques augmentent considérablement. En revanche, les enzymes catalysant la transformation de la chitine en composés de faible poids moléculaire riche en C et N sont peu affectées. Dans une étude ultérieure, Boerner *et al.*, (2004) montrent que la récurrence du feu n'affecte pas les propriétés des sols ni même la minéralisation et la nitrification nette du N et qu'elle induit même une forte augmentation de ces processus et ceci probablement à cause de la richesse en azote de leurs sols due aux dépôts atmosphériques. Ces résultats supposent que l'impact de cette récurrence du feu va dépendre de la situation géographique des zones incendiées et des conditions du milieu telle que la disponibilité de la ressource.

1.6.3.3 Le labour

L'agriculture moderne nourrit les hommes, gère de vastes espaces, mais elle peut également contribuer au développement de nuisances. Parmi celles-ci, la production de ruissellement et d'érosion par les parcelles agricoles est un risque souvent important en milieu méditerranéen, et son coût écologique et économique est élevé (Roose, 1991) : amincissement et appauvrissement des terres agricoles, ravinements, pollution des rivières, comblement des réseaux de collecte des eaux, salissement et sapement des routes, envasement des retenues et barrages, inondations et coulées de boue. Cette dégradation, qui a eu pour conséquence un déclin de la production, est due à la fragilité du sol mais aussi à des systèmes de production mal adaptés (Mrabet *et al.*, 1997).

Selon Abellaoui *et al.*, (2010), le labour est défini comme « une opération de travail du sol profond dont le principe repose avant tout sur le découpage puis le retournement d'une bande de terre » cette action bouleverse la vie biologique et change les propriétés physico-chimiques du sol. Dans les zones semi-arides, on assiste à une dégradation continue des ressources naturelles due à l'utilisation abusive et inadéquate des techniques agricoles. Ainsi, le labour intensif entraîne une détérioration de la qualité du sol ce qui menace la production agricole à long terme, dans tout le bassin méditerranéen (Lopez, 1992).

D'après Kribaa (2003), en Algérie, un discours presque unique a toujours considéré la pratique de la jachère comme un frein à l'accroissement des productions agricoles, notamment céréalières. La résorption de la jachère et son remplacement par une culture est donc devenue une constante dans tous les programmes de développement agricoles. La logique est toute simple: il faut donner plus de terres à l'agriculture, et comme la jachère occupe annuellement plus de 40% de la SAU, sa culture fera presque doubler la SAU totale (Abbas, 2004).

1.6.3.3.1 Effets du labour sur les propriétés des sols

Le labour, affectent les propriétés physiques du sol et accroissent la dégradation des sols, dû au fait qu'elles masquent les signes de la détérioration dans un système d'agriculture continue (Aparicio et Costa, 2007). Le travail du sol affecte les facteurs biotiques et abiotiques du sol, soit directement en modifiant les propriétés structurales du sol comme l'arrangement des vides, les agrégats, la connectivité des pores, soit indirectement en changeant les conditions d'aération, de température et de pénétrabilité du sol par les racines (Huwe et Titi, 2003).

Dans les systèmes labourés, la structure du sol est principalement créée par les opérations de travail du sol. Il en résulte que la structure d'un sol labouré est extrêmement

hétérogène. Alors que dans les premiers centimètres de sol, la distribution de la taille des pores est modifiée en l'absence de travail du sol. La mésoporosité et/ou la macroporosité diminuent dans un sol non labouré par rapport à un sol labouré (Ferrerias *et al.*, 2000). De nombreuses études s'accordent que le sol non travaillé retient plus d'eau (Bhattacharyya *et al.*, 2006), et la vitesse d'infiltration de l'eau peut être diminuée (Lampurlanés et Cantero-Martinez, 2003) du fait de la modification de l'espace poral mais aussi du fait de la présence des résidus en surface qui réduisent l'évaporation et augmente leur humidité (Guerif, 1994).

Le labour quant à lui enfouit et répartit ces résidus de cultures sur la profondeur de sol labourée (Boudiar, 2018). Ce changement dans la répartition des résidus de cultures au sein du profil de sol va avoir des conséquences à plus ou moins à long terme sur les teneurs et stocks des matières organiques du sol et des éléments nutritifs (Jean Francois, 2009). Dans le labour conventionnel, les teneurs en C organique sont homogènes dans les premiers 30 cm et plus abondantes entre 30 et 40 cm que dans sols non labourés, du fait de l'enfouissement des résidus végétaux au fond du sillon, où ils se décomposent lentement alors que, la perturbation du sol par le labour provoque généralement une diminution du taux de la MO, favorise l'érosion éolienne et hydrique (Müller *et al.*, 2008 ; Zihlmann *et al.*, 2001).

Le sol en contient rarement plus de 10% d'azote inorganique total (Scheiner, 2005). L'azote minéral se présente généralement sous la forme de nitrate (NO_3^-), qui est très mobiles et qui peuvent facilement être lixiviée avec les eaux de percolation, notamment pendant la saison pluviale (Spiess et Richner, 2005). Les travaux sur l'effet des techniques de travail de sol sur les niveaux de l'azote minéral au cours de l'année donnent des résultats parfois divergents (Boudiar, 2018). Langlet et Remy (1976) ont montré que dans la plupart du temps, au cours de cycle cultural, les niveaux d'azote minéral sont semblables dans les sols labourés ou non labourés, voire quelques fois supérieurs en fin d'hiver dans les sols non labourés (Monnier *et al.*, 1991). Les techniques de travail du sol influencent en premier lieu le mode de distribution dans le sol du phosphore apporté par l'engrais, les matières organiques exogènes et les résidus des cultures. Quelles que soient les techniques mises en œuvre, elles sont sans effet notable sur les teneurs en phosphore, en général très faibles, des couches de sols situées au-dessous de la plus grande profondeur de travail (Boudiar, 2018).

Les modifications abiotiques et biotiques de l'environnement des microorganismes affectent également la structure des communautés microbiennes du sol (Andrade *et al.*, 2003). Dans les systèmes les moins perturbés mécaniquement, l'augmentation de la biomasse microbienne en surface serait majoritairement due à l'expansion de la biomasse fongique,

favorisée par l'humidité du sol (maintenue grâce à la présence d'un mulch) et non affectée par les perturbations mécaniques qui réduisent la longueur des hyphes mycéliens et le nombre de propagules dans les premiers horizons de sol (Frey *et al.*, 1999 ; Kennedy, 1999 ; Spedding *et al.*, 2004).

Le type d'outil utilisé pour le travail du sol a également une influence sur les populations microbiennes : il semblerait que les outils animés (herse rotative) aient un effet encore plus délétère pour les populations fongiques qu'un labour (Cookson *et al.*, 2008). Les sols travaillés intensivement seraient donc dominés par des espèces bactériennes tandis que les sols où le travail du sol est limité favoriseraient le développement de populations fongiques (Young et Ritz, 2000 ; Kladivko, 2001). Ces résultats confirment ceux de Drijber *et al.*, (2000) et Ibekwe *et al.*, (2002) qui ont également montré qu'un sol labouré présentait une structure microbienne différente de celle d'un sol non travaillé et que la diversité génétique des microorganismes était plus importante en non labour.

1.6.3.4 Érosion hydrique

Indépendamment du modelé du relief, tous les sols sont naturellement soumis à l'érosion. En agriculture, l'érosion du sol renvoie à l'amincissement de la couche arable d'un champ sous l'effet des forces érosives naturelles de l'eau (Ritter, 2018). L'érosion des sols se développe lorsque les eaux de pluie, ne pouvant plus s'infiltrer dans le sol, ruissellent sur la parcelle en emportant les particules de terre (Le Bissonnais *et al.*, 2002)

L'érodabilité d'un sol est en partie fonction de ses propriétés physiques, texture et structure notamment. La résistance à l'érosion hydrique est plus faible pour les sols peu épais que pour les sols profonds (Ryan, 1982). Ainsi, lorsque des sols superficiels sont saturés en eau par les pluies, il se produit un déplacement de particules vers le bas de la pente, même si celle-ci est très faible (Kefifa, 2014).

Ce refus du sol d'absorber les eaux en excédent apparaît soit lorsque l'intensité des pluies est supérieure à l'infiltrabilité de la surface du sol (**ruissellement « Hortonien »**), soit lorsque la pluie arrive sur une surface partiellement ou totalement saturée par une nappe (**ruissellement par saturation**). Ces deux types de ruissellement apparaissent généralement dans des milieux très différents, bien que l'on observe parfois une combinaison des deux (Cros-Cayot, 1996). Une fois le ruissellement déclenché sur la parcelle, l'érosion peut prendre différentes formes qui se combinent dans le temps et dans l'espace : **l'érosion de versant**

diffuse ou en **rigoles parallèles** et l'érosion linéaire ou **concentrée de talweg** (Le Bissonnais *et al.*, 2002).

1.6.3.4.1 Effet de l'érosion hydrique sur les propriétés des sols

Au niveau mondial, on estime à 25 milliards de tonnes la masse de terre déplacée par an soit un volume approximatif de 16 km³ de sol. Cela correspond à un volume ayant comme surface de base celle de Paris intra-muros et comme hauteur la moitié de celle de la tour Eiffel. Si l'on s'intéresse aux surfaces concernées par l'érosion, on peut estimer à dix millions d'hectares la surface de terres arables détruites par an, soit 0,5 % des terres cultivables (Pautrot, 2012).

Les pertes de sol peuvent nuire à la qualité, à la structure, à la stabilité et à la texture du sol. Le morcellement des agrégats et l'enlèvement des particules plus fines ou de couches entières de sol ou de matière organique peuvent détériorer la structure et même modifier la texture du sol. Toute modification de la texture du sol peut à son tour nuire à la capacité de rétention d'eau du sol et exposer davantage celui-ci à des conditions extrêmes telles que la sécheresse (Ritter, 2018).

La perte de matière organique due à l'érosion hydrique entraîne une perte de la structure grumeleuse stable, d'où phénomène de battance, surtout sur les sols à texture limoneuse. La battance est la formation d'une croûte stratifiée à la surface du sol qui empêche l'infiltration, donc entraîne le ruissellement. Elle débute par le colmatage des pores du sol, qui s'oppose à l'infiltration de l'eau et à la circulation de l'air (Pautrot, 2012).

Selon Le Bissonnais *et al.*, (2002), l'impact de la perte de sol sur la fertilité varie selon la profondeur du sol. Ainsi, sur un sol très épais, l'impact du décapage passera longtemps inaperçu. Les conséquences de l'érosion en termes de perte de fertilité varient aussi selon le caractère plus ou moins meuble de la roche- mère. Le décapage par l'érosion en nappe d'une certaine épaisseur de sol se traduit surtout par une « dilution » de la matière organique. L'effet agronomique de cette perte de sol est faible, tant que l'érosion ne met pas à nu les calcaires situés sous la couche de dépôts limoneux. Par contre, un décapage similaire peut entraîner une perte de fertilité définitive lorsque la vitesse de pédogenèse est très lente, par exemple s'il s'agit d'un sol peu épais sur une roche- mère de calcaire.

La mise à nu de la roche-mère entraîne logiquement la stérilisation du terrain. La reconquête est très lente puisqu'il ne se forme qu'environ deux centimètres de sol par

millénaire. Les agronomes considèrent qu'une perte supérieure à 1 t/ha/an est irréversible au-delà d'une cinquantaine d'années (Pautrot, 2012).

En zone méditerranéenne, plus les précipitations sont faibles, plus elles sont variables (FAO, 1990). Elles tombent entre novembre et mars, période durant laquelle les sols cultivés sont nus. En Algérie, sur des parcelles peu couvertes, pendant les orages d'automne, le ruissellement journalier maximal a dépassé de 19 à 32 % et jusqu'à 70 à 85 % des averses importantes en hiver sur des sols détremés (Arabi et Roose, 1989). Les conditions climatiques engendrent une teneur en matière organique relativement faible dans les sols méditerranéens qui sont donc très sensible au processus d'érosion hydrique (Nahal, 1975 ; Ryan, 1982 ; FAO, 1983).

L'amincissement du sol conduit à une diminution de sa fertilité d'autant plus marquée que l'érosion est sélectif : la terre fine exportée est riche en éléments fertilisants et en matière organique. Le décapage du sol est aussi à l'origine de la diminution de la réserve utile en eau, d'autant plus importante pour les cultures dans les régions où les sols sont peu épais et les précipitations contrastées (périodes sèches), comme dans la zone méditerranéenne (Le Bissonais *et al.*, 2002). Aussi, l'érosion hydrique présente de nombreux effets hors champ. Selon Ritter (2018), les pesticides et engrais, sont souvent emportés avec les particules de sol, contaminent ou polluent les sources d'eau, les terres humides et les lacs en aval.

1.6.3.5 Piste forestières

Depuis l'ère industrielle, le développement du territoire n'a jamais été aussi agressif pour notre environnement. La société actuelle a des besoins comme l'accès à l'éducation, aux soins médicaux, au travail et aux ressources qui restent indissociables du développement de réseaux de communication. Ainsi, l'ouverture de routes et de pistes pour développer ou exploiter une zone donnée est rapidement devenue un enjeu incontournable dans nos vies. Sur la planète, on compte au moins 1/3 de la superficie des villes occupées par des routes, parking ou autres infrastructures routières (Engrener, 1999 in Lamarre *et al.*, 2009).

Lamarre *et al.*, (2009) considèrent que les impacts d'une piste forestière peuvent se rapprocher des perturbations engendrées par les différentes pratiques de déboisement réalisé pour l'agriculture ou l'élevage, la sylviculture et la production de bois, la création d'infrastructures civiles et la création de carrière ou de mines. La fragmentation des forêts sous l'effet de la pression anthropique, accroît l'hétérogénéité d'occupation du sol et la proportion de lisières dans les paysages ruraux (Cadenasso *et al.*, 2003). Les lisières ou limites écologiques

sont des éléments très dynamiques des paysages fragmentés, existant entre différents habitats à diverses échelles spatiales (Cadenasso *et al.*, 2003). Elles influencent la dynamique des espèces et des communautés en modifiant de nombreux processus biotiques et abiotiques (Murcia, 1995). De même, l'histoire des activités humaines a des conséquences non seulement sur la distribution des espèces, mais aussi sur les propriétés du sol (Dupouey *et al.*, 2002; Orczewska, 2009).

1.6.3.5.1 Effet de l'ouverture des pistes forestières sur les propriétés des sols

La création d'une piste forestière entraîne des effets pouvant parfois être rapprochés de ceux associés à un phénomène de déforestation (Lamarre *et al.*, 2009). Actuellement, les routes ou autres infrastructures linéaires liées aux transports, à l'énergie ou à la demande en eau sont nécessaires au développement économique. Les pays du monde qui ont basé leur développement économique sur les ressources naturelles, dont les ressources forestières, induisent une pression plus forte sur les milieux sylvicoles (FAO, 2009). Les conséquences sur l'environnement sont bien documentées dans la littérature internationale, nationale et régionale, notamment au niveau de la fragmentation des habitats (Benitez-Malvido, 1998; Tabarelli *et al.*, 2004).

Les impacts de la piste forestière sur le bilan hydrique des sols engendrent des modifications sur la capacité de rétention de l'eau ainsi sur la conductivité hydraulique (Jetten, 1994). Ces deux propriétés vont donc intervenir dans les processus de décomposition (vie microbienne), de lessivage des nutriments ainsi que dans la croissance et le développement des plantules. Ces phénomènes sont, entre autres, influencés par la distribution des pores du sol, c'est-à-dire par les propriétés texturales et structurales du sol (activités racines, macro-microfaune, matière organique) (Lamarre *et al.*, 2009). Le même auteur ajoute que, le déboisement linéaire pour l'implantation d'une piste forestière cause une perturbation des sols, une compaction et une diminution de la capacité d'infiltration des eaux, ce qui par conséquent, augmente l'érosion des surfaces.

Un des effets majeurs est le phénomène de compaction du sol qui entraîne une perte de structure (Jetten, 1994). La compaction d'un sol latéritique peut donc entraîner des conséquences en chaîne, notamment sur la notion d'imperméabilité de la surface, facilitant ainsi le ruissellement pour enfin laisser place à des mécanismes d'érosion importante (horizon structural du sol n'est plus retenu par la végétation).

Le tassement peut avoir des conséquences importantes sur l'activité biologique des sols car il induit une diminution de la quantité d'air (notamment d'oxygène), d'eau et d'espace disponibles pour les racines et les organismes du sol (Nivet *et al.*, 2018). Plusieurs auteurs (Battignelli *et al.*, 2004 ; Eaton *et al.*, 2004 ; Nawaz *et al.*, 2013) ont étudié les effets conjugués du tassement et de la perte de matière organique, deux phénomènes liés à l'extraction des grumes en forêt, sur différents groupes de la faune du sol. La diminution de la faune du sol peut être préjudiciable pour les arbres puisque les processus tels que la minéralisation de la matière organique, la fragmentation et l'aération du sol sont ralentis (Pischedda *et al.*, 2009). Mais à nouveau, leurs résultats ne permettent pas de généraliser. En ce qui concerne spécifiquement la fraction microbienne du sol, les travaux de Ranger *et al.* (2008) in Nivet *et al.*, (2018) montrent que le tassement (à l'instar de la coupe rase), entraîne une réponse très rapide des communautés présentes dans les sols forestiers. L'enlèvement du couvert forestier associé à une perturbation mécanique du sol par les engins conduit en particulier à une diminution importante de la biomasse microbienne dans les premiers centimètres du sol, avec un déplacement des activités biologiques vers la profondeur.

1.7 Les forêts dans le pourtour méditerranéen

1.7.1 Les ressources forestières dans le bassin méditerranéen

Sur le plan végétal, les milieux méditerranéens se caractérisent avant tout par une grande diversité, résultat d'un ensemble de facteurs que Braudel assimile à « une somme interminable de hasards, d'accidents, de réussites répétées. » (Braudel, 1985). Sur le pourtour méditerranéen, les multiples événements paléogéographiques et les cycles climatiques contrastés ont aussi permis l'émergence de cette biodiversité inhabituellement élevée (Medail et Quezel, 1997).

L'organisation de la végétation actuelle résulte en premier lieu des instabilités climatiques survenues durant le Pliocène et le Pleistocène (Suc, 1984 ; De Beaulieu *et al.*, 2005). De plus, l'ancienneté de l'impact humain a eu de profondes conséquences sur l'organisation des paysages et la diversité des écosystèmes méditerranéens (Allen, 2001). Même s'il a traversé avec plus ou moins de succès le crible de grandes crises comme les glaciations du Pléistocène (Svenning, 2003), cet héritage biologique s'avère encore fragilisé par la rapidité et l'ampleur des changements environnementaux existant sur le pourtour méditerranéen (Sala *et al.*, 2000 ; Mazzoleni *et al.*, 2004).

Les grandes variations paléo-climatiques ont donné d'abord naissance à des successions de formations végétales et de sols dont de multiples reliques se sont conservées grâce, notamment, à la topographie accidentée, qui contribue à la fragmentation du milieu aux plans édaphique et microclimatique. De plus, les écosystèmes méditerranéens, situés entre des zones tempérées et désertiques, présentent toute une gamme de situations marquées par la transition et l'influence de ces milieux. Ainsi, les flores et les faunes de différentes origines biogéographiques coexistent, survivants de formations soit tempérées soit tropicales qui y ont existé avant même l'apparition du climat méditerranéen. Enfin, l'occupation humaine, forte et ancienne, a profondément modifié le milieu à travers les activités diverses mais surtout agricoles et d'élevage. C'est ainsi une végétation spécifique et adaptée, c'est-à-dire xérophile (adaptée à la sécheresse), thermophile (adaptée à la chaleur) et frugale (adaptée aux sols pauvres) qui s'est installée, les espèces arborées rencontrées en région méditerranéenne différent de celles présentes ailleurs en Europe sous des conditions de précipitations et de températures moyennes annuelles similaires (Borsali, 2013).

La flore méditerranéenne est ainsi riche de plus de 25 000 espèces dont près de 13 000 sont endémiques (WWF, 2001 ; Nandin, 2008). Environ 11700 (52 %) ne se trouvent nulle part ailleurs dans le monde. Les espèces endémiques sont principalement concentrées sur les îles, les péninsules, les falaises rocheuses et les pics montagneux. L'endémisme à un plus haut niveau est très réduit, avec seulement deux familles endémiques (Phyllanthaceae et Drosophyllaceae), toutes les deux représentées par une seule espèce, *Aphyllanthes monspeliensis* et *Drosophylla caelusitanicum*.

La région méditerranéenne abrite un haut degré de richesse et d'endémisme chez les arbres (290 espèces d'arbres indigènes dont 201 espèces endémiques). Un certain nombre d'arbres sont des espèces phares, comme les cèdres (exemple du Cèdre du Liban, *Cedrus libani*), l'arganier (*Argania spinosa*), et dattier de Crète (*Phoenix Theophrasti*). Le seul palmier originaire de la Méditerranée, *Phoenix theophrasti*, se trouve dans une petite partie de la Crète et la Turquie sur la péninsule de Datca, deux régions du bassin méditerranéen où on rencontre un tourisme en plein essor (WWF, 2001 ; Nandin, 2008).

Le bassin méditerranéen regroupe ainsi entre 9 et 10 % des espèces végétales identifiées dans le monde sur seulement 1,5 % de la surface terrestre. Le type de végétation le plus répandu est le matorral à *Juniperus*, *Myrtus*, *Oleas*, *Phillyrea*, *Pistacia* et *Quercus*. Certains éléments importants de la végétation méditerranéenne (*Arbutus*, *Calluna*, *Ceratonia*, *Chamaerops* et

Laurus) sont les vestiges des forêts anciennes qui ont dominé le bassin durant deux millions d'années (WWF, 2001 ; Nandin, 2008).

Cette diversité spécifique s'accompagne d'une grande diversité des habitats comme en témoigne l'inventaire CORINE-BIOTOPE 23 qui fait apparaître pas moins de 11 types d'habitats forestiers et 5 types d'habitats de landes ou fruticées. Ainsi, en France, sur les 1743 sites du réseau Natura 2000, on dénombre 398 sites (soit environ 23 % des sites sur moins de 15 % du territoire métropolitain) en région méditerranéenne (Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte d'Azur, Corse, Ardèche et Drôme) (WWF, 2001 ; Nandin, 2008).

Les écosystèmes forestiers sont répartis en différents groupes de végétation (Quézel, 1976) comme suit :

- la brousse thermophile à oléastre et pistachier ;
- les forêts de conifères méditerranéens de pin d'Alep, pin Brutia, pin maritime, pin pignon, thuya de Berbérie et genévrier de Phénicie ;
- la forêt sclérophylle de chênes à feuilles persistantes : chêne vert, chêne-liège, chêne Kermès, etc ;
- les forêts caducifoliées de chêne zeen, de chêne afarès, de chêne du Liban, de chêne tauzin, de charme, de frêne et rarement de hêtre ;
- les forêts de montagne ou de haute altitude, de cèdres, de pins noirs et de sapins ;
- les peuplements arborés de l'étage oroméditerranéen de genévriers arborescents et de xérophytes épineux.

Dans les écosystèmes arides de steppe et de désert, la végétation naturelle est en général basse et clairsemée en raison de l'insuffisance ou de l'irrégularité des précipitations et de la faiblesse de l'humidité relative. Les steppes arides correspondent à des pluviosités comprises entre 100 mm et 400 mm, produisant parfois des peuplements, des forêts ou de la brousse, ou le plus souvent de la steppe *stricto sensu*. Les paysages caractéristiques de ces bioclimats arides sont :

- forêt ou brousse à arganier ;
- brousse à pistachier atlantique et jujubier ;
- brousse à acacia ;

□ steppes à graminée (alfa), à suffrutex (armoïse et salsolacées). Ces steppes sont essentiellement utilisées pour le pâturage ovin.

Le désert occupe dans la région les plus grandes étendues de terres et les écosystèmes les plus caractéristiques de ces milieux sont en rapport avec le substrat sableux. Ils s'organisent aussi en plusieurs communautés végétales susceptibles de jouer un rôle fondamental dans la lutte contre le processus d'ensablement (M'Hirit, 1999).

1.7.2 Ressources forestières en Algérie

Le patrimoine forestier couvre une superficie globale estimée à 4.700.000 ha soit un taux de boisement de 11% pour le Nord de l'Algérie y compris la zone steppique (Plan National de Reboisement, DGF (1999) actualisé en 2008 in (Ghazi, 2009). Cette surface comprend :

1.428.000 ha de forêts naturelles (30,30%) ; 1.662.000 ha de maquis (35,36%) ; 717.000 ha de reboisement (15,25%) ; 240.000 ha de vides (5,10%) et 653.000 ha autres (13,99%). La nature juridique se présente comme suit : forêts domaniales : 4.035.000 ha ; forêts privées : 350.000 ; forêts communales : 215.000 ha ; forêts autogérées : 100.000 ha. La majorité des peuplements forestiers bien venant sont constitués de jeunes plantations dont la croissance est liée aux conditions climatiques et aux travaux sylvicoles.

Compte tenu de tous les éléments historiques qui la marquèrent et des pressions qu'exercent sans cesse sur elle, l'homme et son bétail, la forêt semble glisser rapidement sur la voie d'une dégradation progressive des essences principales et de son remplacement par le maquis et les broussailles dont le rôle reste néanmoins extrêmement important pour le contrôle et la fixation des sols en terrain à forte déclivité (Kefifa, 2014).

En Algérie la déforestation est importante, un aperçu sur l'évolution des surfaces le confirme :

- la superficie forestière initiale de l'Algérie est estimée par plusieurs auteurs et forestiers à 7 millions d'hectares avant 1800, en 1830 elle n'était que de 4 millions d'hectares, en 1953 seulement 3.298.000 et en 1967 près de 2.233.000 hectares. En prenant en considération les broussailles et les maquis bas dégradés dont la superficie est estimée à 720.000 hectares notre couverture végétale forestière est de l'ordre de 2.953.000 hectares (DGF, 2018).

Cette situation permet les remarques suivantes :

- sur les 2.380.000 hectares de forêts (chiffre récent) plus de 780.000 sont considérés comme ruinés et à un stade régressif irréversible, - en 1983 la couverture végétale forestière est estimée à 2.400.000 hectares dont 1.800.000 de maquis (DGF, 2018).

Les chiffres ne coïncident pas entre eux, ce qui reflète la dynamique régressive et les agressions constantes que supportent les écosystèmes forestiers. Les pressions qui s'y exercent sont toutes dues aux activités humaines volontaires ou planifiées. Mais, l'homme par son action et ses pratiques, ainsi que des facteurs physiques contribuent à la destruction du potentiel naturel, nous poussant à faire un diagnostic des contraintes (FAO, 2001).

1.7.2.1 Localisation et répartition

L'Algérie est située au nord-ouest de l'Afrique, dans ce qu'on appelle le Maghreb, elle couvre une superficie de 2 388 millions de km² ce qui en fait, en étendue le premier pays africain.

Le Sahara l'un des plus vastes déserts du monde en occupe plus de 2 millions de km² soit 84% du territoire. Les régions du nord de l'Algérie où les conditions de climat et de milieu permettent le développement des formations forestières occupent 250 000 km² soit un peu plus de 10% de la superficie totale (DGF, 2007).

Les forêts algériennes occupent tous les bourrelets montagneux de l'Atlas Tellien et les crêtes ou versants pluvieux de l'Atlas Saharien (figure 5). Elle est méditerranéenne et est localisée entièrement sur la partie septentrionale du pays et limitée au sud par les monts de l'atlas saharien. Elle est inégalement répartie suivant les différentes régions écologiques, ce qui leur confère des taux de boisements très variables. En effet, ces taux décroissent d'Est en Ouest et du Nord au Sud plus particulièrement. La forêt algérienne est constituée par une variété d'essence appartenant à la flore méditerranéenne, leur développement est lié essentiellement au climat. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne du littoral, le faciès change du nord au sud du pays on peut distinguer deux principales zones bien différentes (DGF, 2007) :

- Le littoral et surtout les chaînes côtières de l'est du pays comme : la grande Kabylie, Béjaïa, Jijel, Collo, Mila, El Kala. Ces régions sont bien arrosées, elles comportent les forêts les plus denses et les plus belles. C'est l'aire de répartition de deux essences principales (le chêne liège et le chêne zeen).
- Les hautes plaines continentales, plus sèches sont représentées par les régions situées entre les chaînes côtières et l'atlas saharien à savoir les Aurès, Djelfa et Saida. Ces zones contiennent

dans leurs parties accidentées de grands massifs de pin d'Alep et de chêne Vert (Ouelmouhoub et Benhouhou, 2007).

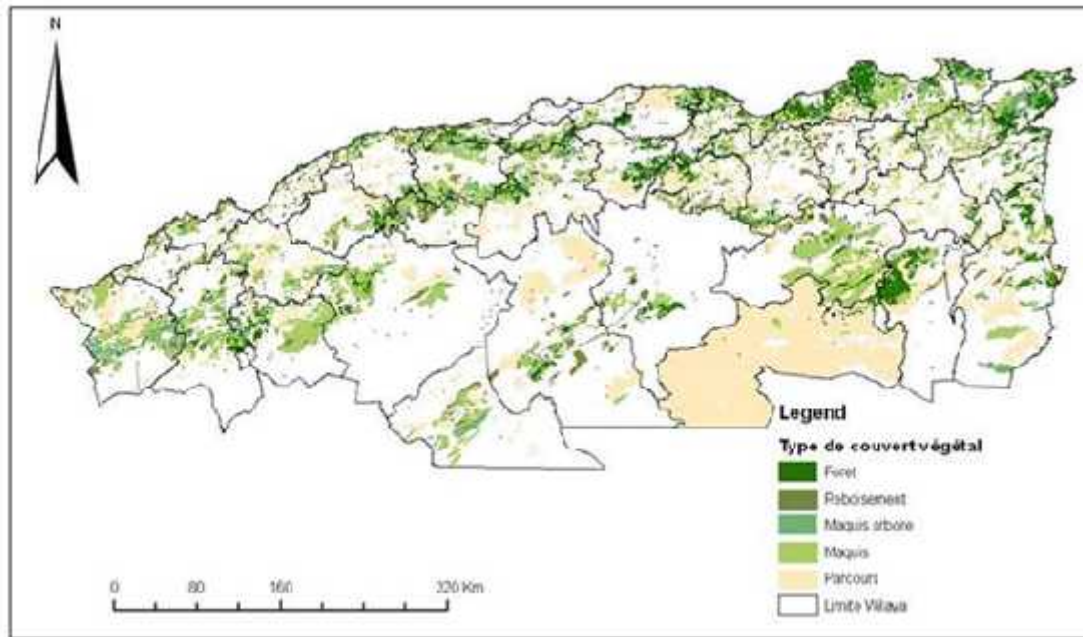


Figure 5: Répartition des forêts en Algérie du Nord (DGF, 2018).

1.7.3 Ressources forestières dans la wilaya de Saïda

La wilaya de Saida couvre une superficie de 6613 km² ; le chef lieu (commune de Saïda) elle est limitée naturellement au nord par la wilaya de Mascara, au sud par celle d'El Bayadh, à l'est par la wilaya de Tiaret et à l'ouest par la wilaya de Sidi bel Abbés (figure 6).

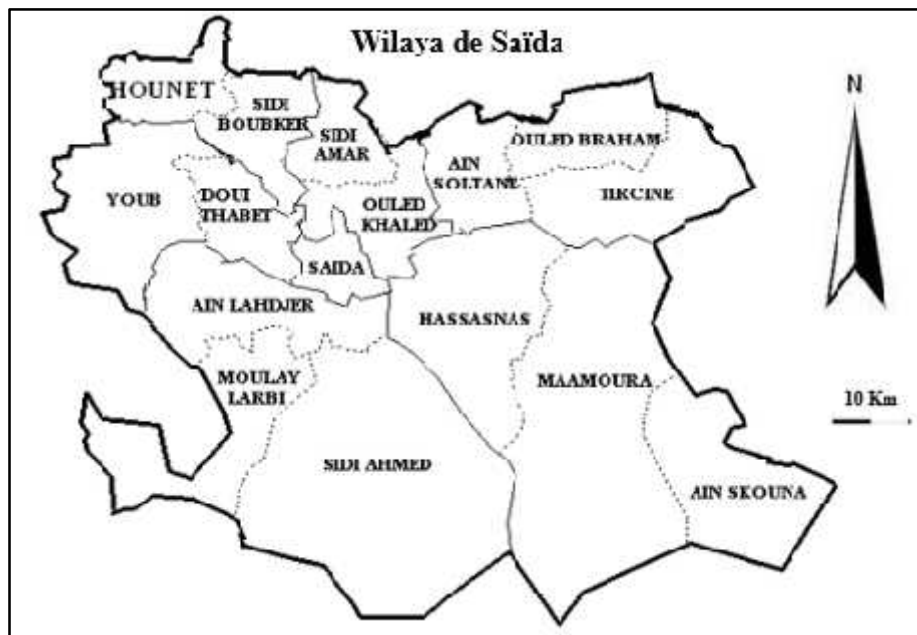


Figure 6 : Localisation de la wilaya de Saida (Découpage administratif, 2011)

1.7.3.1 Caractères floristiques

Les terres forestières représentent 19 729 ha soit 26 % de la superficie totale. Ces terres forestières comprennent les formations forestières naturelles qui regroupent les forêts denses, les forêts claires, les maquis denses et les maquis clairs. Ces formations sont totalement localisées dans la partie tellienne de la wilaya où se trouvent les communes de Doui Thabet, Sidi Boubkeur, Youb et Balloul. Les terres forestières constituées de forêts de pin d'Alep, de thuya de berberie, de genévrier oxycèdre et de chêne vert ; de formations basses comme la garrigue, le maquis et le matorral ou les broussailles avec les essences secondaires comme la filaire, le lentisque, le genêt, le doum, le Diss et l'alfa. Les forêts occupent environ 16380 ha soit 21 % de la superficie totale. Ces forêts représentent 7.5 % des superficies forestières (tableau 1), l'essence dominante dans ces forêts est le pin d'Alep essentiellement pur ou en association avec le Thuya (Terras, 2011).

Tableau 1: Répartition des forêts denses par commune dans le milieu montagneux.

Commune	Superficies (ha)	Superficie totale forêts dense (%)	Commune (%)
Youb	280	1,70	0,63
Doui Thabet	8415	51,37	38,83
Sidi Boubkeur	2180	13,31	8,88
Sidi Amar	3900	23,81	28,04
Ouled Brahim	1180	7,20	4,65
Ouled Khaled	425	2,59	2,05
Total Monts	16380	100	78,33

Source : (DGF, 2007)

1.7.3.2 Les principaux groupements forestiers de la wilaya de Saida

Une étude phytoécologique réalisée par Terras (2003) a permis de donner une composition floristique moyenne assez représentative des différents groupements végétaux de la zone (figure 7).

Groupement à Chêne vert

C'est le groupement le plus en équilibre et adapté aux conditions du milieu, il se présente le plus souvent sous forme d'un matorral élevé moyen à dense ou d'un taillis de hauteur moyenne de l'ordre de 3 m imposée par une surexploitation et des incendies répétées.

Le nombre d'espèces reste très élevé et constitue l'ossature de basse de toutes les formations forestières de la région. Benabdeli (1996) note pour les monts de Saida l'importance des formations ligneuses basses de chêne vert dans la préservation de la couverture forestière.

Le cortège floristique représentatif de ce groupement se compose de : *Phyllirea media*, *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus*, par contre, les grandes graminées Alfa ou Diss ne jouent qu'un rôle secondaire.

Le Pin d'Alep dans ce groupement ne représente qu'un pionnier dans le retour au stade forestier dont le climax serait une forêt de chêne vert pur avec *Quercus ilex*, *Arbutus unedo*, *Jasminum fruticans*, *Lonicera etrusca*, *Alyssum alpestre*, *Osyris alba*, *Asperula hirsuta*, *Phillyrea angustifolia*, *Atractylis humilis*, *Pyrus gharbiana*, *Atractylis macrophylla*, *Ruscus aculeatus*, *Bupleurum balansae*, *Asphodelus cerasiferus*, *Bupleurum rigidum*, *Smilax aspera*, *Clematis flammula*, *Staeheina dubia*, *Daphne gnidium*, *Valeriana tuberosa*, *Genista cinerea* et *Viburnum tinus* (Terras, 2011).

Groupement à Pin d'Alep et Chêne kermès

Les espèces les plus présentes et dominantes imposant une physionomie au groupement sont *Quercus coccifera*, *Calycotome intermedia*, *Cistus villosus*, *Pistacia lentiscus*, *Phyllirea media*, et *Ampelodesma mauritanica*. Dans la strate arborescente notant la présence de *Tetraclinis articulata* et *Quercus rotundifolia*.

La composition moyenne du cortège floristique de ce groupement forestier comprend les espèces suivantes :

Pinus halepensis, *Calycotome villosa*, *Cistus salviaefolius*, *Erica arborea*, *Genista erioclada*, *Globularia alypum*, *Halimum halimifolium*, *Helianthemum racemosum*, *Lavandula stoechas*, *Quercus coccifera* et *Rosmarinus tournefortii*.

Il y a lieu de noter deux facies dans ce groupements selon le type de sol, sur sol siliceux caractérisés par *Lavandula stoechas*, *Erica arborea*, *Cistus salviaefolius* et *Halimum haimfolium*. Par contre sur sols calcaires c'est *Rosmarinus tournefortii*, *Globularia alypum*, et *Genista erioclada* qui caractérise ce facies.

Groupement Oléo-lentisque

Ce groupement appartient à l'alliance de *l'oleo-ceratonion* et correspond à des peuplements très ouverts et classés parmi les plus dégradés. Le Chêne vert en est absent, par contre le Pin d'Alep y est fréquent au même titre que le lentisque. Le chêne kermès et la filaire

sont abondants dans les zones de transition avec les groupements précédents. Les espèces dominantes sont accompagnées de toute une série d'espèces thermophiles telles que *Cistus sericeus*, *Cistus landaniferus*, *Ebenus pinnata*, *Genista quadriflora*, *Coronilla juncea*.

- Groupement de *Tetraclinis articulata*

La composition floristique moyenne représentative dans le territoire étudié de la tétraclinaie regroupe les espèces suivantes : *Tetraclinis articulata*, *Arbutus unedo*, *Asparagus albus*, *Astragalus lusitanicus*, *Bupleurum gibraltarium*, *Calycotome spinosa*, *Carallum europaea*, *Cistus landaniferus*, *Cistus sericeus*, *Coronilla juncea*, *Ebenus pinnata*, *Elichrysum stoechas*, *Genista quadriflora*, *Olea europea.sylvestris* et *Quercus coccifera*.

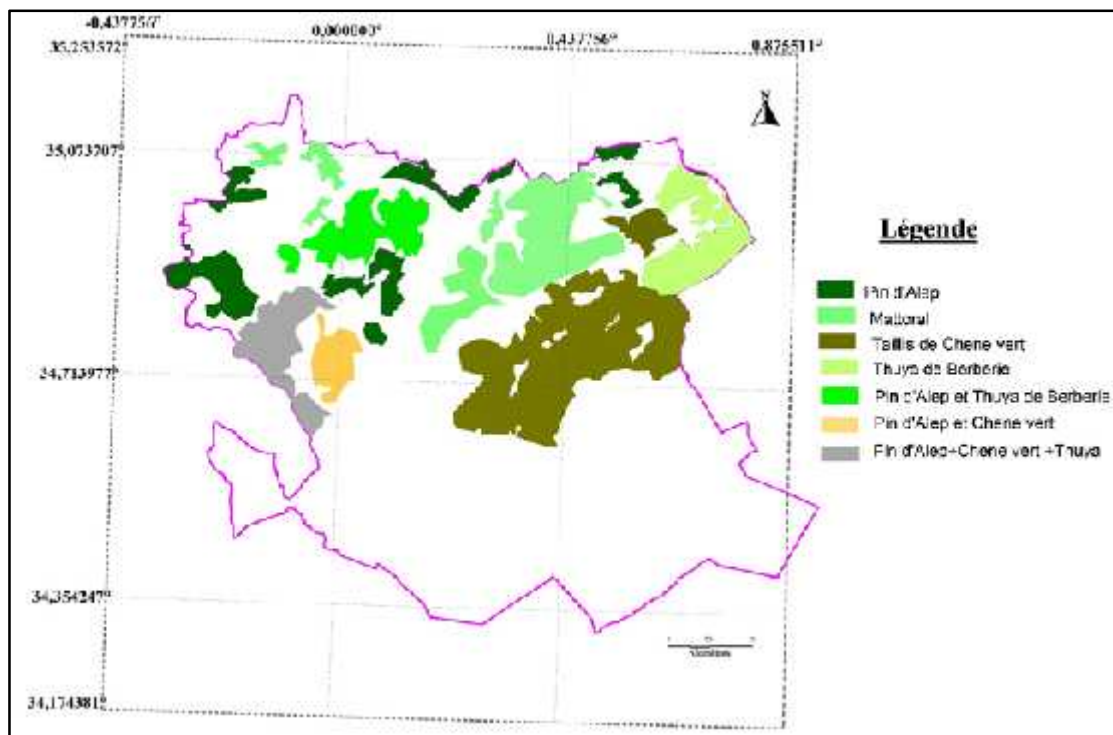


Figure 7: Carte des groupements forestiers – réalisée à partir de la carte de la classification supervisée- de la wilaya de Saida (Terras, 2011).

1.7.3.3 Les principales menaces sur la forêt

La forêt Algérienne se caractérise par un état de dégradation avancé, résultant des effets conjugués des incendies, du défrichement, des pacages, des constructions illicites ainsi que d'attaques parasitaires et d'autres facteurs de dégradation.

L'action combinée de ces différents facteurs (feu, exploitation inconsidérée des pâturages, abattage des forêts, utilisation irrationnelle, consommation anarchique d'espace par étalement

urbain, mise en culture) est préjudiciable aux forêts algériennes qui, non seulement ont régressé, mais ce qui en subsiste ne représente plus les forêts naturelles équilibrées d'autrefois, à cause de la dégradation générale qui les caractérise (Meddour, 2014).

1.8 La restauration écologique des sols par l'apport de compost

1.8.1 Définition et concepts utilisés en restauration écologique

La plupart du temps, l'écosystème qui a besoin d'être restauré a été dégradé, endommagé, transformé ou totalement détruit, résultat direct ou indirect de l'activité humaine. La restauration écologique est définie par SER (2014) comme « une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable ». Ceci nécessite une bonne connaissance de l'écologie fonctionnelle et évolutive des écosystèmes ciblés, de l'histoire de la dégradation anthropique et, enfin, le choix d'un écosystème de référence pour guider la planification, la réalisation, le suivi et l'évaluation du projet de restauration (SER, 2004).

Au delà de cette définition généraliste, différentes notions s'appliquent aux divers processus conduisant, selon l'état de dégradation initial, à différents types d'écosystèmes restaurés (figure 8). Ainsi, la restauration au sens strict peut consister selon Aronson *et al.* (1993) en une simple suppression des causes de dégradation ou la ré-application des usages traditionnels. Lorsque la perturbation est modérée, ces actions conduisent à une restauration progressive de l'écosystème. La restauration naturelle de l'écosystème (SER, 2004) peut être différée lorsque l'intensité d'une perturbation franchit un certain seuil d'irréversibilité (Aronson *et al.*, 1993). La restauration consiste alors à corriger les multiples changements imposés par la perturbation à l'écosystème (SER, 2004) ou la réhabilitation selon Aronson *et al.* (1993). Lorsque les seuils d'irréversibilité ne peuvent pas être tous franchis par une action de restauration, l'écosystème peut alors être réhabilité. Dans ce cas la réhabilitation conduit à un écosystème restauré alternatif, c'est-à-dire dont la productivité, les processus et les services ont été réparés mais pas l'intégrité de l'écosystème de référence (SER, 2004). La récupération (SER, 2004), la réallocation (Aronson *et al.*, 1993) ou encore l'ingénierie écologique (Odum, 1962) définissent des actions dont l'objectif n'est pas d'atteindre l'état d'un écosystème de référence mais par exemple de supprimer une pollution ou de ralentir l'érosion, donc de prévenir les risques et de garantir la sécurité publique (SER, 2004).

part entière. Le rôle de la macrofaune du sol dans la restauration écologique a en effet été montré dans de nombreuses études (Frouz *et al.*, 2007; Snyder et Hendrix., 2008; Eijsackers, 2010) et en particulier celui des ingénieurs des écosystèmes que sont les vers de terre. Ainsi, de plus en plus d'opérations de restauration écologique de sols dégradés s'appuient sur l'inoculation et l'action bioturbatrice de communautés de vers de terres tant en milieu forestier (Ampoorter *et al.*, 2011) ou agricole que dans des milieux fortement anthropisés (Stein *et al.*, 1992) ou mines de charbon à ciel ouvert (Rushton, 1986; Boyer et Wratten, 2010). Cette pratique est utilisée pour remédier à la compaction des sols en agissant sur leur microstructure (Derouard *et al.*, 1997; Frouz *et al.*, 2007; Ampoorter *et al.*, 2011), pour favoriser la formation de la litière (Frouz *et al.*, 2007) ou encore pour améliorer la productivité et la diversité végétale (Derouard *et al.*, 1997 ; Baker *et al.*, 2006 ; Boyer et Wratten, 2010).

En Afrique la recherche agronomique a clairement démontré qu'en raison des conditions pédoclimatiques qui prévalent dans ces zones, la fertilisation des sols cultivés doit combiner engrais minéraux et matières organiques riches en précurseurs des substances humiques (fumier, compost ou matières végétales riches en fibres) (Pieri, 1992). Dans les zones considérées, le fumier est la ressource la plus commune à la portée des agriculteurs. L'utilisation du fumier est en voie de développement dans les zones de culture du coton. Au Burkina, la technique des parcs d'hivernage produisant un fumier amélioré s'est bien développée (Berger *et al.*, 1987). La réussite de la filière cotonnière dans le Mali Sud repose en grande partie sur une stratégie de développement du fumier en milieu paysan (Sanogo, 1997). Au Sénégal, dans la zone cotonnière, on note le succès de la stabulation en Haute-Casamance (Ly *et al.*, 1997).

1.8.3 La restauration écologique par l'apport de compost en Algérie

La restauration des terrains de parcours pose un problème d'actualité préoccupant en Algérie. L'appauvrissement des sols, la diminution de la phytomasse et l'amplification de l'érosion constituent des indices caractéristiques de la dégradation des parcours. La dégradation des couvertures pédologiques et végétales sur ces zones de parcours est attribuée aux conditions climatiques, mais surtout aux activités humaines et animales (Morsli et Hamoudi, 2017).

Actuellement en Algérie, la restauration des sols dégradés par l'apport de compost issu des stations d'épurations s'orientent beaucoup plus vers le domaine agricole. Plusieurs travaux ont montrés l'effet bénéfique de ces apports dans l'amélioration des propriétés des sols cultivés ainsi que leur production (Dridi et Toumi, 1998; Boutmedjet, 2004 ; Benterrouche, 2007 ;

Boumediene, 2010 ; Bahri et Annabi, 2011 ; Guerfi Z, 2012 ; Boutmedjet *et al.*, 2015). Ce type de restauration écologique, qui vise à donner plus de valeur aux boues résiduaires prend un axe plus large dans le domaine écologique, dont l'objectif est de connaître l'efficacité de l'apport de compost dans la restauration des sols dégradés quel que soit leur type. Sur une échelle locale (dans la wilaya de Saïda). La première étude a été consacrée à la restauration des sols de la forêt d'Aioun Branise (Ouled Brahim) soumise à des feux répétés et l'érosion (Borsali *et al.*, 2014). Les résultats de cette étude ont montré que l'apport de compost sur ces sols dégradés a augmenté la capacité de rétention en eau, le taux d'ammonium, phosphore inorganique, azote total, le carbone et les composés organiques.

1.8.4 Les étapes de la restauration écologique

Selon SER (2014), la restauration écologique est composée par trois étapes :

1.8.4.1 Planification de la restauration

Les plans pour les projets de restauration comprennent, au minimum, les points suivants :

- un raisonnement clair sur pourquoi la restauration est nécessaire,
- une description écologique du site désigné pour la restauration,
- une énonciation des buts et objectifs du projet de restauration,
- une désignation et une description de la référence,
- une explication sur comment la restauration proposée va s'intégrer au paysage et à ses flux d'organismes et de matériaux,
- des plans explicites, des calendriers et des budgets pour la préparation du site, les activités d'installation et de mise en route, incluant une stratégie pour faire de promptes corrections à mi-course,
- des standards de performance bien développés et explicitement établis, avec des protocoles de suivi grâce auxquels le projet peut être évalué,
- des stratégies pour une protection et un maintien à long terme de l'écosystème restauré,
- les objectifs et les protocoles pour le suivi et l'évaluation du projet doivent être incorporés au départ.

1.8.4.2 Suivi et évaluation

Bien planifié, un projet de restauration tente clairement d'atteindre les buts fixés qui reflètent les attributs importants de l'écosystème de référence. Ces buts sont atteints en s'assignant des objectifs spécifiques. Les buts sont des idéaux et les objectifs des mesures concrètes prises pour les atteindre. Trois questions fondamentales doivent se poser concernant l'évaluation de l'écosystème restauré :

- Les objectifs ont-ils été accomplis ?
- Les buts ont-ils été atteints ?
- Les résultats seront-ils durables, au sens écologique et socio-écologique du terme ? Les réponses à ces trois questions ne peuvent être valides que si les buts et les objectifs ont été fixés avant la réalisation des travaux du projet de restauration.

Les évaluations incluent donc celles de tous les buts et objectifs fixés qui se rapportent aux aspects culturel, économique et social. Pour cela, les techniques d'évaluation doivent inclure celles des sciences sociales. L'évaluation des buts socio-économiques est importante pour les décideurs et, par la suite, pour les responsables politiques qui autoriseront et financeront ou non les projets de restauration.

1.8.4.3 Les attributs de la restauration écologique

On considère qu'un écosystème a été restauré lorsqu'il :

- dispose de suffisamment de ressources biotiques et abiotiques pour continuer son développement sans assistance supplémentaire ;
- L'écosystème restauré est capable de se maintenir lui-même structurellement et fonctionnellement, de montrer une certaine résilience face aux perturbations environnementales et d'interagir avec les écosystèmes voisins via des flux biotiques et abiotiques ;
- Il contient ainsi un assemblage caractéristique d'espèces similaire à celui de l'écosystème de référence et où tous les groupes fonctionnels nécessaires à son développement et à sa stabilité sont représentés ;
- Il contient ainsi un assemblage caractéristique d'espèces similaire à celui de l'écosystème de référence et où tous les groupes fonctionnels nécessaires à son développement et à sa stabilité sont représentés.

1.8.5 Production, valorisation et réglementation des boues en Algérie

Selon ONA (2017), le parc des stations d'épuration en Algérie est constitué de plus de 170 STEP, dont 142 STEP gérées par cet office.

A titre indicatif, à fin 2015, la production des boues, au niveau des 58 STEP de type boues activées gérées par l'ONA, est de 54 000 tonnes de matières sèches par an, et a atteint en 2016, une quantité de 90 000 tonnes de matières sèches par an, produites par 63 stations à boues activées. A horizon 2020, la production de boue devrait augmenter de plus de 50 % et devrait atteindre une quantité estimée de plus de 150 000 tonnes/an.

La valorisation agricole des boues est le moyen le plus simple et le plus courant d'utiliser ces boues. D'une part, le gestionnaire des stations trouvait un moyen économique d'évacuer les boues. D'autre part, les boues présentent un intérêt agronomique pour l'agriculteur dans la mesure où les boues peuvent avoir des caractéristiques similaires de celles des engrais (ONA, 2017).

Par ailleurs, un travail, initié par le ministère des Ressources en Eau, pour l'élaboration de la norme Algérienne de la valorisation agricole des boues d'épuration, la norme NA 17 731 « Valorisation des boues des stations d'épuration » est en cours de publication par l'institut Algérien de normalisation (IANOR). Cette norme a pour objet de fixer les dénominations et les spécifications physico-chimiques et biologiques des boues issues des ouvrages de traitement des eaux usées urbaines et les conditions de leurs utilisations. Elle fixe également les restrictions de leur usage en fonction de la concentration en éléments traces métalliques et des agents pathogènes (ONA, 2017).

CHAPITRE 2

MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude (forêt de Keroua) fait partie de la commune d'Ouled Khaled, située au Nord- Ouest de la wilaya de Saïda. Elle relève de la daïra de Sidi Boubkeur (figure 9).

Pour le climat de la wilaya de Saïda, la comparaison faite par (Zouidi, 2019) entre l'ancienne période (1913-1938) avec la période actuelle (1985-2015) montre que, cette zone présente un climat méditerranéen semi-continentale, caractérisé essentiellement par des précipitations faibles et une grande irrégularité inter mensuelle et inter annuelle et des régimes thermiques relativement homogènes, avec un indice d'aridité ($I=13.42$). Vue ces données climatiques, et selon le même auteur, le quotient d'Emberger calculé montre que la wilaya de Saida a connu un changement au niveau de son étage bioclimatique, où elle a glissé de l'étage semi-aride supérieur à hiver frais durant l'ancienne période vers l'étage semi-aride inférieure à hiver frais pour la nouvelle période.

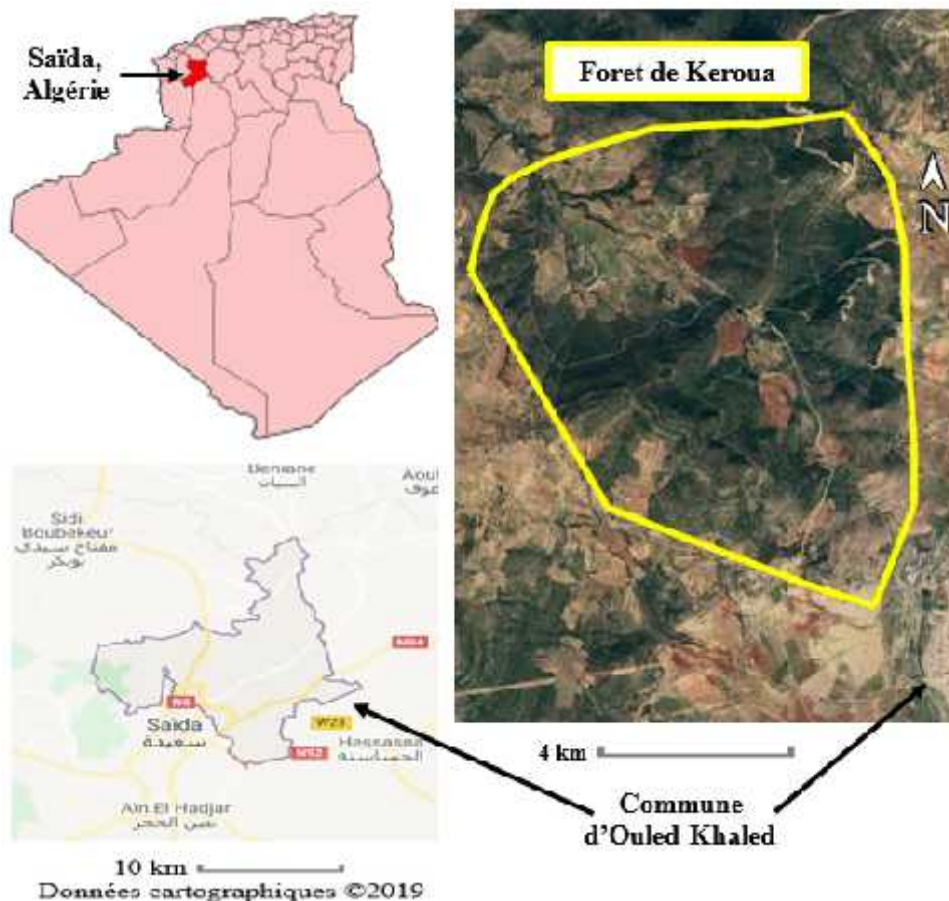


Figure 9: Présentation de la zone d'étude de la forêt de Keroua « Saida ».

Selon les données climatiques obtenues de la station météorologique de Rebahia (Saïda) en 2018, la zone a reçus des précipitations de l'ordre 454,53/an. On y distingue deux périodes

contrastées, une période humide qui s'étale sur 8 mois d'octobre jusqu'à mai et la période sèche et chaude qui s'étale sur 4 mois de juin jusqu'à septembre. Les précipitations estivales sont souvent des pluies torrentielles et les températures présentent des amplitudes importantes. Les mois de Janvier et Février sont les mois les plus froids durant toute l'année (10.6°C et 8.9 °C) et le mois de juillet et août sont les mois les plus chauds (30°C et 28.9°C). Le vent est de direction dominante Nord et Sud avec une présence du vent chaud (sirocco) pendant la période estivale qui peut accélérer le phénomène de l'érosion éolienne dans les zones dépourvus de couvert végétal.

2.1.1 Géologie

Selon Lucas (1952), le territoire de la wilaya de Saida est constitué essentiellement de terrains secondaires ; généralement de grès jurassiques et créacés à dureté variable suivant le degré de consolidation de même que des couches calcaires, marneuses ou dolomitiques. Les dépressions et les vallées sont recouvertes de terrains d'origine continental (fluviales et éoliens) d'âge Tertiaire souvent indifférencié (Mio-Pliocène) et Quaternaire de manière étendue.

La commune d'Ouled Khaled est caractérisée par une hétérogénéité plus au moins importante. Selon la (BNEDER, 1982), cette commune regroupe les formations géologiques suivantes :

- Formations argilo-gréseuses et argiles ;
- Dolomies cristallines et calcaires ;
- roches diverses (plio-quaternaire) ;
- formations éruptives de Tiffrit.

Notre site d'étude repose sur des grès massifs du Franchetti et des calcaires du jurassique avec intercalation carbonatée et argiles sableuses (BNEDER, 1982).

2.1.2 Pédologie

Les sols de la wilaya de Saida, évoluent dans des conditions biogéographie très contrastées, ils sont toutefois largement conditionnés dans leur répartition par l'orographie (Borsali, 2013). Dans la commune d'Ouled Khaled on distingue, sols isohumiques, sols fersiallitiques sur dolomies, sols fersiallitiques et calcomagnésiques (profondeur limité par croute calcaire), lithosols et les régosols. Notre zone d'étude repose principalement sur des sols fersiallitiques et calcomagnésiques (BNEDER, 1982).

2.1.3 Végétation

La commune d'Ouled Khaled présente une végétation globalement homogène dans sa composition. Selon Terras (2011), cette commune est constituée par des Matorrals, dominée essentiellement par deux types de formations végétales, dont chacune est marqué par un cortège floristique précis.

- **Espèce dominante** : Pin d'Alep

Caractéristique floristiques

Strate arborée : *Pinus halepensis* MILL

Strate arbustive : *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea media*

Strate sous arbustive : *Cistus villosus*, *Rosmarinus tournefortii*, *Chamaerops humilis*, *Ampelodesma mauritanica*, *Asparagus acutifolius* L,

Strate herbacée: *Thapsia garganica* L, *Ferula communis* L, *Anagalis monelli*, *Convolvulus lineatus* L, *Hordeum murinum*, *Urginea fugax* MORIS.

- **Espèce dominante** : Chêne vert, Pin d'Alep et Genévrier oxycèdre.

Caractéristique floristiques

Strate arborée : *Quercus rotundifolia* L, *Pinus halepensis* MILL

Strate arbustive : *Juniperus oxycedrus* , *Quercus coccifera* , *Phillyrea angustifolia*

Strate sous arbustive : *Calycotome intermedia* MAIRE, *Zizphus lotus* L, *Genista quadriflora* MUNBY, *Chamaerops humilis*

Strate herbacée : *Asphodelus microcarpus*, *Hordeum murinum*, *Euphorbia* sp, *Pallenis spinosa* L, *Sinapis arvensis*, *Lonicera implexa*, *Inula viscosa*, *Thapsia garganica*, *Asphodelus microcarpus*.

2.1.4 Localisation des zones d'études

Les cinq contraintes étudiées font parties de la zone d'étude (foret de Keroua). Ils sont répartis d'une façon bien distincte et visuelle sur le terrain. Le tableau ci- dessous représente leurs emplacements localisé avec les coordonnées GPS (tableau 2).

Tableau 2: Localisation des contraintes étudiées.

Actions anthropiques	Coordonnées GPS	
	Zone affectée	Zone témoin
Surpâturage	34°54'58.85"N 0° 7'10.36"E	34°55'13.77"N 0° 7'23.46"E
Incendie	34°54'48.05"N 0° 7'52.04"E	34°55'4.39"N 0° 7'31.05"E
labour	34°54'48.30"N 0° 7'25.56"E	34°55'5.78"N 0° 7'48.79"E
Erosion hydrique	34°54'43.05"N 0° 7'27.38"E	34°54'41.83"N 0° 7'22.95"E
Piste forestière	34°54'34.37"N 0° 7'17.96"E	34°54'39.53"N 0° 7'11.20"E

2.2 Prélèvement du sol

Pour étudier l'effet des actions anthropiques sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol. En Mars 2018, on a choisie deux zones d'études pour chaque contrainte, où l'une représente la zone affectée et l'autre représente son témoin. Dans chaque zone, on a choisie cinq parcelles. Sur chaque parcelle, cinq échantillons de sol ont été prélevés aléatoirement entre 0 et 10 cm de profondeur.

Pour les contraintes de surpâturage, incendie, labour et érosion hydrique, le prélèvement des échantillons du sol a été fait à l'intérieur des parcelles affectées, alors que pour la contrainte d'ouverture des pistes, le prélèvement a été fait à une distance plus de 5m loin des pistes (zone de loisir et stationnement des véhicules).

Les échantillons ont alors été tamisés à 2 mm. Une partie a été utilisée pour effectuer les analyses physico-chimiques et une autre partie conservée au frais (4°C) dans l'attente des analyses microbiologiques réalisées dans les 10 jours qui ont suivi le prélèvement. La plupart des analyses chimiques ont été réalisée sur une aliquote séchée à l'air.

En Mars 2019, les échantillons de sol ont été prélevés de chaque placette restaurée (description des placettes et du protocole ci-dessous) (n=5) et non restaurée (n=5), sur l'horizon 0-10 cm après l'enlèvement total de la litière. Cela conduit donc au total à 50 échantillons

composites pour les 10 parcelles. Ces échantillons de sols ont été tamisés à 2 mm puis conditionnés dans des sachets plastiques avant de procéder aux mêmes analyses.

2.3 Analyses physico-chimiques des sols

2.3.1 Humidité au champ

La mesure de l'humidité au champ est effectuée selon le protocole de (Mathieu et Pieltain, 1998). La teneur en eau dans le sol a été obtenue en soustrayant la masse d'un échantillon de sol séché au four (105°C, 24h) à celle de cet échantillon avant séchage. La perte de poids par le sol représente le poids d'eau évaporée lors du séchage

2.3.2 La perméabilité

La perméabilité d'un sol représente la hauteur d'eau évaluée par centimètre qui s'infiltré par unité de temps (Mathieu et Pieltain, 1998).

2.3.3 Capacité de rétention :

La teneur en eau à la capacité au champ a été obtenue en utilisant le protocole décrit par Saetre (1998). Trente grammes de sol frais ont été pesés dans un cylindre en PVC (5 cm de diamètre, 4 cm de hauteur). De l'eau distillée a ensuite été ajoutée jusqu'à saturation du sol. Le cylindre et son contenu ont été placés à 4°C (12h) pour permettre le drainage de l'eau gravitaire, puis ils ont été pesés. La teneur en eau de cet échantillon saturé, dit à la capacité au champ, a finalement été déterminée par séchage du cylindre au four (105°C, 24h) et soustraction des masses de sol sec et de sol saturé.

2.3.4 Densité apparente

La densité apparente (D_a) correspond au poids sec d'un volume de sol dont la structure n'a pas été perturbée. Il est aussi la masse d'une unité de volume du sol séché à 105 °C. Ce volume comprend aussi bien les solides que les pores. Elle est mesurée par la méthode des cylindres en utilisant les échantillons non perturbés, connaissant le poids sec constant des échantillons à 105 °C et le volume des cylindres des prélèvements utilisés (Blake et Hartge, 1986).

2.3.5 Densité réelle

La mesure de la densité réelle (D_r) a été déterminée par la méthode du pycnomètre, qui consiste à déterminer le volume de benzène déplacé par la phase solide d'un échantillon de masse connu dans un volume connu (Pétard, 1993).

2.3.6 Porosité totale

La porosité peut être déterminée à partir de la densité réelle et la densité apparente d'un sol. Elle est obtenue par la formule suivante : $(D_r - D_a)/D_r \times 100$

2.3.7 pH_{H_2O} , pH_{KCl} et la conductivité électrique

La mesure de pH_{H_2O} et la conductivité électrique doivent être prises d'abord dans de l'eau distillée bouillie sur une suspension de terre fine (1 : 2,5). Puis dans une solution normale de KCl, en utilisant la méthode électrométrique à électrode de verre (pH mètre HI2210 ; conductimètre HI2300).

2.3.8 Calcaire total

Le calcaire total ($CaCO_3$) a été estimé par le calcimètre Bernard. Cette méthode permet de mesurer le volume de CO_2 libéré par les échantillons de sol, sous l'action d'un acide chlorhydrique (HCl).

2.3.9 Matière organique

La teneur en matière organique a été mesurée par perte de masse d'un échantillon sec lors d'une calcination à $550^\circ C$ pendant 16 heures.

2.3.10 Analyse par fluorescence X

Cette analyse a été effectuée au niveau du laboratoire de contrôle de qualité de la cimenterie d'Al-Hassasna (Saida). Ce mode opératoire est relatif à la méthode pratique instrumentale d'analyse Élémentaire du sol sous oxydées par spectrophotométrie de fluorescence X. nous avons utilisés cette analyse pour déterminer la composition du compost utilisé dans notre expérience de restauration écologique.

Les éléments analysés sont : SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , CaO , MgO , SO_3 , K_2O , Na_2O , Cl

2.4 Analyses microbiologique des sols

2.4.1 Respiration basale

La respiration basale ($\mu g C-CO_2/g$ de sol sec) a été mesurée selon le protocole décrit par Anderson e Domsch (1978), pour évaluer l'état physiologique des communautés microbiennes des sols. Dix grammes (équivalent sec) de sol frais conservé à $4^\circ C$ ont été pesés dans un flacon en verre (117 mL). Les flacons ont été fermés avec un bouchon hermétique immédiatement après le remplacement (4 minutes) de leur atmosphère interne par une atmosphère de concentration en CO_2 stable, puis incubés 4 heures à $25^\circ C$. Après incubation,

une aliquote d'atmosphère du flacon (1 mL) a été injectée à l'aide d'une seringue dans un chromatographe en phase gazeuse (Chrompack CHROM 3 – CP 9001). Le chromatographe était équipé d'un détecteur TCD et d'une colonne remplie (Porapak) dans laquelle circule de l'hélium à un flux de 60 mL.h⁻¹. Les valeurs obtenues ont été ajustées à 22 °C en accord avec la loi des gaz parfaits à $Q_{10} = 2$. Les concentrations ambiantes en CO₂ ont été soustraites aux concentrations en CO₂ mesurées après incubation pour obtenir la quantité de CO₂ produite par les microorganismes hétérotrophes contenus dans l'échantillon.

2.4.2 Biomasse microbienne

La biomasse microbienne a été estimée par la méthode de respiration induite par ajout de glucose (Anderson et Domsch, 1978). Un mélange de talc et de glucose (1 000 µg C g⁻¹sol) a été ajouté aux dix grammes (équivalent sec) de sol. Une incubation de 100 minutes a été réalisée pour atteindre un taux maximal de respiration induite. Les flacons ont été fermés avec un bouchon hermétique immédiatement après le remplacement (4 minutes) de leur atmosphère interne par une atmosphère de concentration stable en CO₂, puis incubés 90 minutes à 22 °C. La concentration en CO₂ des flacons a été analysée par chromatographie en phase gazeuse et corrigée de la même manière que décrite précédemment pour la respiration basale. Les taux de respiration induite ont été convertis en valeur de biomasse microbienne en utilisant l'équation donnée par (Beare *et al.*, 1990).

2.4.3 Quotient métabolique

Le quotient métabolique (qCO₂) représente le rapport entre la respiration basale et la biomasse microbienne (Anderson et Domsch, 1978).

2.5 Origine, choix et caractéristiques des composts utilisés

Le compost utilisé dans cette étude est un compost de boues de la station d'épuration de la wilaya de Saida, il est issues du traitement des eaux usées urbaine d'Ain El-Hadjer (Wilaya de Saida).

Ce compost a été analysé par un spectrophotomètre à fluorescence X dans la cimenterie d'Al-Hassasna. Le tableau ci-dessous présente quelques caractéristiques chimiques de son contenu.

Tableau 3: Quelques caractéristiques chimiques du compost utilisé.

Caractéristiques	Pourcentage (%)
Na ₂ O	0,15
MgO	2,31
Al ₂ O ₃	5,44
SiO ₂	17,54
SO ₃	2,92
Cl	0,09
K ₂ O	1,13
CaO	12,00
Fe ₂ O ₃	2,38

2.5.1 Mise en place de l'expérimentation *in situ* par l'apport de compost

Dans la zone étude on a installé 5 placettes expérimentales pour chaque contrainte, ce qui va nous donner 25 placettes au totale, chaque parcelle d'étude couvre une surface de 1 m² (figure 10) et délimitée par un cadre métallique fixé sur une surface plane, la distance entre chaque placette est au minimum de 2 mètres. En Mars 2018, le compost séché criblés à 40 mm a été apportés en mulch (dépôt de surface) à la dose équivalente de 23 tonnes par hectare de matières sèches (soit 2.3 kg de compost équivalent sec par placette de 1 m²). Un grillage métallique a finalement été fixé sur chaque placette pour empêcher le retournement des sols par les sangliers.

Les placettes utilisées comme témoins, sont des zones non amendées par le compost et se localise dans des endroits loin de la zone où la restauration a été mise en place.



Figure 10 : Illustration photographique d'une placette expérimentale d'apport in situ de compost dans de la forêt de Keroua « Saida ».

2.6 Analyses statistiques

Nos analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel statistique Minitab 17. Le test-t de student est utilisé pour comparer les moyennes. Avant de commencer ces traitements on a confirmé que nos données répondent aux conditions de normalité de la variance requises pour utiliser ce test paramétrique. $p < 0,05$ (significatif :*) $p < 0,01$ (hautement significatif : **); $p < 0,001$ (très hautement significatif :***) et NS (non significatif).

CHAPITRE 3

EVALUATIONS DES CONSEQUENCES DU SURPATURAGE SUR LES PROPRIETES DU SOL

3.1 Introduction

La conservation des forêts et de la végétation forestière du bassin méditerranéen constitue un problème complexe du fait de l'hétérogénéité des situations et des multiples usages et pressions anthropiques pratiqués par les diverses entités culturelles de la Méditerranée depuis des millénaires (Quézel et Médail 2003). Le pâturage est un facteur important dans la structuration et le fonctionnement des écosystèmes (Rossignol, 2006). La dégradation des écosystèmes en Algérie par la sécheresse rencontrée ces dernières années est associée à l'impact du pâturage ovin (Slimani *et al.*, 2010). Les statistiques ont montré que 60 à 80% de la population de troupeau est concentrée dans la steppe. Entre les années 1960 et 2000, Ces troupeaux ont été multipliés par quatre. Cette croissance, parmi les plus rapides en Afrique du Nord, au même temps, la production de fourrage dans la steppe a été réduite d'environ 30% au cours d'une des périodes de déficit pluviométrique les plus longues du siècle (Aidoud *et al.*, 2006). Le sol est depuis longtemps une «boîte noire» dans le fonctionnement de l'écosystème, de sorte que la prise en compte du rôle régulateur du sol dans les écosystèmes n'apparaît qu'à la fin du 20e siècle (Andrews *et al.*, 2004). Les changements dans l'utilisation et les exportations intensives sont parmi les principales causes de la dégradation des sols et ont un impact direct ou menacent le bien-être humain (Stallman, 2011). Cette conscience récente et lente de leur destruction mondiale rapide a conduit à l'émergence de la nécessité de définir la qualité des sols, couplée à la nécessité de le protéger (Robinson *et al.*, 2012). Considéré comme un environnement minéral, le sol est aussi un lieu de vie. il abrite une très grande diversité d'espèces (23%), de macroorganismes et de microorganismes qui participent au fonctionnement et à la fourniture des services écosystémiques nécessaires à notre survie (production végétale, cycles biogéochimiques, biodégradation de la matière organique, purification des polluants, etc.) (Lucas *et al.*, 2007).

Différentes études ont montré que les herbivores, par l'élimination de la biomasse végétale, le piétinement du sol et le dépôt d'urine et de matières fécales, ont des effets importants sur les caractéristiques de la végétation (Fournier *et al.*, 2001, Zoffoun *et al.*, 2013) et sur le fonctionnement du sol (Silveira *et al.*, 2013). Dans les zones arides et semi-arides d'Afrique du Nord, de nombreuses études ont décrit les effets positifs du contrôle des pâturages sur la biodiversité et les propriétés des sols. En Algérie (Amghar *et al.*, 2012), en Tunisie (Abdallah *et al.*, 2012), au Maroc (Acherkouk et El Houmaizi 2013).

La plupart des recherches scientifiques en Algérie ont été orientées vers l'étude du surpâturage et de ses effets sur la végétation, mais les études sur l'impact de cette pression sur

le sol ont été complètement négligées. Par conséquent, l'objectif de cette étude est d'estimer l'effet du surpâturage sur les propriétés physico-chimiques et microbiologiques des sols forestiers peuplés principalement de pin d'Alep dans deux stations de la zone semi-aride de l'ouest de l'Algérie.

3.2 Zone d'étude

Dans le cadre de la réalisation de cette étude, nous avons choisi un massif forestier Djebel Keroua lieu-dit (Gerouaw) dont l'essence prédominante est le Pin D'Alep. Cette forêt se situe dans la commune d'Ouled Khaled Saïda avec une altitude moyenne de 900 m (figure 11).

Pour des raisons d'homogénéisation ont a choisi les mêmes conditions du milieu pour les deux stations (pente, exposition, altitude, roche mère).

La première station est une mise en défens et elle est considérée comme (témoin), avec des coordonnées du Système mondial de positionnement GPS (34°55'13.77"N ; 0° 7'23.46"E). Cette station est marquée beaucoup plus par la strate arborée et arbustive tel que le Pin D'Alep (*Pinus halepensis* Mill), Pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus* Mill), Genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*), L'olivier (*Olea europaea* Mill).

La deuxième station est localisée par les coordonnées GPS suivantes : (34°54'58.85"N ; 0° 7'10.36"E). Les cheptels qui utilisent cette station comme parcours s'élève à plus de 37012 têtes .La composition de ces troupeaux montre une prédominance écrasante du petit bétail, plus particulièrement les ovins qui occupent environ 94 % de l'effectif total, 3 % pour les caprins et 3 % pour les bovins (direction des services agricoles (DSA 2017). Dans cette station, le pâturage a fortement influencé le tapis végétal qui est très ouvert avec l'abondance de l'alfa (*Stipa tenacissima* L), diss (*Ampelodesmos mauritanicus* Poir), l'asphodèle (*Asphodelus albus* Mill) qui sont des signes de dégradation des milieux. Ainsi que le sol qui est caractérisé par des affleurements rocheux étendus.



Figure 11: Localisation de la zone pâturée et son témoin dans la forêt de Keroua « Saida»

3.3 Proportion des effectifs des animaux gros bétails dans la wilaya de Saïda

En termes d'effectif, le cheptel est largement dominé par les ovins. En effet, le nombre moyen d'ovins enregistrés pour l'année de 2019 s'élève à 970000 (92%) contre 74000 (7%) caprins et seulement 13000 bovins (1%). Ces proportions n'est plus changeable quel que soit l'année (figure 12).



Figure 12: Répartition de l'effectif des animaux gros bétails dans la Wilaya de Saïda (DSA, 2019)

3.3.1 Evolution des effectifs dans la wilaya de Saida

L'analyse des évolutions enregistrées entre les années 2006 et 2019, montre une fluctuation du nombre de têtes suivant les années, où on a enregistré un total minimal pour l'année de 2008 avec 504 880 têtes, et un total maximal pour l'année de 2018 avec 1063910 têtes. Malgré ces fluctuations, le coefficient de corrélation linéaire entre l'évolution des effectifs des animaux en fonction des années a montré une corrélation fortement négative (0.94). L'accroissement des effectifs des cheptels est dû aux faiblesses des systèmes de production (surtout céréalière) qui y a favorisé l'orientation des ménages vers l'activité de l'élevage (figure 13).

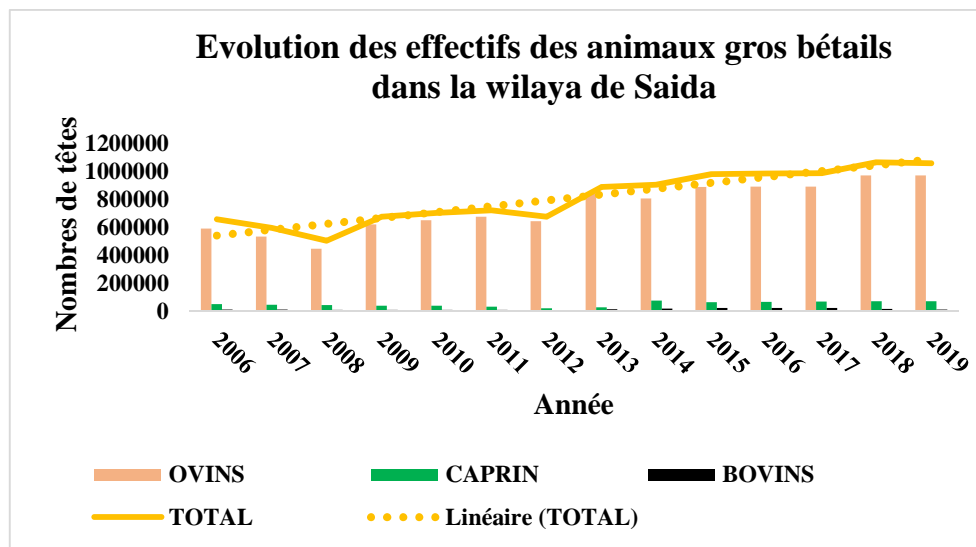


Figure 13: Evolution des effectifs des animaux de gros bétails dans la wilaya de Saida (période 2006-2019).

3.3.2 Coefficient de surpâturage

La conduite du troupeau est faite de manière générale extensive et s'appuie essentiellement sur les parcours naturels et forestier (Said *et al.*, 2014). La relation proposée par Le Houérou (1962) pour le calcul des taux de surpâturage est :

$$S(\%) = \frac{1 - C}{C} \times 100$$

Charge réelle (Cr) = Besoins totaux en UF du cheptel / Surface totale en ha de la zone d'étude.

Charge d'équilibre (Ce) = Potentialités fourragères en UF de la zone d'étude / Surface totale de la même zone.

Le calcul de charge nécessite la connaissance préalable de la durée d'exploitation et des besoins de l'espèce animale à introduire. On estime que la consommation quotidienne d'une

unité ovine ou caprine est de 1.46 unité fourragère (c'est-à-dire qu'un hectare de forêt peut supporter une unité ovine ou caprine pendant 8 mois ; ce qui donne: 1,46 Unité Fourragère x 240 jours=350 UF) alors que l'unité bovine est de 4 UF (Nsibi *et al.*, 2006).

La production fourragère dans les forêts du nord d'Afrique a une moyenne comprise entre 150- 500 UF par ans Le Houérou (1962), et la moyenne pour la steppe est de 140 UF par ans (Abdelguerfi et Ramdane , 2003). La superficie forestière de la wilaya de Saïda est de 19729 ha, alors que la steppe occupe 120000 ha (DGF, 2010).

Le calcul du coefficient de surpâturage est basé sur la superficie totale des parcours et la moyenne de production fourragère. Les résultats sont représentés dans la figure 14.

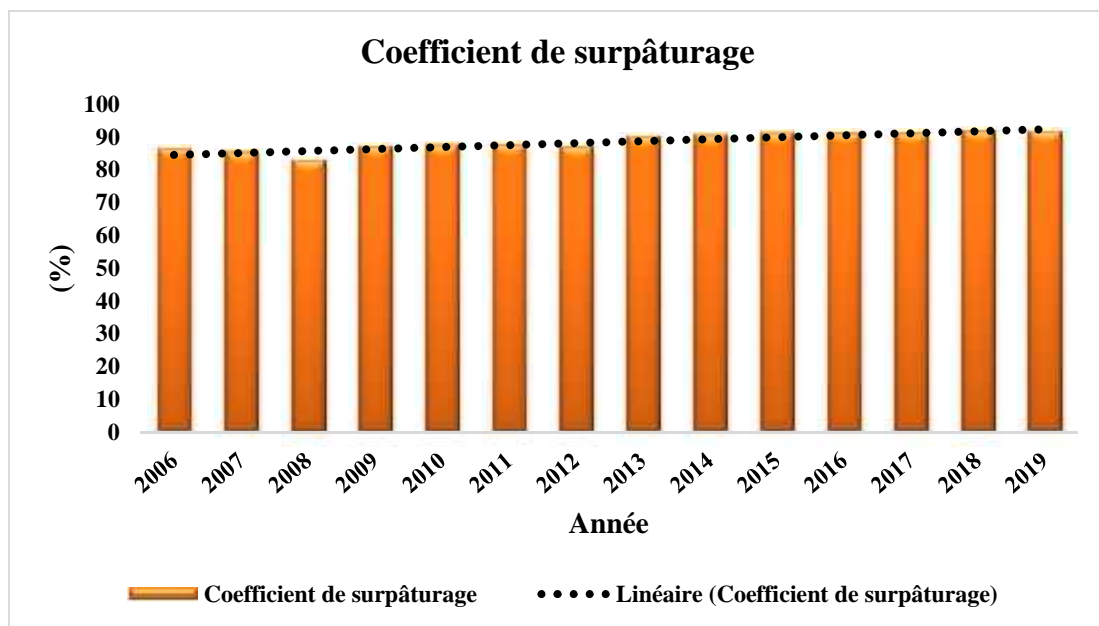


Figure 14: Coefficient de surpâturage dans la Wilaya de Saïda (période 2006-2019).

Les taux enregistrés pour les coefficients de surpâturage entre la période 2006 et 2019, sont vraiment alarmante. Elles sont comprises entre 80 et 91%. En plus, l'analyse statistique de la corrélation entre l'effectif des cheptels et le coefficient de surpâturage montre une très forte corrélation positive entre ces derniers (0.98). Donc nos parcours (forêts et steppes) accueillent presque le double de leurs capacités d'équilibre ce qui va se répercuter négativement sur la régénération et la durabilité de ces écosystèmes fragiles et avec une régression difficilement réparable ou récupérable.

3.4 Résultats

3.4.1 Effet du surpâturage sur les propriétés physiques du sol

Les résultats des propriétés physiques montrent une diminution significative de l'humidité, densité apparente et de la capacité de rétention dans la zone pâturée par rapport à leurs témoins, alors que pour la densité réelle et la porosité totale aucune différence significative n'a été enregistrée (Tableau 4).

3.4.2 Effet du surpâturage sur les propriétés chimiques du sol

Les résultats des propriétés chimiques montrent une diminution significative de la teneur en matière organique dans les sols pâturés par rapport aux témoins, tandis que pour le pH_{Eau}, pH_{KCl}, conductivité électrique et le calcaire total, l'analyse statistique n'a montré aucune différence significative entre les deux zones. Ces résultats sont représentés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Propriétés physico-chimiques des sols pâturés et leurs témoins.

	Propriétés	Infecté	Témoin	Signification
Physiques	Densité apparente (g.cm ⁻³)	1,451	1,073	**
	Densité réelle (g.cm ⁻³)	3,186	2,786	NS
	Porosité totale (%)	52,8	61,44	NS
	Humidité (%)	2,757	7,83	**
	Capacité de rétention (%)	45,17	72,8	**
	Perméabilité (mm/h)	3,03	2,69	*
Chimiques	pH _{H2O}	7,600	7,700	NS
	pH _{KCl}	7,360	7,440	NS
	Conductivité électrique (m/s)	0,142	0,204	NS
	Matière organique (%)	8,210	11,870	***
	Calcaire total (%)	0,600	7,92	NS

3.4.3 Effet du surpâturage sur les propriétés biologiques du sol

L'analyse statistique montre que le surpâturage a diminué significativement l'ensemble de la respiration basale et la biomasse microbienne par rapport à la zone non pâturée. À l'inverse, le quotient métabolique a augmenté significativement dans la zone pâturée que celle protégée (figure 15).

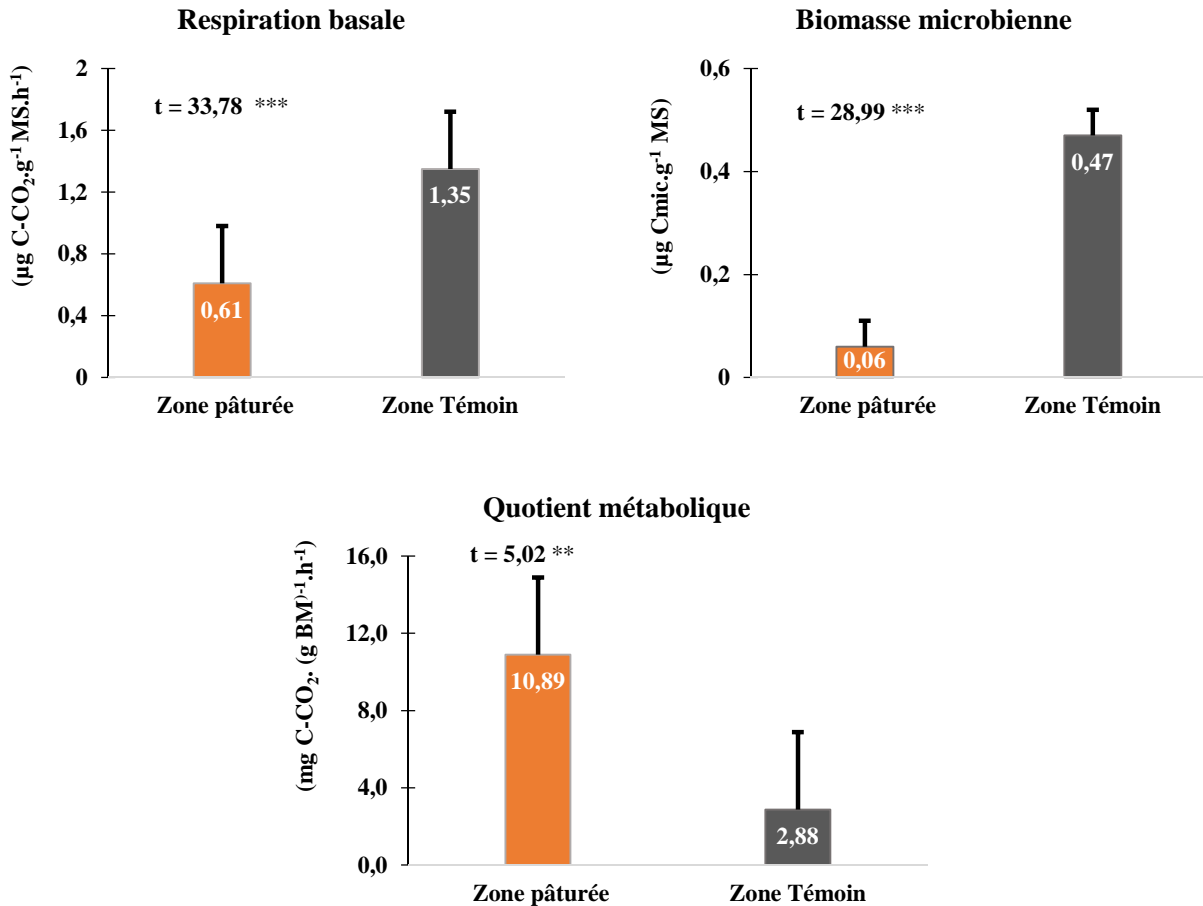


Figure 15 : Variation de la respiration basale, biomasse microbienne et du quotient métabolique, entre la zone pâturée et leur témoin.

3.5 Discussion

La densité apparente du sol traduit globalement l'état de compaction du matériau. Nos résultats montrent que le surpâturage en forêt affecte négativement le sol par l'augmentation de sa densité apparente. C'est-à-dire une réduction du volume des sols sans modification de la masse (Renouf, 2009). Cette modification résulte de l'action physique exercée par le cheptel lors de son déplacement qui tasse ou compacte le sol. Nos résultats convergent avec les résultats de plusieurs études qui ont démontré que la conversion d'un sol forestier en pâturage entraîne sa compaction, due en grande partie au piétinement par les animaux (Krishnaswamy et Richter, 2002; Milne et Haynes, 2004). Aussi Steffens *et al.*, (2009) ont remarqués que dans les régions tropicales arides et semi-arides, l'accroissement de la densité apparente du sol est lié avec l'augmentation de la charge animale due au surpâturage.

Cette compaction du sol a diminué aussi significativement l'humidité du sol et sa capacité de rétention dans la zone pâturée par rapport au témoin. Selon Barik *et al.*, (2014) le

tassement affecte l'humidité du sol. Pietola *et al.*, (2005) ont démontré, en effet, que la compaction du sol, diminue la rétention de l'eau dans les pâtures. La forte densité apparente enregistré dans les horizons superficiels diminue les entrées des précipitations dans les sols pâturés à cause de la formation d'une couche qui favorise le ruissellement des eaux en surface que leur infiltration dans le sol.

Concernant la perméabilité des sols, nos résultats montrent que le surpâturage a augmenté la capacité d'infiltration de l'eau dans la zone pâturée que celle de la zone protégée. La littérature est contradictoire pour cette propriété du sol. Des études ont noté l'augmentation de la perméabilité dans les sols pâturés, tandis que d'autres ont trouvé le contraire. Nous suggérons que cette augmentation de la perméabilité dans la zone pâturée est due à la nature des sols.

Les tests statistiques ont montrés que le surpâturage n'a pas d'effet significatif sur le reste des propriétés physiques. Une faible diminution de la porosité totale dans la zone pâturée signifie que les vides sont réduits par le fait de la forte densité apparente enregistré dans cette zone. Pour la densité réelle, une légère augmentation a été enregistrée dans la zone affectée par le surpâturage. L'origine de cette augmentation est inconnue, donc une étude granulométrique pourrait préciser si cette légère différence est due seulement à la texture des deux sols ou non.

Nos résultats montrent que le surpâturage a influencé la teneur en matière organique du sol, mais pas les autres paramètres chimiques. Elle est en effet plus faible dans la zone affectée par rapport à la zone protégée. Ceci est noté par plusieurs auteurs et qui ont remarqués que la matière organique commence à augmenter dès que les sols seront protégés contre le pâturage. Les travaux d'Amghar *et al.*, (2016) dans les parcours aride algérien ont montré que le taux de matière organique a augmenté significativement après quatre ans dans la mise en défens par rapport à la zone pâturée. Aussi Jeddi et Chaieb (2010) ont conclu que, dans les steppes dégradées du sud de la Tunisie, les teneurs en matière organique du sol ont une tendance à la hausse avec l'augmentation du temps d'exclusion du pâturage entre 6 et 12 ans. Su *et al.*, (2005) signalent que dans les sols semi arides du nord de la Chine, la matière organique diminue dans les sols soumis au pâturage, comparés à des zones protégées de plus de 5 ans. Le taux élevé de matière organique dans la présente étude protégée est le résultat de l'arrêt du surpâturage, qui a permis de préserver la production primaire des plantes, qui a assuré l'amendement du sol avec une grande quantité de litière.

L'analyse statistique a montré que le surpâturage n'a pas d'effet significatif sur les paramètres chimiques suivants :

Le pH_{H_2O} dans les deux zones est basique (légèrement alcalin) avec des valeurs presque semblables, de même pour le pH_{KCl} . La littérature semble contradictoire, nos résultats convergent avec ceux obtenus par Lambiénou *et al.*, (2016) et qui ont conclu que le pâturage ne présente aucun effet significatif sur le pH_{Eau} et le pH_{KCL} du sol. Au contraire Amghar *et al.*, (2016) ont trouvé que dans la mise en défens où la litière est plus importante, le pH_{Eau} est significativement plus élevé que dans la zone non protégée.

La conductivité électrique dans les deux zones a montré que le sol n'est pas salé (0,6 ms). Pour le calcaire total, la zone pâturée a un sol non calcaire (1%), alors que son témoin est modérément calcaire ($5 < CaCO_3 < 25\%$). Cette différence est due à la profondeur de la roche mère par rapport à l'horizon superficiel.

Pour les propriétés biologiques du sol, nos résultats montrent que le surpâturage a affecté négativement la biomasse microbienne et la respiration basale.

La croissance et l'activité des microorganismes qui contrôlent les processus de décomposition et de minéralisation de l'azote dans le sol dépendent en partie de la quantité et de la qualité des apports de matière organique vers le sol (Knops *et al.*, 2002). Les résultats obtenus dans notre étude ont montré que le surpâturage a diminué la teneur en matière organique du sol, et cela s'est répercuté négativement sur la biomasse microbienne et la respiration bactérienne. Donc, cela montre qu'il y a une relation dépendante entre ces deux propriétés du sol. D'après Wang *et al.*, (2003) la croissance de la biomasse microbienne et la respiration basale sont généralement limitée par la disponibilité du carbone de la matière organique du sol. La réduction de celle-ci dans le sol peut entraîner une diminution de la biomasse microbienne, qui réduira la quantité d'azote immobilisée dans la biomasse microbienne. Nos résultats corroborent aussi avec ceux obtenus par Lambiénou *et al.*, (2016) qui ont montré que la réduction de l'activité microbienne dans le sol est une réponse aux conditions défavorables résultant du surpâturage. Selon Shahzad *et al.*, (2012), la défoliation des espèces végétales diminuait l'activité respiratoire des microorganismes dans le sol.

Le quotient métabolique est utilisé comme indicateur de l'état physiologique des microorganismes du sol (Mbonigaba *et al.*, 2009). Nos résultats varient d'une façon significative entre la zone pâturée ou on a enregistré les valeurs les plus élevées par rapport à son témoin. Cette différence révèle une modification significative des activités respirométriques des

communautés microbiennes contenues dans les sols affectés par le surpâturage. D'après Zaller et Köpke (2004) et Fließbach *et al.*, (2007) des valeurs importantes de qCO_2 traduisent des communautés microbiennes en croissance avec des besoins énergétiques importants pour se maintenir alors que des valeurs faibles de qCO_2 indiquent des sols moins perturbés abritant des communautés plus diversifiées qui interagissent fortement entre elles. Aussi Böhme *et al.*, (2005) et Fließbach *et al.*, (2007) indiquent que, les valeurs de qCO_2 élevées traduisent une mauvaise qualité du substrat et une faible efficacité métabolique.

Les valeurs inférieures enregistrées de quotient métabolique dans la zone protégée sont dues d'une part à la stabilité des microorganismes et d'autre part à la teneur plus élevée du sol en matière organique. Selon Anderson (2003) une plus grande efficacité d'utilisation du carbone disponible du sol par les communautés microbiennes dans les systèmes agroforestiers pourraient être attribuable à une plus grande diversité des communautés microbiennes qu'on y trouve (Lacombe *et al.*, 2009).

3.6 Conclusion

Dans les zones semi arides, les effets de la pression anthropozoogène croissante sur les ressources naturelles engendrent des dysfonctionnements des écosystèmes et en particulier sur les sols très fragilisés par des conditions climatiques très rudes. Cet état de fait engendre une régression des massifs forestiers, et la dégradation des parcours et des sols.

Nous avons pu mettre en évidence dans cette étude, les relations existant entre le surpâturage dans une forêt de l'étage semi-aride et son effet sur les propriétés physico-chimiques et biologiques de ces sols.

Nos résultats montrent que le surpâturage a influencé quelques propriétés du sol, alors que d'autres non. Pour les propriétés physiques, on a enregistré un effet négatif sur la densité apparente, l'humidité et la capacité de rétention du sol en eau. Cela est la conséquence directe de l'effet du piétement des cheptels, qui compacte le sol et favorise le ruissellement des eaux en surface que leurs infiltrations. Alors que pour la densité réelle et la porosité on a une faible différence mais qui n'est pas significative sur le plan statistique. Concernant les propriétés chimiques, nos résultats ont montré que le surpâturage a diminué uniquement la teneur en matière organique du sol en provenance de la litière, ceci est dû à la consommation de la grande quantité de la production primaire des végétaux. Alors que pour le reste des propriétés, le surpâturage n'a pas affecté ces paramètres. Les propriétés biologiques sont aussi affectées négativement par le surpâturage qui a diminué la biomasse microbienne et la respiration basale

dans le sol suite au faible taux de matière organique trouvé dans ces sols. Et par conséquence on a enregistré une augmentation du quotient métabolique ce qui confirme que les communautés microbiennes de ces sols sont sensibles aux stress tel que le surpâturage.

CHAPITRE 4

VULNERABILITE DES SOLS FORESTIERS FACE AUX FEUX

4.1 Introduction

Les écosystèmes forestiers du bassin méditerranéen abritent une biodiversité remarquable, fournissant d'importantes ressources économiques en termes de productions sylvo-pastorales, mais aussi en tant qu'espaces de tourisme et de loisirs. Ils assurent par ailleurs des services écosystémiques essentiels tels que la protection des sols contre l'érosion et la rétention de l'eau au sein des sols et des écosystèmes (Eamus *et al.*, 2005). La sécheresse estivale dans ces régions ainsi que la présence d'une végétation particulière dominée par des espèces pyrophytiques facilement inflammables conduisent au développement d'incendies forestiers (De Luis *et al.*, 2001).

Tous les auteurs confirment que les origines du feu sont principalement liées à l'homme et dépendent directement de son imprudence et de son insouciance, notamment les usages agricoles et pastoraux des populations. (Meddour, 2014)

D'après les statistiques lancées par la direction générale des forêts, l'Algérie est vraiment touché par les incendies et surtout le nord du pays. En 2017, les feux ont parcourus une superficie 51.908 hectares. L'évolution importante de cette catastrophe et les dégâts constatés sur l'écosystème forestier et notamment sur ces sols, nous incitent à découvrir les modifications générés sur ces derniers.

Certini (2005) synthétise les données des effets du feu sur les propriétés des sols forestier et montre que le facteur principal est la sévérité du feu qui dépend des facteurs environnementaux impliqués dans les processus de combustion comme la quantité, la nature et l'humidité des combustibles morts et vivants, la vitesse du vent et la topographie du site. Cette sévérité dépend de deux composantes : L'intensité et la durée du feu. Une forte intensité combinée à une longue durée du passage du feu entraînerait les plus gros dommages à la fois sur la végétation et sur le sol. La baisse de la protection du sol conduisant à une stabilité moindre et, par conséquent, une vulnérabilité accrue au risque d'érosion (Hart *et al.*, 2005). Quand il est appliqué fréquemment ou tardivement, le feu peut avoir des effets destructifs sur les propriétés du sol en détruisant la matière organique contenu dans la végétation, et la litière à la surface du sol (Parker *et al.*, 2001). En plus de leur effet sur les paramètres physico-chimiques, les feux affectent aussi directement ou indirectement les organismes du sol. Les effets directs induisent des changements de courte durée qui altèrent la composition spécifique et l'abondance des groupes taxonomiques (Gongalskya *et al.*, 2012).

Les sols Algériens naturellement vulnérable, parfois fortement dégradés surtout dans l'étage semi-aride sont très affectés par le problème des feux de forêts et l'impact de ces incendies sur les sols est assez peu connu par les scientifiques. Particulièrement dans la wilaya de Saida. L'étude faite par Borsali (2013) sur l'effet de l'incendie sur le sol a montré que les feux favorisent la perte de biodiversité végétale et agissent directement sur le capital d'éléments minéraux et les activités microbiennes du sol.

La difficulté à revenir à un niveau de fonctionnement optimal après les incendies doivent être éclairés par une évaluation objective de la dynamique de retour à court termes des propriétés de ces sols. Afin de répondre à certaines questions sur l'état de nos sols post incendies nous avons effectué une étude comparative de certains paramètres physico-chimiques et biologiques d'un sol incendié depuis deux ans et un sol témoins qui n'a pas subie de feux depuis 20 ans.

4.2 Présentation de la zone d'étude

L'aire d'étude (forêt de Keroua) se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride de'Ouled Khaled Saïda Daïra de Sidi Boubkeur (figure 16). Dans cette daïra, le nombre de feux pour la période 1999-2016 est de 190 feux au total, qui ont parcouru une superficie forestière totale de 3355,25 ha. Ce qui correspond à une moyenne annuelle de 10,55 feux et 186,40 ha de surface brûlée. Le nombre des incendies varie suivant les années, entre un minimum de 2 feux en 2007 qui ont parcouru la superficie minimale de 9 ha et un maximum absolu de 1160,5 ha en 1999 alors que pour l'année 2015 en a enregistré un nombres de feux faible soit 9 mais qui ont parcouru une superficie forestière totale de 720,75 ha (conservation des forêts de Saida, 2016).



Figure 16 : Localisation de la zone incendiée et son témoin

Alors que dans la commune d'Ouled Khaled, le nombre de feux pour la même période (1999-2016) est de 45 feux au total, qui ont parcouru une superficie forestière totale de 146,36 ha. Soit 7,93% de la surface totale brûlée dans la Daïra de Sidi Boubkeur. Le tableau 5 représente le bilan d'incendie dans la Daïra de Sidi Boubkeur et la commune d'Ouled Khaled durant les 18 dernières années :

Tableau 5: Bilan d'incendie dans la Daïra de Sidi Boubkeur et la commune d'Ouled Khaled entre la période (1999- 2016).

Année	Daïra de Sidi Boubkeur		Commune d'Ouled Khaled	
	Nombre des feux	Superficie brûlée (ha)	Nombre des feux	Superficie brûlée (ha)
1999	24	1160.5	/	/
2000	4	16	2	8
2001	12	33	2	4.5
2002	4	2.6	3	2.1
2003	12	104.7	3	4.5
2004	4	11.75	4	11.75
2005	12	265.42	3	2.5
2006	22	136.18	9	11.15
2007	2	9	1	8
2008	5	20.45	1	0.06
2009	8	205.75	/	/
2010	8	58	2	4.5
2011	5	27.3	2	0.8
2012	13	383.25	2	26
2013	18	73.75	8/6.5	6.5
2014	17	107.85	8	171.75
2015	9	720.75	/	/
2016	11	19	4	4.25
Total	190	3355.25	46	266.36

(Conservation des forêts de Saïda, 2016)

En 2014, une partie de la forêt de Keroua a été incendiée (34°54'48.05"N ; 0° 7'52.04"E). Les feux ont parcourus une superficie de 120 ha en détruisant la quasi-totalité de la végétation dominée essentiellement par le pin d'Alep. Les parcelles utilisées comme témoins (34°55'4.39"N ; 0° 7'31.05"E) se situe dans la même zone d'étude mais elles n'ont pas été affectées par les feux depuis plus de 20 ans. Cette forêt est caractérisée par une bonne densité et couverture végétale dominée essentiellement par le Pin d'Alep et la présence des différentes strates végétales.

4.3 Evolution annuelle des nombres d'incendies et des superficies parcourues par le feu dans la wilaya de Saïda

Le nombre de feux pour la période 1999-2018 est de 670 feux au total, qui ont parcouru une superficie forestière totale de 11413.50 ha. Ce qui correspond à une moyenne annuelle de 33.5 feux et 570.67 ha de surface brûlée (figure 17).

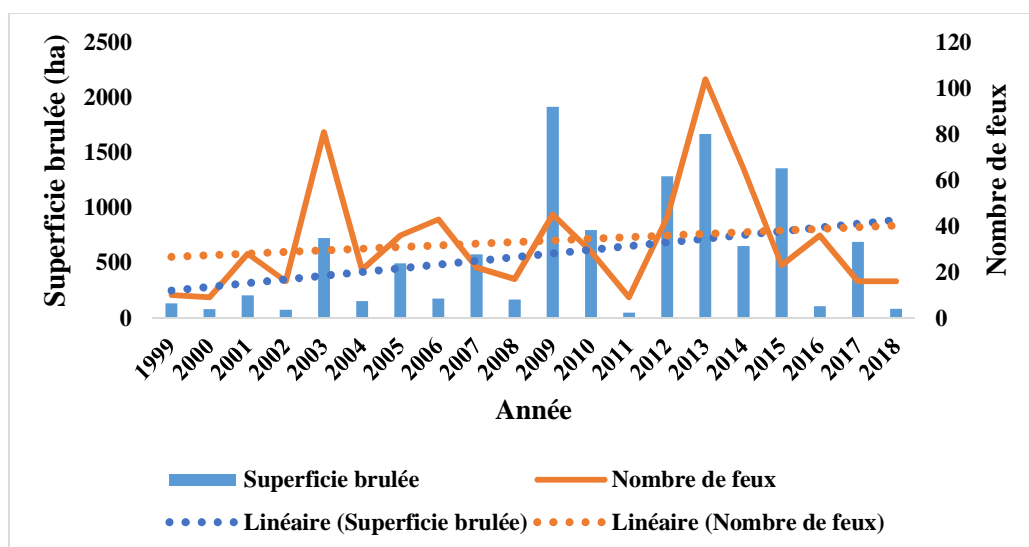


Figure 17: Evolution annuelle des nombres de feux et des superficies parcourues par le feu dans la wilaya de Saïda (période 1999-2018) (Conservation des forêts de Saïda, 2016)

Le nombre des incendies varie suivant les années, entre un minimum de 9 feux entre 2000 et 2011 qui ont parcourues une superficie moyenne de 65.93 ha et un maximum de 104 en 2013. Huit années dépassent largement la moyenne annuelle (33.5 feux), comme par exemple en 2006, 2009, ainsi qu'en 2013, où la fréquence est de 104 feux/an et qui a parcourue la plus grande superficie de 1915.95 ha.

La tendance générale du nombre annuel des feux et la surface incendiée pour cette période (1999-2018) est à la hausse. Le coefficient de corrélation linéaire entre la surface

incendiée et le nombre d'incendies par ans est de 0.58. Il existe donc est une corrélation positive modérée entre ces deux facteurs.

4.4 Résultats

4.4.1 Impact de l'incendie sur les propriétés physiques du sol

Pour les propriétés physiques, l'incendie n'a pas affecté significativement ces paramètres mis à part l'humidité du sol ou en a enregistré une diminution de l'ordre 4.89% entre la zone incendiée et la zone témoin. Alors que pour la perméabilité, capacité de rétention et la porosité on a constaté une légère diminution dans les sols incendiés par rapport à leurs témoins. Concernant la densité apparente et réelle on a enregistré une augmentation dans la zone incendiée que celle non incendiée (tableau 6).

4.4.2 Impact de l'incendie sur les propriétés chimiques du sol

Les résultats obtenus par l'évaluation des propriétés chimiques montrent que la teneur en matière organique des sols incendiés est significativement inférieure par rapport à la zone témoin où on a enregistré respectivement (7.73%- 16.08%), Cependant, les tests statistiques des résultats des autres propriétés n'indiquent pas de différence significative où on a remarqué une légère diminution pour le calcaire total et la conductivité électrique dans le sol incendié que celle non incendié. Les valeurs moyennes du pH_{EAU} et pH_{KCl} se rapproches les unes des autres dans les deux zones (tableau 6).

Tableau 6 : Variation des propriétés physico-chimiques des sols brûlés par rapport leurs témoins.

	Propriétés	Infecté	Témoin	Signification
Chimiques	pH _{EAU}	7,64	7,64	NS
	pH _{KCl}	7,40	7,38	NS
	Conductivité électrique (m/s)	0,18	0,22	NS
	Matière organique (%)	7,73	16,08	***
	Calcaire total (%)	15,80	20,98	NS
Physiques	Densité apparente (g.cm ⁻³)	1,23	1,05	NS
	Densité réelle (g.cm ⁻³)	2,42	2,39	NS
	Porosité totale (%)	48,73	54,48	NS
	Humidité (%)	3,33	8,22	*
	Capacité de rétention (%)	61,20	79	NS
	Perméabilité (mm/h)	2,63	2,74	NS

4.4.3 Impact de l'incendie sur les propriétés biologiques du sol

Les résultats obtenus pour les analyses biologiques montrent que la respiration basale et la biomasse microbienne sont significativement inférieure dans la zone incendiée que la zone témoin même si deux ans se sont écoulés depuis l'incendie. Cette diminution est de l'ordre de 1.09 ($\mu\text{g C-CO}_2\cdot\text{g}^{-1}\text{ MS}\cdot\text{h}^{-1}$) pour la respiration basale et 0.19 ($\mu\text{g Cmic}\cdot\text{g}^{-1}\text{ MS}$) pour la biomasse microbienne.

Pour le quotient métabolique, on a enregistré une augmentation significative dans la zone incendiée que celle témoin avec des valeurs 14.59 - 8.02 ($\text{mg C-CO}_2\cdot(\text{g BM})^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) respectivement (figure 18).

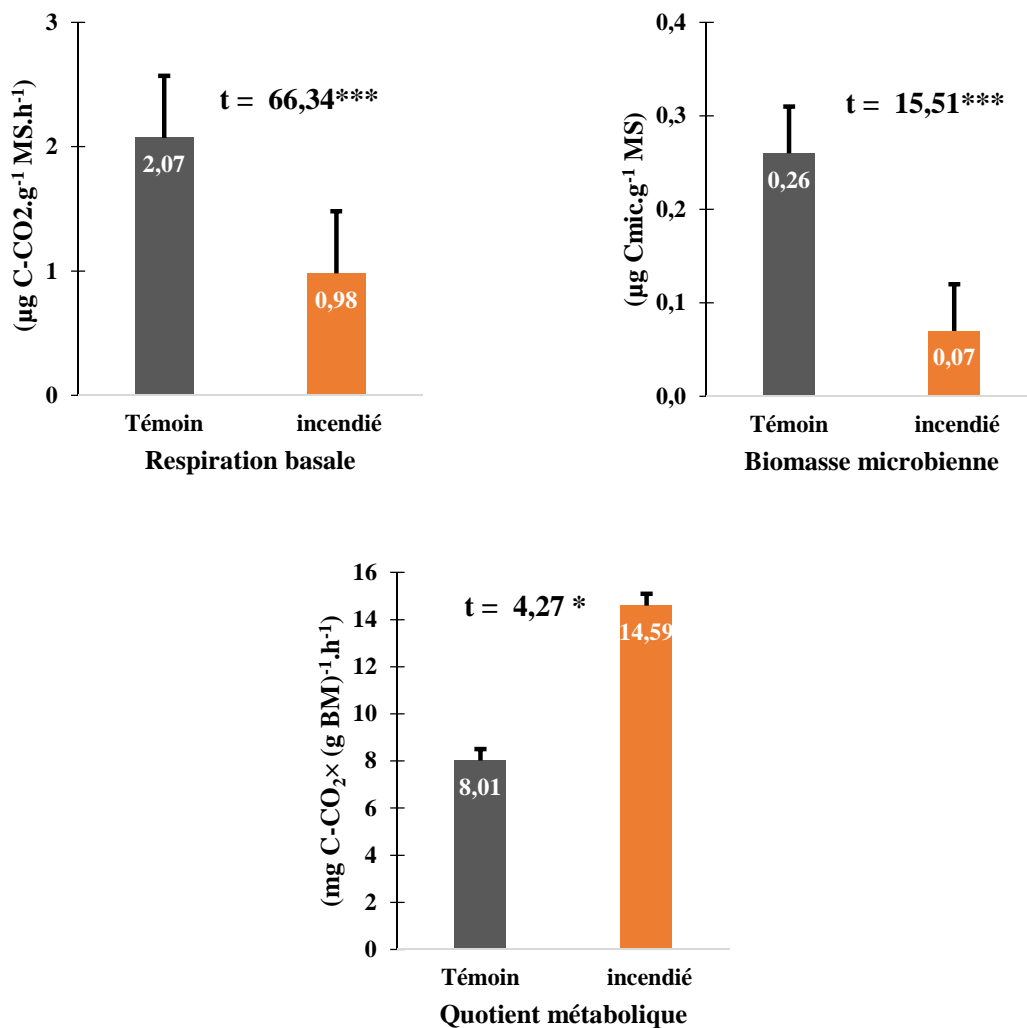


Figure 18: Variation des propriétés biologiques des sols brûlés par rapport à leurs témoins.

4.5 Discussion

Les résultats de notre étude ont montré qu'après deux ans de l'incendie, les propriétés physiques de ces sols non pas été affectés significativement sauf pour le paramètre de l'humidité, où on a enregistré une diminution de cette valeur dans la zone incendiée par rapport à la zone témoin. Nos résultats concorde avec celles obtenus par (Nardoto *et la*, 2003) qui a remarqué que sur une durée de 2 ans, la teneur en humidité du sol était significativement plus élevée dans le site non brûlé par rapport au site incendié. Aussi les travaux de (Iverson *et al*, 2002) ont montré que l'humidité des sols incendiés était plus faible par rapport aux sites témoins. La diminution de la teneur du sol en eau est due d'une part à la destruction totale de la strate arborée qui protège le sol contre l'effet direct des rayonnements solaires et son remplacement par la strate herbacée, ce qui augmente l'utilisation d'eau dans les couches de surface. Ceci va accentuer l'évapotranspiration dans ces sols que dans la zone non incendiée. L'augmentation de ce phénomène est remarquée par Creighton et Santelices, (2003), dans les zones brûlées pendant la saison sèche et chaude. D'autre part, la perte du stock de la matière organique dans les sols incendiés diminue leur rôle démontré par (Evanylo et McGuinn, 2000) dont elle retient physiquement plus d'eau que les composés minéraux du sol, ainsi elle augmente la rétention du sol en eau. Borsali (2013) a montré que dans les sols incendiés depuis 2 ans, les teneurs en eau gravimétrique sont très faibles (2 %) et significativement plus basses que sous les autres régimes de l'incendie (après 4, 8, 13 et 20 ans) ce qui prouve qu'un feu engendre, probablement par destruction des matières organique et une faible capacité de rétention en eau.

Pour les autres propriétés physiques on a constaté une légère différence entre les deux zones, mais cette différence n'est pas significative sur le plan statistique. La densité apparente et la densité réelle ont augmenté dans les sols incendiés par rapport à la zone témoin ce qui a diminué la porosité dans ces sols. Cela s'est répercuté négativement sur la perméabilité et la capacité de rétention en eau.

Après deux ans de l'incendie, nos résultats montrent que la matière organique a diminué significativement dans le sol incendié par rapport à son témoin. D'après Certini, (2005) les incendies graves, tels que les incendies de forêt, ont généralement des effets négatifs sur le sol. Ils entraînent une élimination importante des matières organiques. Selon (Badia et Martin, 2003) une forte intensité de feu entraîne une perte de la matière organique qui joue un véritable rôle de ciment qui assure la stabilité du sol. Ce déficit du taux de matière organique et le résultat direct de la combinaison entre la combustion totale de la végétation dans cette zone et le

phénomène de l'érosion hydrique. (Amiro *et al.*, 2001; Van Der Werf *et al.*, 2010) signalant que, les incendies éliminent de grandes quantités de matières organiques des écosystèmes via la combustion de la végétation hors du sol et de la matière organique du sol. Aussi (Knicker, 2007 ; Reich *et al.*, 2001) ont conclu que l'érosion et le brûlage appauvrissent progressivement le sol en matière organique et en nutriments. Cependant, il faut aussi tenir compte du fait que les nutriments contenus dans les cendres sont très vulnérables aux pertes par érosion (qu'elle soit due au vent ou au ruissellement des pluies) et par drainage dans les couches plus profondes (Vennetier, 2004).

Pour le reste des propriétés chimiques, les valeurs moyennes des deux zones (incendiée et témoin) se rapprochent montrant l'absence d'une différence significative. Ceci signifie que soit, ces propriétés du sol n'ont pas été affectées par l'incendie depuis le début soit l'impact est particulièrement marqué pendant les premiers mois qui suivent l'incendie, et avec le temps, les différences entre les deux zones s'estompent progressivement.

Nos résultats montrent que l'incendie a affecté négativement la respiration basale et la biomasse microbienne dans le sol malgré le passage d'une durée estimée à deux ans après l'incendie. Donc l'effet de cette contrainte sur les propriétés biologiques des sols peut persister pendant plusieurs années après le passage du feu. D'après les résultats obtenus par (Holden *et al.*, 2013), les réactions microbiennes étaient significativement négatives après les incendies, une réduction de la biomasse microbienne a été corrélée positive avec les valeurs faibles de la respiration microbienne. Après les incendies, Smith *et al.*, (2008) ont observé une diminution de la biomasse microbienne et de la diversité des microorganismes. Aussi, (Bárcenas *et al.*, 2011) ont mentionnés que les valeurs de la respiration du sol ont connues des fluctuations au cours du temps, mais ont diminués pour atteindre des valeurs similaires à celles du site de référence non brûlé ou même plus basses 32 mois après l'incendie. Les résultats obtenus par Borsali (2013) ont montré que la biomasse microbienne mesurée dans les sols non incendiés depuis 2 ans a été significativement plus faible que dans les sols non incendiés depuis 8 ans. Selon le même auteur, la reconstitution post incendie des propriétés microbiennes des sols a révélé une résilience complète de la respiration basale et de la biomasse microbienne 2 ans après l'incendie.

Cette diminution de la respiration basale et de la biomasse microbienne dans les sols incendiés est due aux faibles taux de l'ensemble de la matière organique détruite et lessivée et l'humidité faible du sol, ceci a empêché le maintien rapide des communautés microbiennes. Sabaté *et al.*, (2002) ; Papa *et al.*, (2008) soulignent que la faible disponibilité en eau et les

températures élevées sont considérées comme des facteurs importants affectant les activités biologiques des sols dans les écosystèmes méditerranéens.

Le quotient métabolique est utilisé comme indicateur de l'état physiologique des micro-organismes du sol. D'après Zaller *et al.*, (2004) et Flie bach *et al.*, (2007) des valeurs importantes de qCO_2 traduisent des communautés microbiennes en croissance avec des besoins énergétiques importants pour se maintenir, alors que des valeurs faibles de qCO_2 indiquent des sols moins perturbés abritant des communautés plus diversifiées qui interagissent fortement entre elles.

Nos résultats montrent que le quotient métabolique dans la zone incendiée est significativement plus élevé par rapport au témoin. Donc l'incendie a agit négativement sur l'efficacité métabolique de la communauté microbienne. Ceci confirme nos résultats (diminution de la respiration basale et biomasse microbienne) et montre que la population microbienne de ces sols est toujours stressée et affectée par l'effet de l'incendie après deux ans de son passage.

4.6 Conclusion

Les incendies de forêt sont l'un des facteurs les plus répandus responsables de la dégradation des écosystèmes forestiers dans le monde, et en particulier, sa fréquence fait peser une menace permanente sur la biodiversité déjà fragile dans le bassin méditerranéen. Dans cette étude nous avons étudié l'effet des incendies sur les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols forestiers sur une échelle temporelle.

Les résultats des propriétés physico-chimiques montrent qu'après 2 ans du passage de l'incendie, uniquement la teneur en matière organique du sol et leur humidité sont affectés significativement avec des taux plus faibles dans la zone incendiée par rapport au témoin. Une légère diminution de la perméabilité et la capacité de rétention en eau causée par une porosité réduite par le fait de l'augmentation de la densité apparente et la densité réelle. Alors que pour le reste des propriétés chimiques, les valeurs enregistrées sont presque similaire indiquant l'absence d'une différence significative entre les deux zones.

Pour les propriétés biologiques, la zone incendiée est marqué par des taux de respirations basales et une biomasse microbienne plus faible par rapport à la zone non incendiée. Le quotient métabolique est significativement plus élevé dans la zone incendiée que celle dans la zone témoin, indiquant une perturbation persistante de la communauté microbienne malgré le passage de 2 ans de l'incendie.

CHAPITRE 5

EFFETS DU TRAVAIL DU SOL SUR LE COMPORTEMENT PHYSICO- CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES SOLS FORESTIERS

5.1 Introduction

La plupart des environnements forestiers dans le monde ont subi des pertes importantes dans leur composition floristique (Cardoso *et al.*, 2013). Selon le rapport semestriel de la FAO (2011), environ 13 millions d'hectares de forêts naturelles ont été convertis en d'autres systèmes d'utilisation des terres ou ont été perdus à la suite de catastrophes naturelles. Les écosystèmes méditerranéens ont été fortement modifiés depuis des millénaires par les activités humaines au cours de périodes intensives et extensives d'utilisation des terres (Perez *et al.*, 2003).

Le défi majeur des pays Nord africains est double : assurer une sécurité alimentaire pour une population à fort taux démographique et amortir la dégradation des ressources naturelles. Ces pays ont besoin, plus que jamais de revoir leurs modes d'utilisation des terres pour assurer une sécurité alimentaire et la protection des surfaces forestières restantes (CDSR, 2001). Les pratiques culturelles sont nombreuses dont l'agriculture est la principale activité déclenchant toute une chaîne de production (élevage, culture maraîchère, ...etc).

Le labour est en Algérie le phénomène de dégradation du sol le plus présent dans les hautes plaines. Les facteurs climatiques déterminent les activités agricoles dans ces zones. Majoritairement, des zones céréalières, à cause du déficit hydrique. Les pratiques culturelles inadaptées et de la surexploitation des terres qui ne vont pas de paire avec l'évolution pédoclimatique du milieu, la technique de travail du sol classique avec labour (découpage et le retournement d'une bande de terre) a atteint ses limites de développement dans certaines régions, les terres labourées sont sujettes directement au problème de l'érosion (Abellaoui *et al.*, 2010). Comparant le sol agricole à un site de référence sous forêt indigène, les stocks de C étaient de 50 à 75% inférieurs dans le sol agricole (Spaccini *et al.*, 2001). Par conséquent, il est très facile de perdre le carbone organique du sol en raison de son utilisation et de sa gestion, mais il est très difficile d'atteindre le niveau initial retrouvé dans la forêt naturelle (Nogueira *et al.*, 2006).

Les effets de l'utilisation des sols et des pratiques de gestion sur les propriétés physiques, chimiques et microbiologiques des sols peuvent fournir des informations essentielles pour évaluer la durabilité et l'impact sur l'environnement (Borie *et al.*, 2006), est néanmoins indispensable afin d'endiguer la dégradation des sols qui n'a cessé d'augmenter au cours des dernières décennies (European Commission, 2006b).

L'insuffisance des études dans ce milieu fragile, leur importance environnementale, ainsi que l'aggravation de ce risque de dégradation sur le plan qualitatif et quantitatif nous a conduits

à fixer un objectif général qui est d'identifier les modifications des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol forestier de Djebel Keroua soumis à la contrainte de labour.

5.2 Station d'étude

La forêt de Keroua présente une grande biodiversité d'essences forestières, dominées essentiellement par le Pin D'Alep (*Pinus halepensis* Mill), et la présence de d'autres espèces comme le Pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus* Mill), Genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*), L'olivier (*Olea europaea* Mill). Les sites bien venant dans ce massif représente notre zone d'étude témoin (34°55'5.78"N ; 0° 7'48.79"E). Cependant, Ces essences ont subi une dégradation poussée durant les dernières décennies (zone labourée 34°54'48.30"N ; 0° 7'25.56"E). En absence d'autres activités génératrices de revenus, la population se voit convertissez ces sols défrichés en terrains agricole d'où provient l'essentiel de son revenu (figure19).

La culture itinérante est parmi les actions anthropiques les plus répandus dans ce massif forestier. Malgré les usages multiples des terres agricoles (culture maraichère, plantation fruitière, ...etc.). Et à cause du manque des fourrages d'eaux et la topographie du terrain, on trouve que la population riveraine de cette région pratique uniquement la culture des céréales (blé dure, blé tendre et l'orge). Ce type de culture nécessite le labour du terrain en trois étapes à l'aide des machines agricoles : 1) le labour profond (plus de 30 cm) par un charrue à trois disques roulant ; 2) la préparation du lit des semences par un charrue de 10 ou 16 disques ; 3) le recouvrement des semences par un simple labour. Généralement, les parcelles moissonnées, sont mise en repos durent une année, dont le système de rotation est totalement absent.

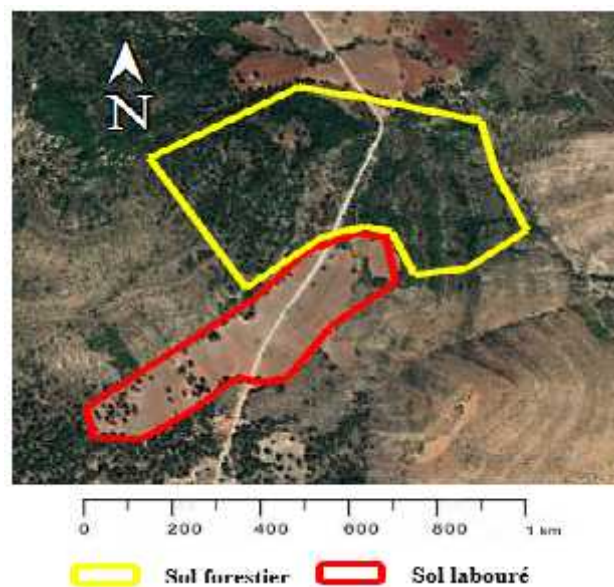


Figure 19 : Localisation de la zone labourée et son témoin dans la forêt de Keroua « Saida».

5.3 Répartition de la surface agricole totale dans la wilaya de Saïda

Selon le centre international pour la recherche agricole orientée (CIRA, 2005), La surface agricole totale représente 17,2% de la surface totale du territoire national, dont la wilaya de Saïda représente environ 0.21% de cette surface. Les terres labourables dominent la S.A.T. nationale et représentent 59% (300359 ha), suivie par les terres destinés au pacages et parcours avec une superficie de 203142.85 ha soit (40%). Et le plus faible pourcentage revient aux cultures permanentes qui couvrent une superficie de 7847 ha soit 1% de la surface agricole totale (DSA, 2019) (figure 20).

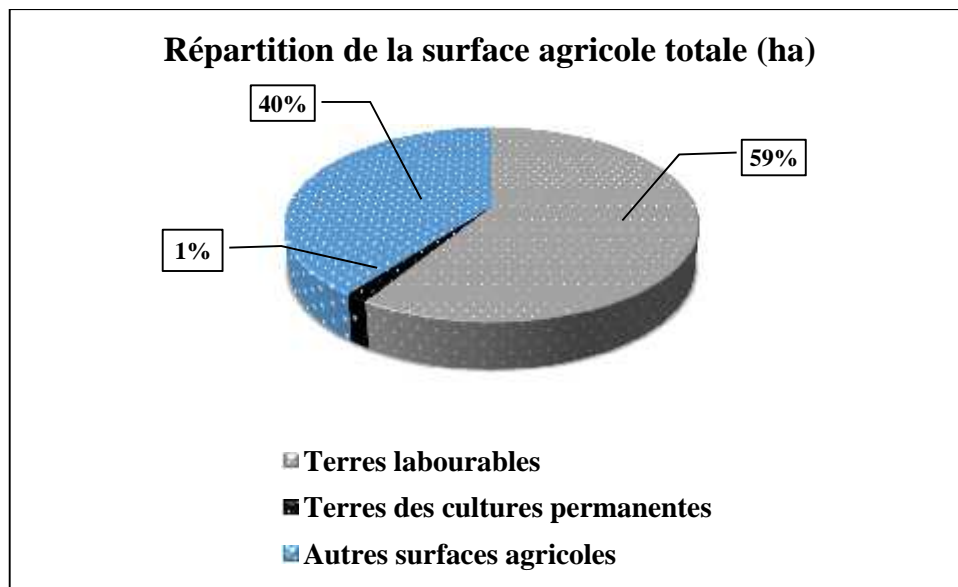


Figure 20 : Répartition de la surface agricole totale dans la wilaya de Saïda (ha) (DSA, 2019)

La surface agricole utile (SAU) représente près de 60.27% de la surface agricole totale. Les terres en repos occupent plus de la moitié (51% de la SAU), l'autre moitié est emblavée par des cultures céréalières (46%), alors que les cultures permanentes ne représentent que 3% de la SAU. Cette très faible surface est divisée elle-même en plantations fruitières et vignobles qui représentent 2.59% et 0.35% successivement.

5.4 Résultats

5.4.1 Modification des propriétés physiques du sol par le labour

L'analyse statistique des résultats des propriétés physiques a montré que le labour a affecté ces derniers mais pas de façon significative. La densité apparente et réelle ont augmentés dans l'horizon de surface de l'ordre de 0.12 et 0.23 g.cm⁻³ respectivement. Alors que pour la porosité totale on a enregistré des valeurs similaires.

Concernant l'humidité et la capacité de rétention du sol, le labour a diminué les pourcentages de ces deux propriétés de l'ordre de 7% et 21% respectivement. Tandis que la perméabilité n'a pas changé dans les deux zones (figure21).

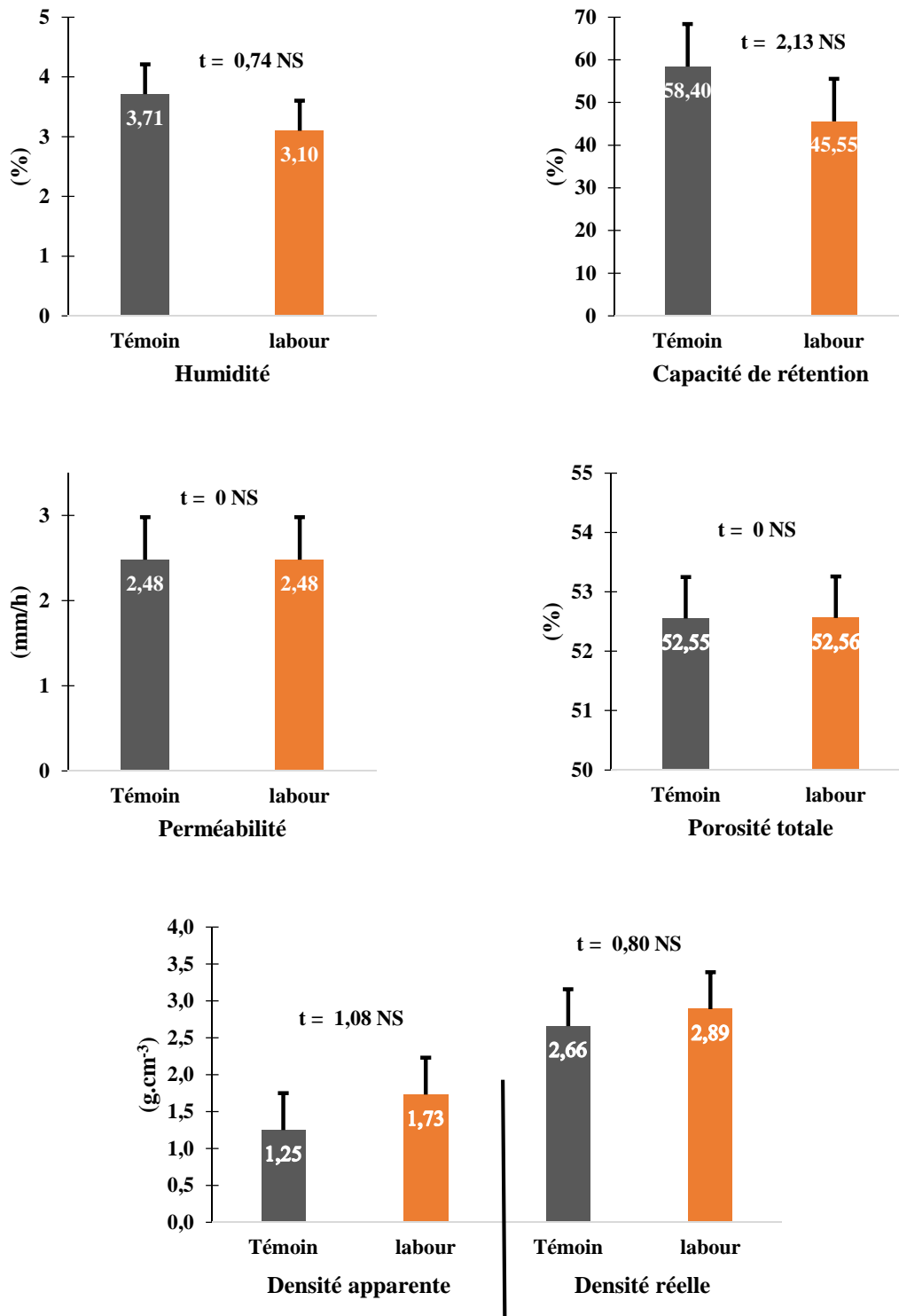


Figure 21 : Variation des propriétés physiques du sol labouré par rapport au témoin.

5.4.2 Modification des propriétés chimiques du sol par le labour

Les résultats obtenus par cette étude ont montré que, le labour a affecté négativement quelques propriétés chimiques du sol, où on a enregistré une augmentation significative du pH_{EAU} de l'ordre de 0.16 (unité) dans les parcelles labourées que dans le sol forestier. A l'inverse, on a remarqué une diminution significative de l'ordre 0.24 (unité) pour le pH_{KCl} et plus de 50% de la teneur en matière organique du sol dans la zone labourée par rapport à la zone forestière. Alors que pour la conductivité électrique et le calcaire total, les valeurs enregistrées montrent une baisse dans la zone labourée que celle non labourée mais elles ne sont pas significatives sur le plan statistique (figure 22).

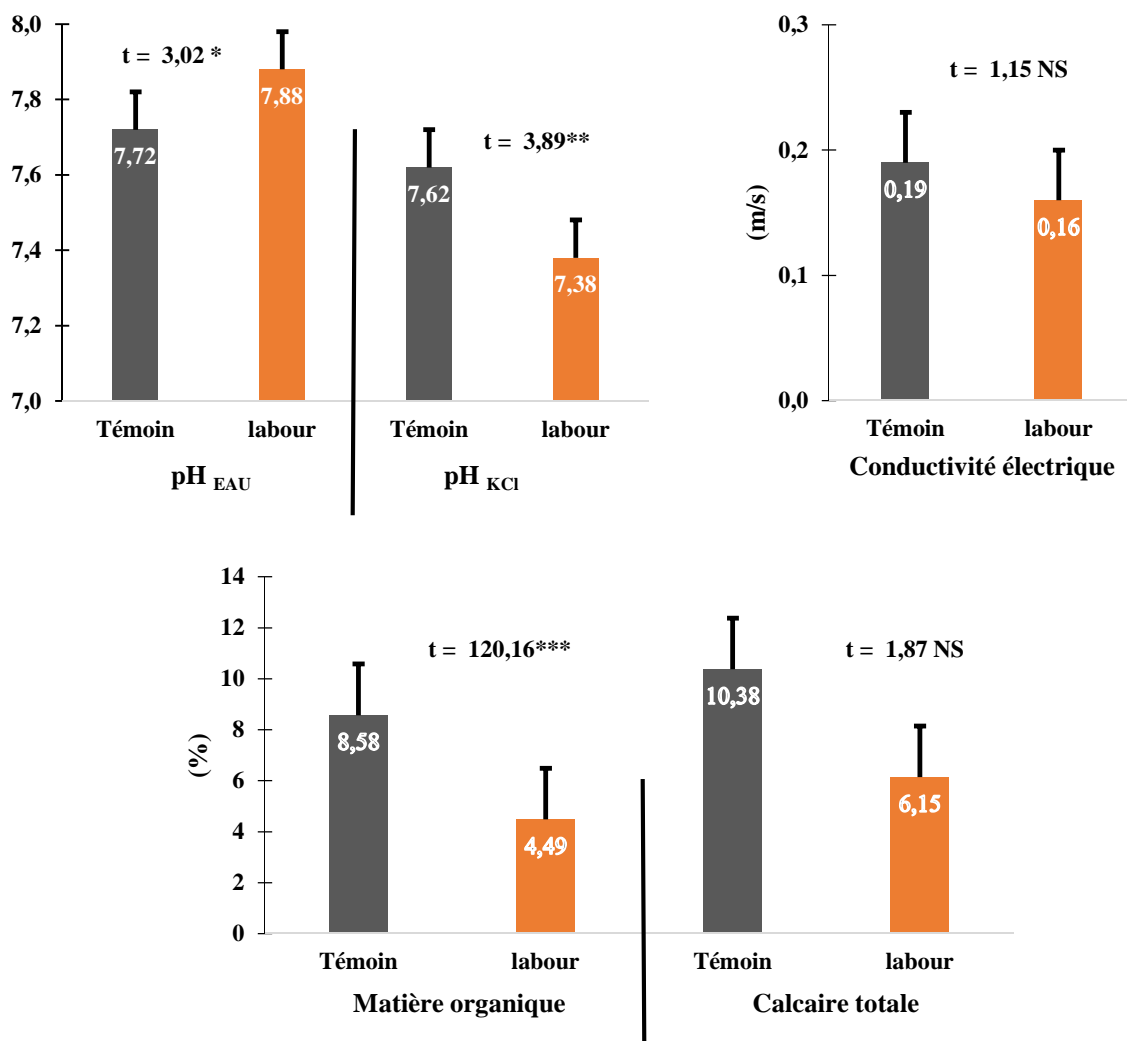


Figure 22 : Variation des propriétés chimiques du sol labouré par rapport au témoin.

5.4.3 Modification des propriétés biologiques du sol par le labour

Les propriétés biologiques étudiées sont affectés négativement par le labour. La respiration basale a diminuée significativement dans la zone labourée par rapport à la zone forestière, environ $0.97 \text{ (}\mu\text{g C-CO}_2\cdot\text{g}^{-1} \text{ MS}\cdot\text{h}^{-1}\text{)}$. De même, pour la biomasse microbienne la diminution est l'ordre de $0.4 \text{ (}\mu\text{g Cmic}\cdot\text{g}^{-1} \text{ MS)}$. Alors que, pour le quotient métabolique, on a enregistré une augmentation de l'ordre de $0.45 \text{ (mg C-CO}_2\times \text{(g BM)}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\text{)}$ dans la zone labourée que dans la zone forestière, mais cette hausse n'est pas significative sur le plan statistique (figure 23).

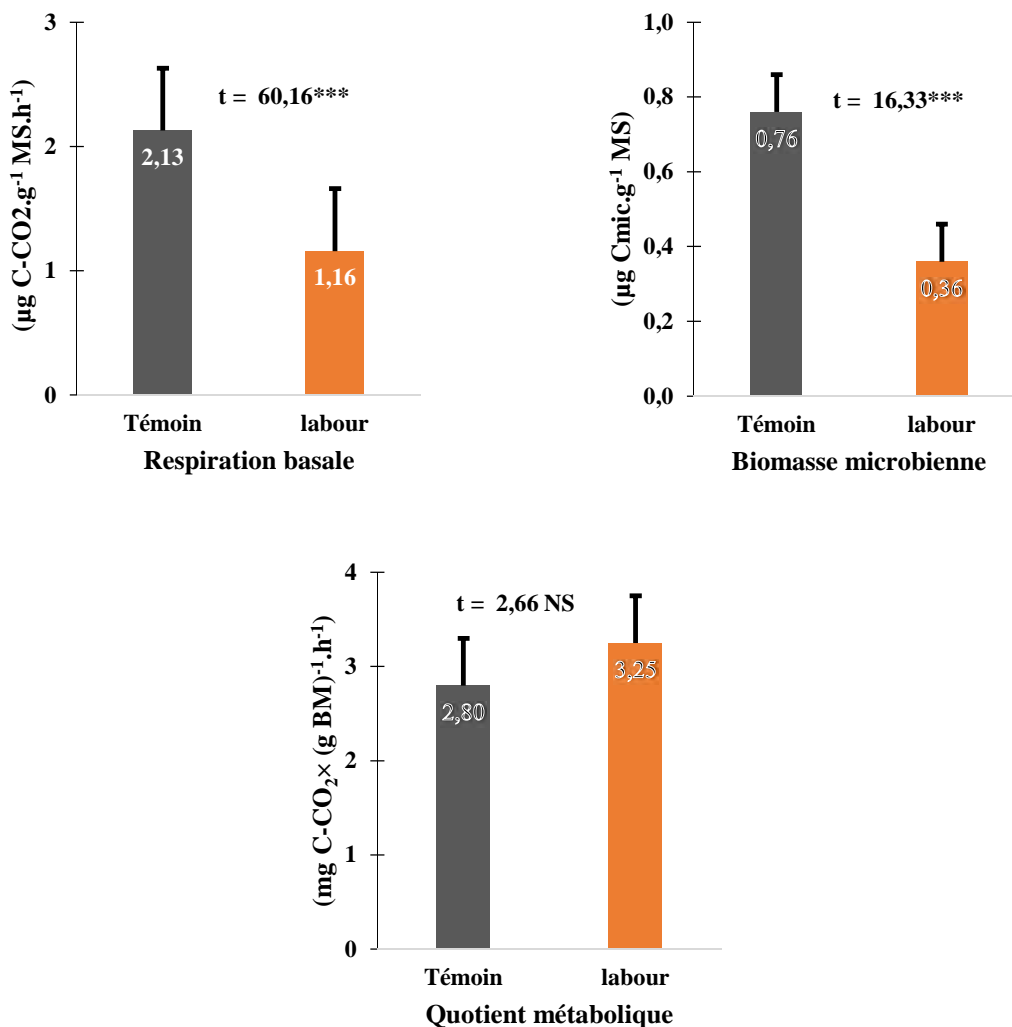


Figure 23 : Variation des propriétés biologiques du sol labouré par rapport au témoin.

5.5 Discussion

L'analyse statistique des résultats des propriétés physiques montre que le labour a affecté ces derniers mais de façon non significative.

Les valeurs enregistrées pour la densité apparente et réelle sont plus élevées dans les sols labourés par rapport aux sols forestiers protégés. Selon Bini *et al.*, (2013), des densités plus faibles ont généralement été observées dans les sols soumis à des interférences moins anthropiques, telles que les forêts naturelles. Tandis que, les modifications d'usages tels que le labour va augmenter les densités du sol. Nous suggérons que cette augmentation est due au passage des machines agricoles qui ont tassé l'horizon superficiel du sol labouré.

Concernant l'humidité et la capacité de rétention en eau du sol on a enregistré une diminution de leurs taux dans la zone labourée par rapport à la zone forestière. Cette diminution soulevée pour ces deux propriétés hydriques peut être le résultat du déficit enregistré au niveau de la matière organique dans le sol labouré. D'après Cardoso *et al.*, (2013), les substances humiques présentes dans la matière organique augmentent la capacité de rétention d'eau du sol en raison des charges de leurs groupes carboxyliques et phénoliques qui attirent la molécule d'eau et réduisent ainsi sa percolation à travers le profil du sol. Donc, on peut conclure que, le taux de la matière organique dans le sol conditionne son bilan hydrique.

Les résultats de la porosité totale et la perméabilité montrent que le labour n'a pas affecté ces propriétés où on a enregistré des valeurs similaires dans les deux zones. Une corrélation positive a été constatée entre ces deux propriétés, plus la porosité augmente, plus la perméabilité augmente souligne Tejada *et al.*, (2006). Donc, ceci explique nos résultats qui montrent l'absence de différence entre de la porosité totale et la perméabilité des deux zones.

Les résultats obtenus par notre étude ont montré que le pH_{EAU} a été affecté négativement par le labour après la conversion du sol forestier en terrain agricole. L'augmentation enregistrée dans la zone labourée par rapport à la zone forestière corrobore avec celle obtenue par Seybold *et al.*, (2003) qui a trouvé que le pH_{EAU} des terrains soumis au labour conventionnelle et plus élevé que dans les sites forestiers. De même, les résultats de l'étude de Rhoton (2000) ont montré que le pH de la surface (0–7,5 cm) était inférieur dans les terrains abandonnés (sans labour à long terme) à celui de labour conventionnel.

Pour le pH_{KCl} , les résultats de notre étude montrent que le labour a provoqué une diminution significative dans la zone labourée que celle non labourée. Ces résultats sont soutenus par les travaux de El Maziet *et al.*, (2019) et qui montrent que les valeurs du pH_{KCl}

enregistrées dans les terrains labourés sont plus faible que celle du sol témoin. Aussi, le retournement de la terre fait par le labour diminue le pH_{KCL} sous les sols labourés conventionnellement (Mrabet et IbnoNamr, 2008). D'après l'étude faite par Lebbar (2001), le défrichage et la mise en culture des sols forestiers ont provoqué une diminution du pH_{KCL} dans ces sols par rapport aux sites témoins.

L'analyse statistique des résultats montre que le labour a diminué la teneur en matière organique des sols labourés d'une façon significative que dans les sols forestiers. Nos résultats corroborent avec celles obtenus par Golchin (2008) qui ont conclus que la culture dans les sols forestiers réduit sa teneur en matière organique. Selon Rahman *et al.*, (2008), le de travail du sol diminue son taux du carbone organique par rapport a un sol vierges. Aussi, les études faites par Al-Kaisiet *al.*, (2005); D'Haene *et al.*, (2008a) confirment que, la teneur en matière organique des sols non labourés est toujours supérieur que dans les sols labourés. Cette diminution de matière organique dans les sols labourés est due probablement aux processus accélérés de l'érosion et l'oxydation biologique des matières organiques (Mrabet et IbnoNamr, 2008).

Le labour a diminué légèrement la conductivité électrique du sol en comparant avec le sol forestier protégé. Cette différence n'est pas significative, et les valeurs nous confirment que le sol n'est pas salé ($0,6$ ms). Alors que pour le calcaire total, les taux enregistrés dans les deux zones montrent une diminution dans la zone labourée par rapport à la zone forestière, soit (6.15 ; 10.38%) respectivement. Donc, ces sol est modérément calcaire ($5 < \text{CaCO}_3 < 25\%$), et la différence est peut être due à la profondeur de la roche mère par rapport à l'horizon superficiel.

La respiration basale et la biomasse microbienne du sol ont été largement utilisée comme bioindicateur de la santé des sols forestiers ou agricoles (Bastida *et al.*, 2006). Les résultats obtenus par notre étude ont montré que ces deux propriétés biologiques est significativement faible dans les sols labourés que dans les sols forestiers protégés. Selon (Rahman *et al.*, 2008) le travail du sol affecte l'environnement dans lequel vivent les microorganismes du sol, affectant leur nombre, leur diversité et leur activité. Blagodatskii *et al.*, (2008), ont montré que, la respiration basale et la biomasse microbienne était plus élevé dans les sols forestiers que dans les sols arables. Aussi, Golchinet *al.*, (2008) ont trouvé des taux plus faible de respiration basale dans les sols cultivés par rapport aux sols forestiers. La diminution enregistrée dans ces sols labourés est due essentiellement au faible taux de matière organique et de l'humidité dans le sol.

Les changements d'utilisation des sols affectent le stockage de carbone dans le sol et entraînent des modifications quantitatives et qualitatives de la matière organique du sol ainsi que leur humidité (Bayer et Mielniczuk, 2008). L'évaluation de la biomasse microbienne et la respiration du sol sont corrélées avec le contenu en matière organique du sol (Jiang *et al.*, 2009) et sont généralement plus faibles dans les sols agricoles que est attribué à moins d'apports de carbone (Bini *et al.*, 2013).

Le quotient métabolique, encore appelé respiration spécifique, sert d'indicateur de l'état physiologique des micro-organismes du sol (Mbonigaba *et al.*, 2009). Les valeurs enregistrés dans la zone labouré est inférieur par rapport à la zone forestière. Bien que cette différence ne soit pas significative, mais elle nous indique que cette population microbienne est soumise à un stress de perturbation de son milieu par le labour. Selon Böhme *et al.*, (2005) ; Flie bach *et al.*, (2007) les valeurs de qCO_2 élevées traduisent une mauvaise qualité du substrat et une faible efficacité métabolique.

5.6 Conclusion

L'analyse des propriétés du sol après défrichage, montre que la conversion des forêts en terrains agricoles a un impact néfaste sur sa qualité.

Pour les propriétés chimiques, le labour a augmenté significativement le ph_{EAU} des parcelles labourées par rapport au sol non labouré. Inversement, on a enregistré une diminution significative du ph_{KCl} et de la teneur en matière organique du sol dans la zone labourée par rapport à la zone témoin. De même, pour la conductivité électrique et le calcaire total, sauf que pour ces deux derniers, la diminution n'est pas significative sur le plan statistique.

Les propriétés physiques sont aussi affectées négativement par le labour. La densité apparente et réelle ont augmentées dans l'horizon superficiel à cause du passage des machines agricoles. Tandis que, l'humidité et la capacité de rétention du sol ont diminués par le fait de la diminution de la matière organique causée par le labour. Alors que pour la porosité totale et la perméabilité, en a enregistré des valeurs similaire.

Concernant les propriétés biologiques une diminution significative de la respiration basale et la biomasse microbienne a été enregistré dans la zone labourée par rapport à la zone forestière protégée. Cette diminution est due au faible taux de la matière organique ainsi que l'humidité dans les sols labouré. L'enregistrement des valeurs élevées de quotient métabolique dans la zone labourée par rapport à la zone forestière nous confirment que le labour a stressé la population microbienne vivant dans les sols forestiers.

CHAPITRE 6

IMPACT DE L'EROSION HYDRIQUE SUR LES CARACTERES EDAPHIQUES EN MILIEU FORESTIER

6.1 Introduction

La modification des écosystèmes naturels en agroécosystèmes a accentué la sévérité de l'érosion des sols dans la première moitié du 20^{ème} siècle (Rémillard, 2011). Le couvert végétal tend à faiblir et les sols sont de plus en plus exposés au lessivage et à l'érosion, ce qui mène à une irréversibilité de la situation et la désertification de la zone affectée (Von Hardenberg *et al.*, 2001).

La perte de sol à la surface de la terre par l'érosion hydrique a été identifiée comme l'un des éléments majeurs de la dégradation des sols (Avakoudjo, 2015). De ce fait, elle peut affecter négativement les attributs fonctionnels des pores de transmission et de conservation de l'eau et constituer un obstacle majeur pour produire suffisamment de nourriture pour satisfaire la demande alimentaire de la population mondiale en croissance (Pimentel, 2006).

Cependant, ce sont les propriétés physiques du sol qui déterminent le processus d'érosion des sols, car la détérioration des propriétés physiques du sol se manifeste par des problèmes interdépendants de scellement de surface, de croûtes, de compaction du sol, d'un mauvais drainage, de la croissance entravée des racines, d'un ruissellement excessif et de l'érosion accélérée (Avakoudjo, 2015).

Les effets de l'érosion hydrique dans les forêts sont facilement reconnaissables. Sur le plan visuel, une perte de la couverture végétale avec l'apparition des différentes formes d'érosion. Les propriétés intrinsèques du sol sont mal connues donc, il est très important de connaître les effets de cette contrainte sur les propriétés du sol afin de comprendre les dangers occasionnés sur la fertilité des sols forestiers. C'est ce qui justifie, cette étude entreprise, visant à évaluer l'effet de l'érosion hydrique sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol de deux différents sites dans la forêt de Keroua. De façon spécifique, il s'agit de comparer les propriétés d'un sol non érodé avec un sol érodé.

6.2 Sites d'études

L'étude a été réalisée dans la forêt de Keroua, sur une altitude moyenne de 850 m (figure 24). La zone, étant de vastes dépressions avec des parois peu abruptes, d'où la pente est l'ordre de 24%. Cependant, dans le site affecté (34°54'43.05"N ; 0° 7'27.38"E), les signes de l'érosion hydrique sont présents. D'une part, une abondance remarquable des ravins, où les dimensions diffèrent. Les profondeurs comprises entre 0,20 et 3,5 m, et les largeurs entre 0,20 et 6 m. d'autre part, la formation des pellicules de battances qui caractérisent ces sols nus. Leurs

présences sont accentuées par les coupes à blanc du bois, et la vulnérabilité du sol à l'érosion, due à l'agressivité des pluies.

En matière d'homogénéité orographique, la zone témoin localisée par les coordonnées GPS (34°54'41.83"N ; 0° 7'22.95"E), présente la même altitude, pente et exposition (nord). Ce site est marqué par une végétation abondante qui constitue une bonne canopée assurant une protection du sol contre l'érosion hydrique.

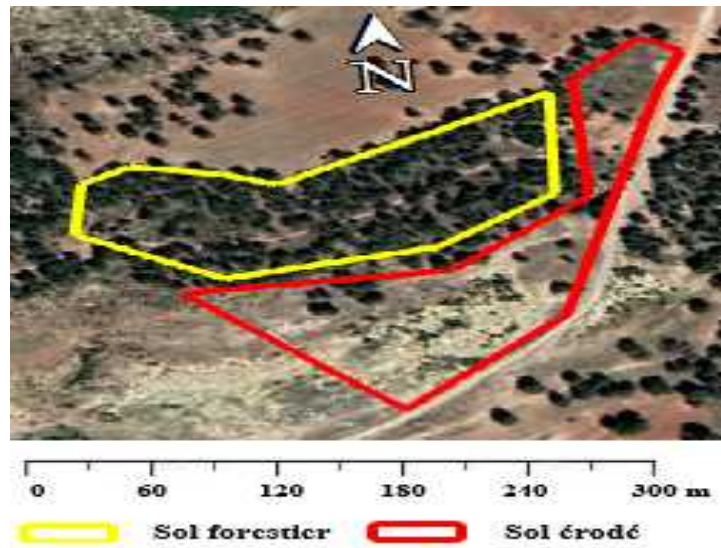


Figure 24 : Localisation de la zone érodée et son témoin dans la forêt de Keroua « Saïda ».

6.3 L'érosion hydrique dans la wilaya de Saïda et les mesures de lutte

Le phénomène de l'érosion hydrique existe naturellement dans le monde entier depuis longtemps, mais actuellement, il est considéré beaucoup plus comme une action anthropique. Le défrichage des parcours forestiers, soit pour l'exploitation du bois d'œuvre, soit pour des raisons agricoles, a mis le couvert végétal sous une forte pression indiquant une régression alarmante de leur surface. Les sols nus, sont exposés directement aux effets de l'érosion hydrique devenue à la fois, une cause et une conséquence.

Les données sur cette contrainte dans notre wilaya sont peu nombreuses. La majorité des travaux dans ce contexte ont visés uniquement l'élaboration des cartes de sensibilité des sols à l'érosion hydrique. Tandis que, la quantification des pertes en masses du sol et l'évaluation des changements de ces propriétés sont complètement négligés.

La lutte contre l'érosion hydrique dans notre wilaya est soumise à deux facteurs. Le volume demandé par le service de l'évaluation des besoins pour la lutte contre cette dégradation et le volume imposé par la DGF et les axes limitant le type d'intervention. Le tableau ci-dessous résume les différentes actions d'interventions mises en place pour réduire la gravité de l'érosion hydrique sur tout le territoire de la wilaya entre la période (2009 et 2014).

Tableau 7 : Types d'interventions et le volume réalisé pour la lutte contre l'érosion hydrique dans la wilaya de Saïda entre la période (2009 et 2014).

Année	Action	Unité	Volume réalisé
2009	Correction torrentielle	m ³	35600
	Plantation oléicole	ha	400
	Plantation opuntia	ha	120
	Réfection de banquettes	ha	200
2010	Correction torrentielle	m ³	65032
	Plantation fruitière	ha	9
	Plantation opuntia	ha	82
	Réalisation murettes en pierre sèches	m ³	2000
	Réfection de banquettes	ha	250
2011	Correction torrentielle	m ³	31000
	Plantation oléicole	ha	173.5
	Plantation opuntia	ha	70
	Réalisation de banquettes	ha	12
2012	Correction torrentielle	m ³	25250
	Plantation fruitière	ha	338.5
	Plantation opuntia	ha	8
	Réalisation murettes en pierre sèches	m ³	1600
2013	Correction torrentielle	m ³	12950
	Plantation fruitière	ha	169
2014	Correction torrentielle	m ³	5000

(Source : conservation des forêts de la wilaya de Saïda)

Les données de ce tableau montrent que les interventions de la lutte contre l'érosion hydrique sont multiples. Entre chaque deux an, on trouve des différences en matière de type d'intervention et de volume réalisé. Mais d'une façon générale, la grande partie revient à la correction torrentielle et les murettes en pierre sèches, suivie par la réfection de banquettes, et à la fin par les plantations fruitières et de l'opuntia.

6.4 Résultats

6.4.1 Les conséquences de l'érosion hydrique sur les propriétés physiques des sols

L'analyse statistique des résultats a montré que l'érosion hydrique n'a pas affectée les propriétés physiques du sol de façon significative. Mais cependant, une légère différence a été constatée entre les deux zones (figure 25). L'humidité et la capacité de rétention en eau du sol

ont connues une augmentation dans les sols soumis à l'érosion hydrique par rapport au sol forestier de l'ordre de 0.33% et 0.8% respectivement. Pour la perméabilité du sol, on a enregistré une diminution de ce paramètre dans les sols érodés en comparant avec celle forestier. La vitesse de l'infiltration a régressée de 0.09 (mm.h⁻¹).

Concernant les densités du sol, une légère diminution (0.11 g.cm⁻³) a été soulevée pour la densité apparente dans la zone affectée par l'érosion hydrique. Alors que, la densité réelle a augmenté de l'ordre de 0.07 (g.cm⁻³) dans les sols érodé. Finalement, la porosité totale du sol qui représente le rapport entre ces deux derniers paramètres, a augmenté dans la zone soumise à l'érosion hydrique par rapport à la zone forestière. Cet écart représente 5.08%.

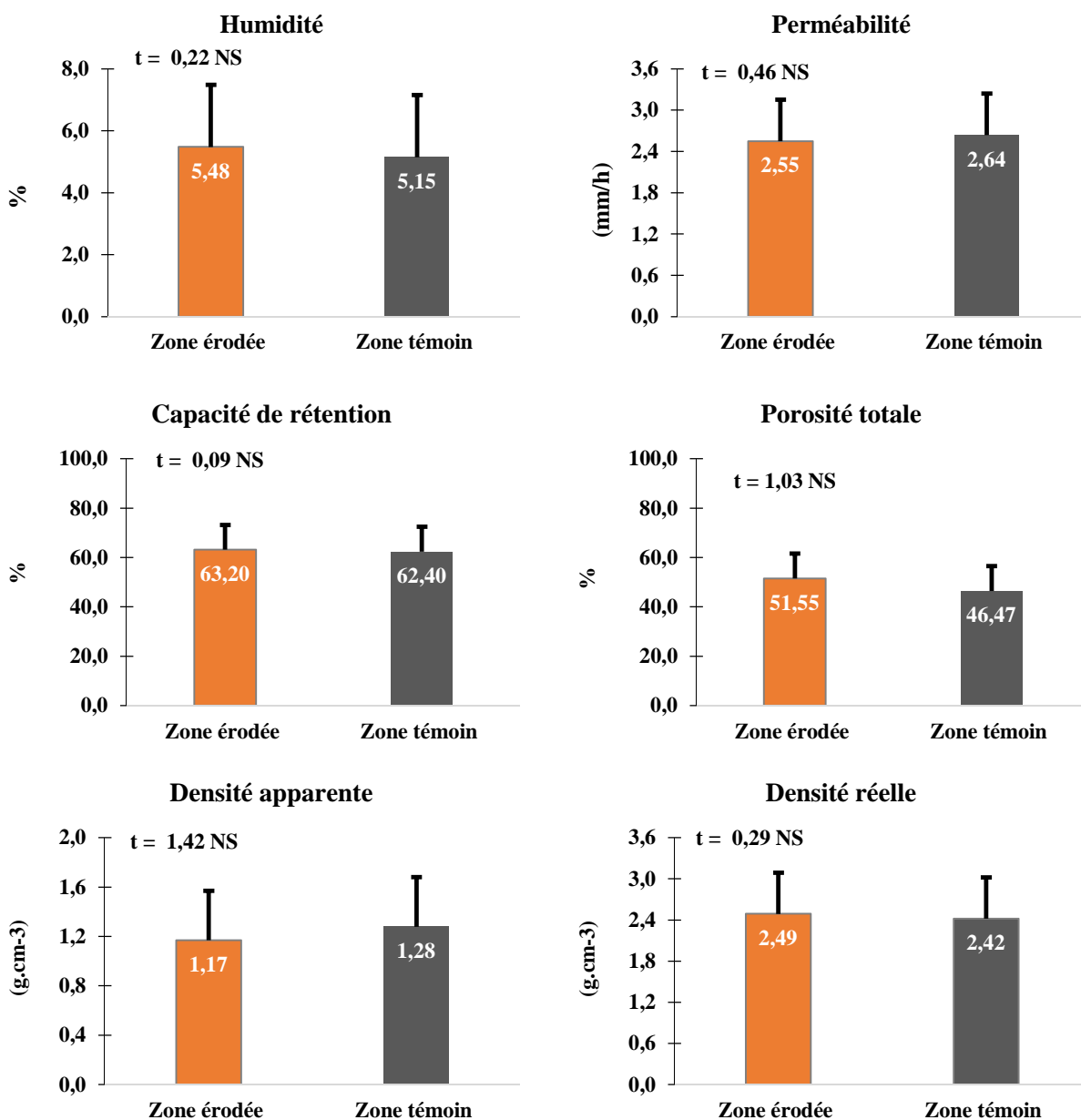


Figure 25 : Variation des propriétés physiques du sol érodé par rapport au sol témoin.

6.4.2 Les conséquences de l'érosion hydrique sur les propriétés chimiques des sols

Les résultats des propriétés chimiques montrent une diminution significative du pH_{EAU} et la matière organique du sol dans les sols érodés. Alors que pour les autres paramètres, la différence entre les deux zones n'est pas significative sur le plan statistique (figure 26).

Pour l'ensemble du pH_{EAU}, pH_{KCl} et la conductivité électrique, les valeurs enregistrées dans la zone soumise à l'érosion hydrique sont faibles par rapport aux valeurs enregistrées dans la zone témoin. L'écart entre les deux zones est de 0.18 pour le pH_{EAU}, 0.12 pour le pH_{KCl} et 0.02 (ms) pour la conductivité électrique. La teneur en matière organique du sol et le calcaire totale sont influencées significativement par l'érosion hydrique, où on a enregistré une augmentation de l'ordre de 4.16% et 5.55% (respectivement) dans la zone érodée par rapport à leurs témoins.

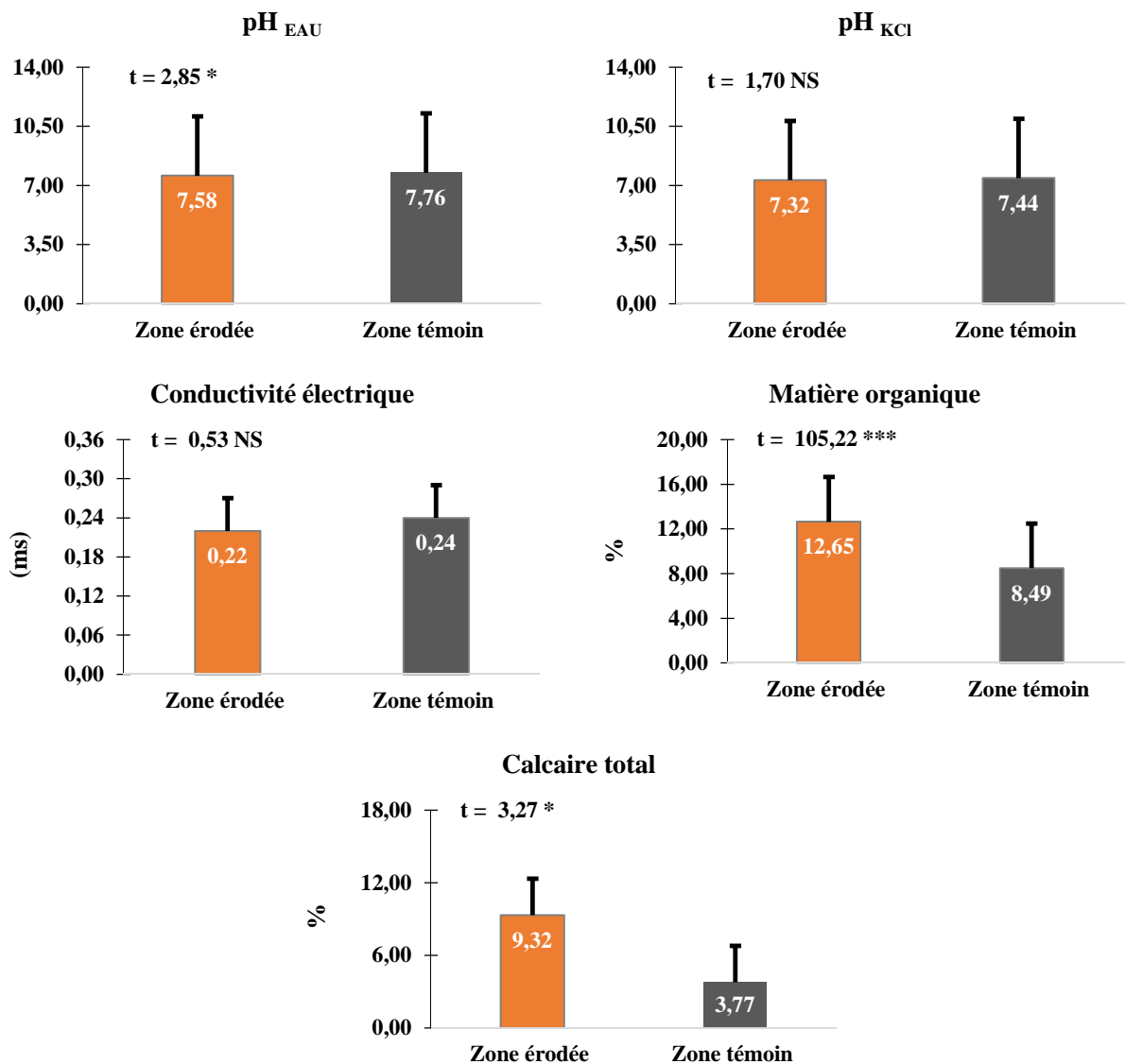


Figure 26 : Variation des propriétés chimiques du sol érodé par rapport au sol témoin.

6.4.3 Les conséquences de l'érosion hydrique sur les propriétés biologiques des sols

Les résultats obtenus pour les analyses biologiques montrent que l'érosion hydrique a affecté significativement ces propriétés (figure 27). Une forte diminution a été enregistrée pour la respiration basale et la biomasse microbienne dans les sols érodés par rapport aux sols forestiers. Cette diminution est de l'ordre de $0.79 \text{ (}\mu\text{g C-CO}_2\text{.g}^{-1} \text{ MS.h}^{-1}\text{)}$ pour la respiration basale et $1 \text{ (}\mu\text{g Cmic.g}^{-1} \text{ MS)}$ pour la biomasse microbienne.

Les taux du quotient métabolique soulevés dans les zones érodées sont significativement plus élevés que les taux des sols témoins $24.5\text{-}1.95 \text{ (mg C-CO}_2\text{.(g BM)}^{-1}\text{.h}^{-1}\text{)}$ respectivement.

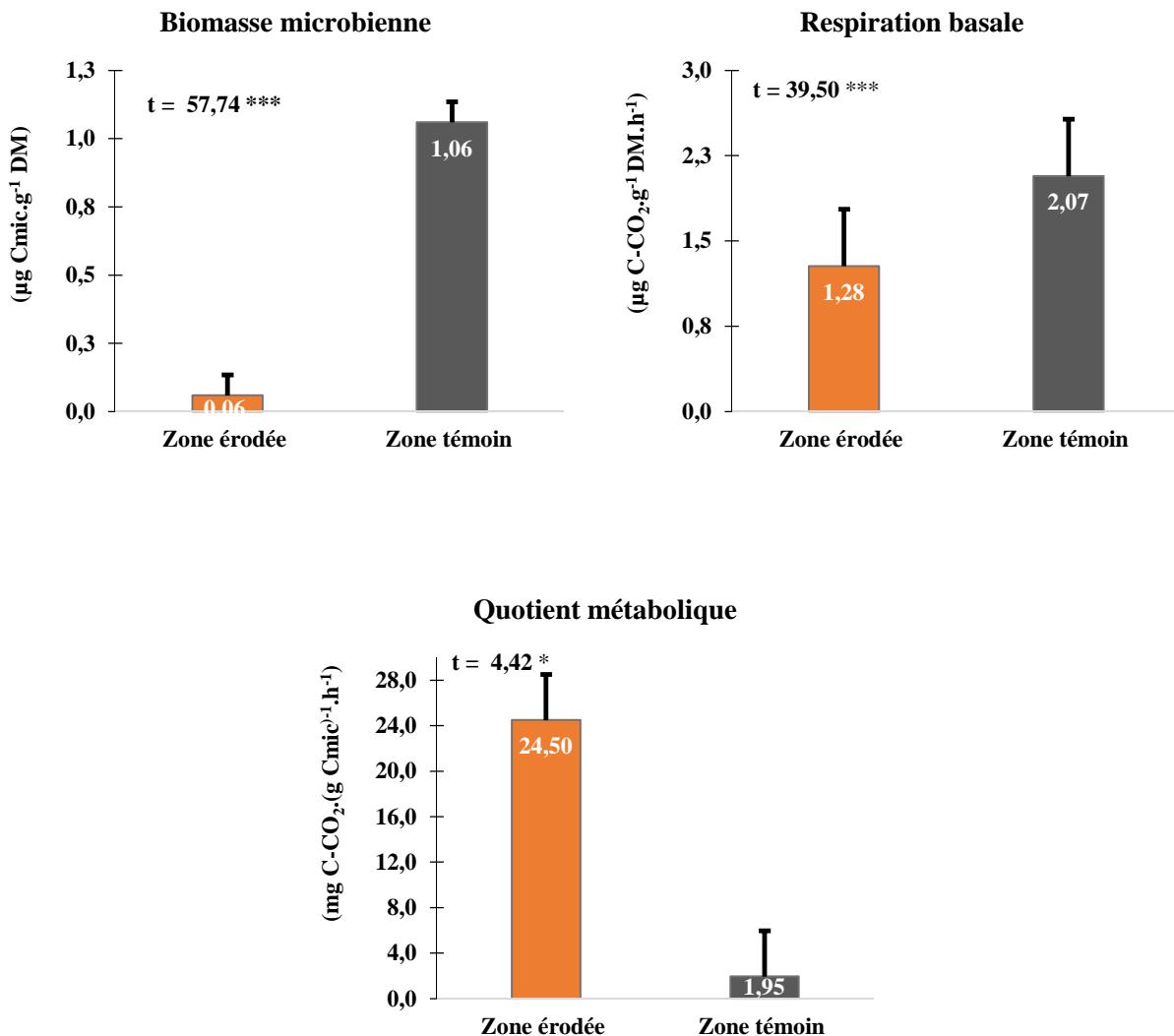


Figure 27 : Variation des propriétés biologiques du sol érodé par rapport au sol témoin.

6.5 Discussion

Les résultats obtenus sur l'effet de l'érosion hydrique sur les propriétés physiques des sols ont montré des effets différents. La littérature concernant les effets de cette contrainte sur l'humidité du sol semblent contradictoire. Des auteurs ont trouvé que l'érosion hydrique diminue la teneur en eau dans le sol, alors que d'autres ont trouvé l'inverse. Nos résultats ont montré que l'humidité est plus élevée dans les sols soumis à l'érosion hydrique par rapport aux sols forestiers est controversé par Nandi et Luffman (2012) qui ont trouvé que les échantillons de sol des sites d'érosion avaient une teneur en humidité légèrement plus faible que les échantillons de sol des sites non érodés (22% et 24,54%, respectivement).

Nous considérons que cette augmentation est due à l'échantillonnage du sol dans la zone d'étude qui constitue, à la fois une zone d'érosion, et une zone de dépôt. Cette hypothèse est soutenue par Li *et al.*, (2015). Ces auteurs qui ont comparés entre l'effet de l'érosion hydrique dans les forêts et les lisières adjacentes, ont trouvé des teneurs en eau plus importantes dans les sols de la lisière (topographiquement forme une dépression) que dans les sols forestiers. De même, l'érosion hydrique dans notre zone d'étude a diminuée la perméabilité du sol. Ces résultats sont soutenus par Vaezi *et al.*, (2017) qui ont conclu que, les propriétés physiques du sol tel que la perméabilité a été fortement endommagée par l'impact des gouttes de pluie à mesure que l'intensité des précipitations augmentait. D'après Ramos et Pla (2003), une surface du sol exposée aux précipitations est soumise aux processus de mouillage et de chute d'impact qui peuvent conduire à la formation d'une couche pendant les précipitations, réduisant l'infiltration et augmentant l'érosion en augmentant le ruissellement. Cette diminution de perméabilité dans les sols soumis à l'impact de l'érosion hydrique est due aux grosses particules délogées qui peuvent obstruer les pores du sol près de la surface, ce qui réduit l'infiltration et empêche le mouvement de l'eau à travers du sol (Wei, 2007).

Nos résultats ont montré que la capacité de rétention en eau des sols érodés a légèrement augmenté. Ceci est noté par plusieurs auteurs, qui ont signalés que l'érosion hydrique peut favoriser la rupture des granulats, accélérer le transport des sédiments et réduire la capacité de rétention d'eau du sol (Shi *et al.*, 2012 ; Ding *et al.*, 2014 ; Ma *et al.*, 2014). Cette augmentation est peut être due au taux plus important de la matière organique recordé dans la zone érodée.

On a enregistré une diminution de la densité apparente et l'augmentation de la densité réelle et de la porosité totale. Les résultats de Nandi et Luffman, (2012) sont convergentes avec nos résultats. Ils ont conclu que la densité apparente du sol non érodé est plus élevée que la

densité d'un sol érodé. Elle augmente progressivement avec la profondeur, par contre la densité apparente du sol en érodé était presque constante jusqu'à une profondeur de 50 cm. Les mêmes auteurs ajoutent aussi que la porosité moyenne du sol était plus élevée pour le site érodé (47,5%) que pour le site non érodé (40,7%).

Nos résultats ont montré que l'érosion hydrique a diminué le pH_{EAU} , pH_{KCl} et la conductivité électrique. La diminution du pH_{EAU} dans les site érodés a été enregistré aussi par (Zhang *et al.*, 2006). Malgré la différence significative entre les deux sols (érodé et témoin), sont pH_{EAU} restent alcalin. Ahmad et Khan (2009) ont trouvés que l'érosion hydrique diminue la conductivité électrique dans les couches superficielles. Les valeurs enregistrées dans notre étude pour les deux zones (érodée et témoin) montrent que nos sols sont «peu salés». La diminution du pouvoir tampon du sol et sa conductivité électrique dans l'horizon superficiel est due au mouvement vers le bas des ions solubles (Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Cl^- , HCO^{-3}) avec de l'eau percolante pendant les processus d'érosion et son accumulation dans le sous-sol compact (Ahmad et Khan, 2009)

La matière organique dans les sites érodés a connu une augmentation par rapport aux sites forestiers. Nos résultats sont différentes que celle obtenus par Vaezi *et al.*, (2017). Ils ont montré que, suite à l'érosion hydrique, la teneur en matière organique du sol a diminué à cause des précipitations intenses et le ruissellement. Nous suggérons que la hausse du taux de la matière organique dans le sol est le résultat direct de l'accumulation des eaux de ruissellements dans cette zone érodée où une partie de cette dernière constitue une zone de dépôt. L'érosion hydrique perturbe la couche arable et élimine préférentiellement le carbone organique de la pente en érosion et l'achemine vers le site de dépôt (Lal, 2005 ; Dungait *et al.*, (2013)).

Le taux du calcaire total dans les sols soumis à l'érosion hydrique est significativement plus élevé que dans les sols forestiers. Les sites forestiers présentent des sols non calcaires 3.27% (CaCO_3 5%) alors que, les sites érodés présentent des sols faiblement calcaires 9.32% ($5 < \text{CaCO}_3$ 12,5%). Cette augmentation peut être expliquée par éluviation chimique due à l'écoulement de l'eau dans le profil du sol. Lorsque des pluies se produisent, le débit d'eau terrestre peut transporter les sédiments des positions de pente supérieure à inférieure ; pendant ce temps, il s'infiltre également de la couche de terre végétale à la couche de sol plus profonde avec l'éluviation de CaCO_3 (Tan *et al.*, 2008). Aussi, Von Wandruszka (2006) explique l'augmentation de CaCO_3 dans le sol par le fait que la molécule du carbonate de calcium est facilement immobilisée suite à l'adsorption et de la précipitation.

Nos résultats ont montré que la respiration basale et la biomasse microbienne sont affectées négativement par la contrainte de l'érosion hydrique. Ces résultats sont similaires à ceux trouvés par Moreno-De Las Heras, (2009) ; Huang *et al.*, (2013), où ils ont montré que l'érosion hydrique a réduit considérablement l'abondance microbienne et leurs activités dans le sol. D'après Xiaojun *et al.*, (2013), l'érosion hydrique présente des effets négatifs sur la biomasse microbienne du sol.

Les dépôts dans le sol sont bénéfiques pour améliorer la biomasse microbienne du sol, tandis que l'érosion du sol est inversée. La qualité et la quantité du carbone est un facteur plus important influençant les caractéristiques biologiques du sol (Li *et al.*, 2015). Ceci semble contradictoire avec nos résultats qui ont montré une forte diminution de la respiration basale et la biomasse microbienne dans les sols érodés malgré sa teneur plus importante en matière organique.

La redistribution des micro-organismes du sol induite par l'érosion peut considérablement affecter la dynamique des réservoirs de carbone du sol par leurs effets simultanés sur le lessivage des microorganismes, et l'enrichissement du stock de la matière organique dans les sols érodés (Wang *et al.*, 2010). Plusieurs études expérimentales ont montré que le stock de la matière organique des sols érodés est potentiellement instable en raison de la perturbation globale (Bernoux *et al.*, 2006). Les contributions microbiennes au cycle de la matière organique sont régies par les interactions parmi la biomasse microbienne, sa structure communautaire et ces propriétés du sol (Six *et al.*, 2006). Selon Huang *et al.*, (2013), l'érosion hydrique peut contribuer à la redistribution des communautés microbiennes dans les terrains en pente. Une explication directe est que, sous l'effet des conditions externes (ruissellement), la couche arable, dans laquelle plus de micro-organismes ont survécu que dans le sous-sol (Fengxue *et al.*, 2000), a été érodée et transportée hors de la parcelle. Comme un facteur majeur qui affecte les mouvements verticaux et horizontaux des micro-organismes dans le sol, les précipitations ont provoqué une migration microbienne grave sur les surfaces en pente du sol par l'action du ruissellement (Abu-Ashour et Lee, 2000). Le potentiel hydrique associé à la réhumidification d'un sol sec peut aussi tuer une grande partie des micro-organismes (Schimel *et al.*, 1999).

La perte de la grande partie de la biomasse microbienne et la respiration très faible dans la zone soumise à l'érosion hydrique c'est répercuté négativement sur le quotient métabolique. Les taux très élevés enregistrés dans cette zone nous confirment que la population microbienne encore restante dans l'horizon superficiel du sol est sous stress qui est dû à la contrainte de

l'érosion hydrique. Notant aussi que, malgré la quantité de la matière organique très abondante dans ces sols érodés, cette population microbienne a été dépourvue de l'aptitude d'utiliser cette ressource pour maintenir leur taille et leurs activités.

6.6 Conclusion

Le phénomène de l'érosion hydrique qui existe naturellement dans tous les écosystèmes terrestres, est devenu un problème majeur de dégradation surtout dans les forêts algérienne. Sous l'effet de l'action humaine, l'abattage excessif du bois a diminué les surfaces boisées mettant le sol sous la pression de l'érosion hydrique.

Les résultats de la dégradation des sols forestiers par l'érosion hydrique ont montré que cette dernière a diminué significativement le pH_{EAU} . Inversement, elle a augmenté le taux de la matière organique et le calcaire total. Alors que, pour les autres propriétés physico-chimiques, une légère différence a été enregistré entre les deux zones, mais elle n'est pas significatives sur la plan statistique. La respiration basale et la biomasse microbienne ont été aussi affectées négativement par l'érosion hydrique. Les valeurs élevées enregistrées pour le quotient métabolique dans la zone érodé ont confirmé que cette contrainte constitue un stress pour les microorganismes des sols forestiers.

CHAPITRE 7

INFLUENCE DES OUVERTURES DES PISTES SUR LES SOLS FORESTIERS

7.1 Introduction

La fragmentation des forêts par des infrastructures notamment, par des pistes forestières peuvent altérer les processus écologiques des forêts de plusieurs façons, mais, d'une manière générale, les effets à long terme ne sont que très peu connus. Pour des raisons socio-économiques comme de, faciliter l'accès à la forêt pour les interventions forestières (lutter contre les incendies, protection de la forêt contre les coupes illicites, ... etc.), d'aménager la forêt pour devenir des sites de repos et loisirs, de faciliter l'accès à certaines zones et à les désenclaver, surtout pour la population riveraines.

Les conséquences de ce genre d'aménagement ne s'arrêtent pas avec l'arrêt de l'ouverture des pistes. Les premiers constats visibles sont la perte de la couverture végétale le long de la piste, avec en plus les dommages causés sur les côtés qui vont servir des lieux de passage des engins ainsi qu'un endroit de dépôt du matériel. D'ajouter un matériel hors nature de la forêt comme le stérile (matériaux traités) pendant la construction de la piste, passage des engins lourds et l'utilisation inadéquate des espaces qui se trouve à côté de la piste vont perturber le sol en changeons ces propriétés.

Cette étude a pour objectif de montrer les impacts de l'ouverture des pistes forestières sur les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols qui se trouvent à côté de la piste en comparant avec celle située à l'intérieur de la forêt et assez loin des pistes.

7.2 Présentation des stations

Dans le cadre de réalisation de cette étude, nous avons choisi une piste forestière principale qui relie le massif forestier de Keroua (commune d'Ouled Khaled) avec la Daïra de Sidi Boubkeur. Cette piste a été réalisée en 2010 avec une longueur de 18 Km et une largeur fixe de 4 m. les normes imposées pour ce type d'aménagement diffère selon les pays. L'ouverture d'une piste forestière comprend l'assiette de la piste (largeur effective de circulation) et son emprise, c'est-à-dire la largeur totale comprenant l'assiette ainsi que les bordures (Lamarre *et al.*, 2009). Par exemple, en Guyane française, au cœur de l'Amazonie, cette emprise est généralement de 30 mètres pour les routes forestières principales et de 15 à 20 mètres pour les routes secondaires (Mengin-lecreulx, 1999).

Dans notre cas, la zone témoin, se trouve à plus de 250 m plus loin de la piste (à l'intérieur de la forêt) (34°54'39.53"N ; 0° 7'11.20"E). Alors que, la deuxième zone (affectée) se trouve juste à côté de la piste (moins de 100 m) (34°54'34.37"N ; 0° 7'17.96"E) (figure 28 et 29).

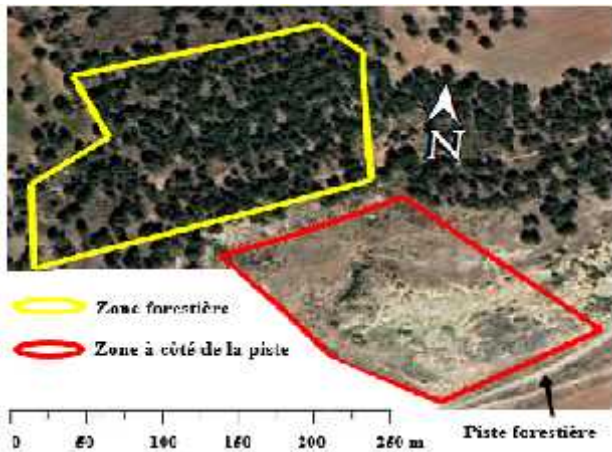


Figure 28 : Localisation de la zone affectée par l'ouverture de la piste et son témoin dans la forêt de Keroua « Saïda »

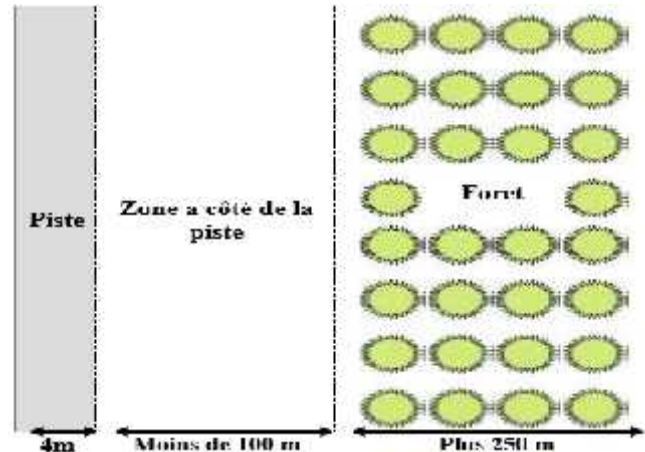


Figure 29 : Schéma démonstratif de la méthode d'échantillonnage dans la forêt de Keroua « Saïda ».

7.3 Pistes forestières dans la wilaya de Saïda

L'ouverture des pistes forestières dans la wilaya de Saïda, est un travail combiné entre la conservation des forêts et la direction des services agricoles (DSA). Le volume des pistes a réalisé est proposé par le staff technique des forêts, et selon le budget fournie par la DGF, le programme de réalisation s'oriente soit vers une ouverture des nouvelles pistes, soit l'aménagement des pistes endommagées, soit combiné entre les deux actions. La conservation des forêts de la wilaya de Saïda a réalisée 75 km en 2008 ; 44 km en 2009 ; 57 km en 2010 ; 42 km en 2011 et 79 km en 2013.

7.4 Résultats

7.4.1 L'incidence de l'ouverture des pistes sur les propriétés physiques des sols

Les résultats obtenus par cette étude ont montré que l'ouverture des pistes au sein des forêts a engendré des modifications au niveau des propriétés physiques des sols adjacentes (figure 30).

La densité apparente a augmenté dans les sols affectés par cette action par rapport à leurs témoin, les valeurs enregistrées sont respectivement (1.37- 1.29 g.cm^{-3}). De même, pour la densité réelle (2.75- 2.64 g.cm^{-3}). Par conséquent, la porosité totale dans les sols qui se situe à côté de la piste a connu une diminution par rapport au sol forestier (49.45- 51.16).

L'humidité du sol a été affectée négativement par l'ouverture des pistes, une diminution significative de leur taux (2.64%) par rapport à leur témoin (5.74%). Aussi, la capacité de rétention en eau a diminué dans les sols adjacents à la piste par rapport aux sols forestiers

(47.19- 55.87%) respectivement. Pour la perméabilité du sol, elle a augmenté significativement de l'ordre de 0.24 (mm.h⁻¹) dans les sols affectés par l'ouverture de la piste que celle témoins.

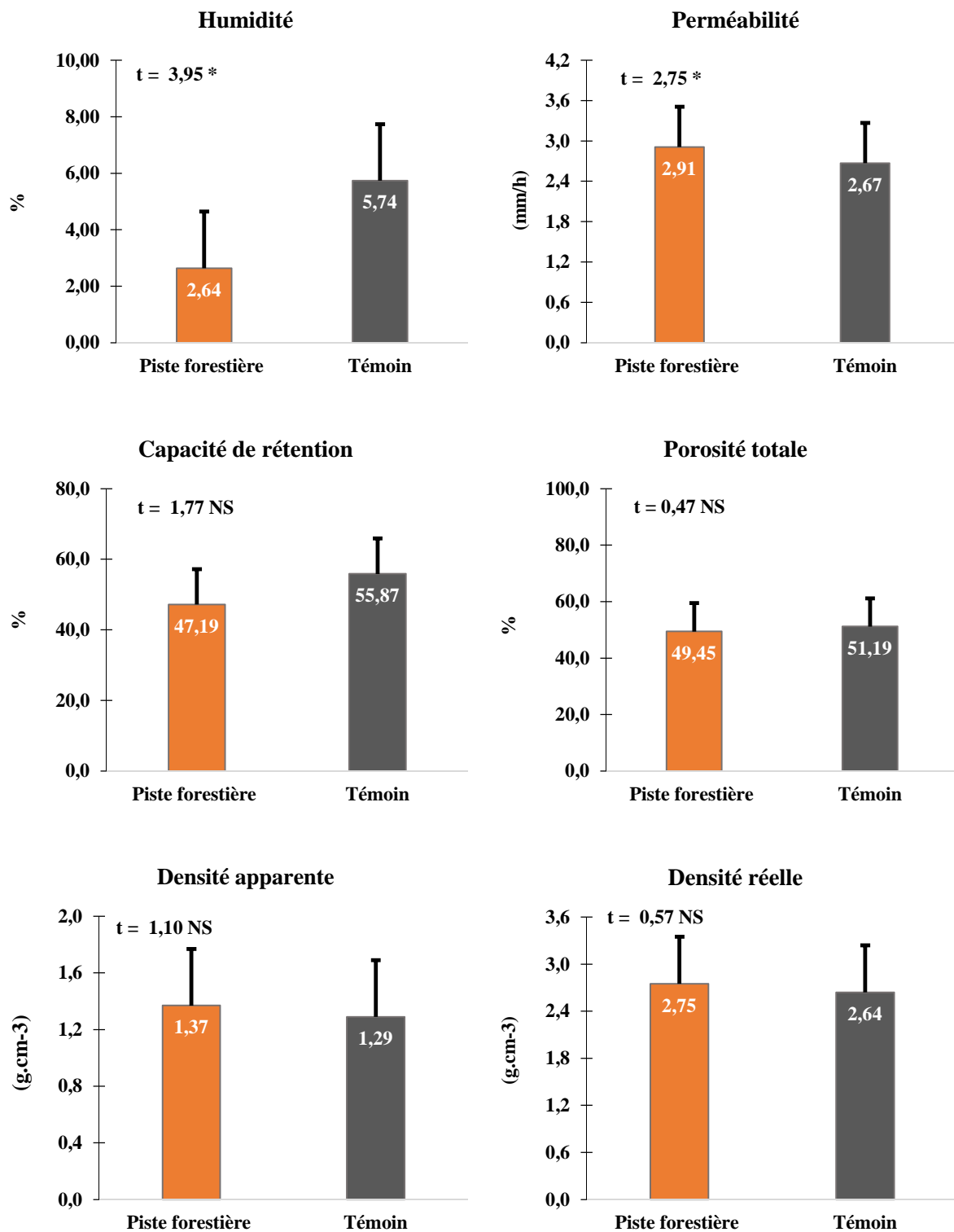


Figure 30 : Variation des propriétés physiques du sol a côté de la piste par rapport au témoin.

7.4.2 L'incidence de l'ouverture des pistes sur les propriétés chimiques des sols

Les résultats des propriétés chimiques ont montré que l'ouverture des pistes dans les sols forestiers a augmenté significativement leurs pH_{EAU} et le pH_{KCl} par rapport à leurs témoins. L'écart entre les valeurs des deux zones est de 0.24 et 0.34 points respectivement. Alors que, pour la conductivité électrique, on a enregistré des valeurs égales dans les deux zones.

La matière organique a connu une baisse significative dans la zone affectée par l'ouverture de la piste. Les valeurs enregistrées montrent une régression de l'ordre de 3.12%. Le calcaire total a légèrement augmenté dans la zone affectée par la contrainte par rapport à leur témoin (figure 31).

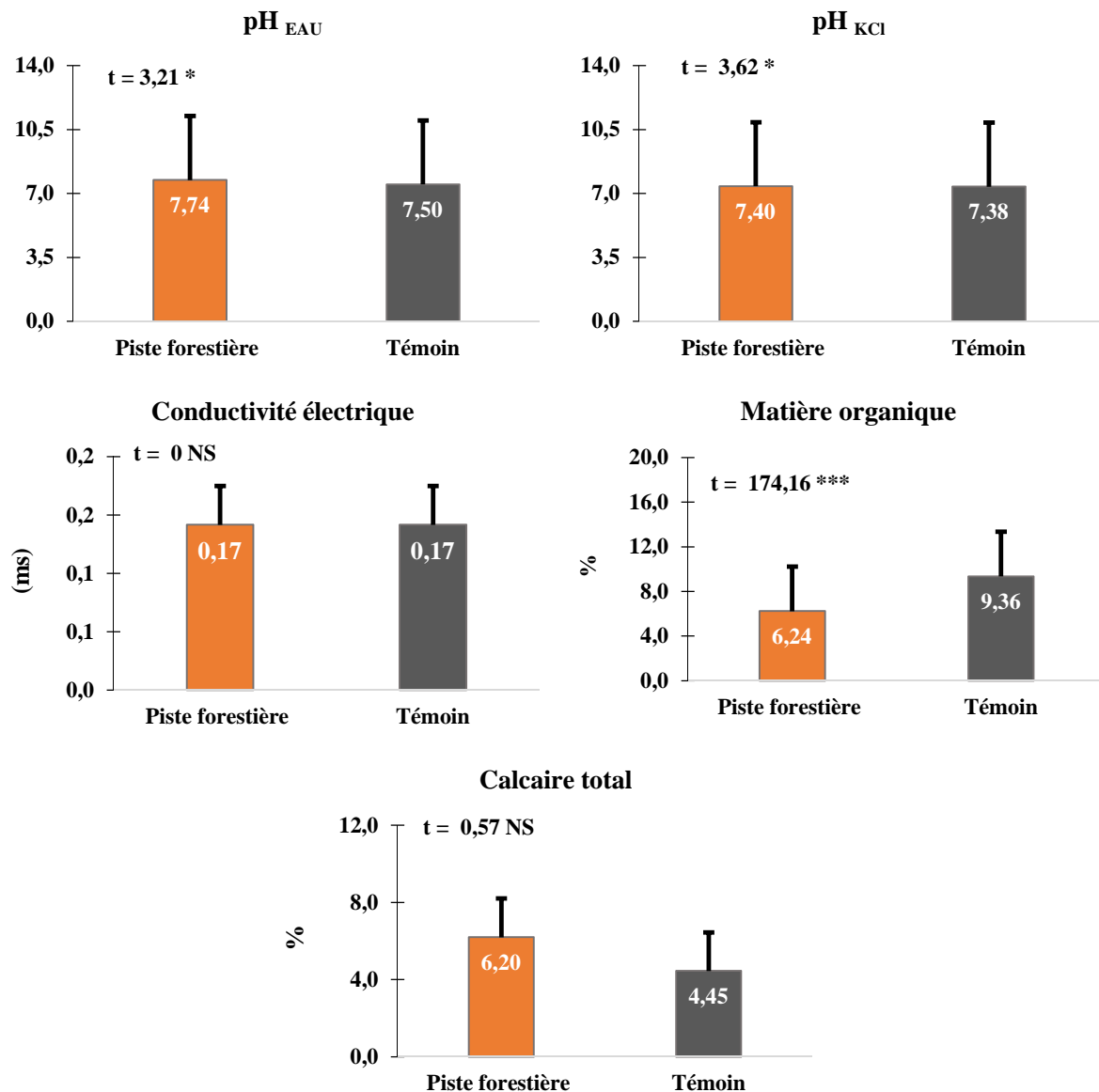


Figure 31 : Variation des propriétés chimiques du sol a côté de la piste par rapport au témoin.

7.4.3 L'incidence de l'ouverture des pistes sur les propriétés biologiques des sols

L'ouverture des pistes dans les forêts a affecté négativement les propriétés biologiques du sol. Pour la biomasse microbienne, la comparaison des valeurs enregistrées dans la zone qui se situe à côté de la piste avec celles de la zone témoin (respectivement 0.06- 0.09 $\mu\text{g Cmic.g}^{-1}\text{ MS}$), montrent une diminution significative de cette propriété dans la zone affectée. Concernant la respiration basale, une légère diminution de l'ordre de ($0.02 \mu\text{g C-CO}_2.\text{g}^{-1}\text{ MS.h}^{-1}$) a été enregistrée dans la zone soumise à la contrainte par rapport à la zone témoin.

Les valeurs enregistrées pour le quotient métabolique montrent une augmentation de cette propriété dans la zone adjacente à la piste par rapport au témoin. La différence soulevée entre les deux zones est de $9.31 (\text{mg C-CO}_2.(\text{g BM})^{-1}.\text{h}^{-1})$ (figure 32).

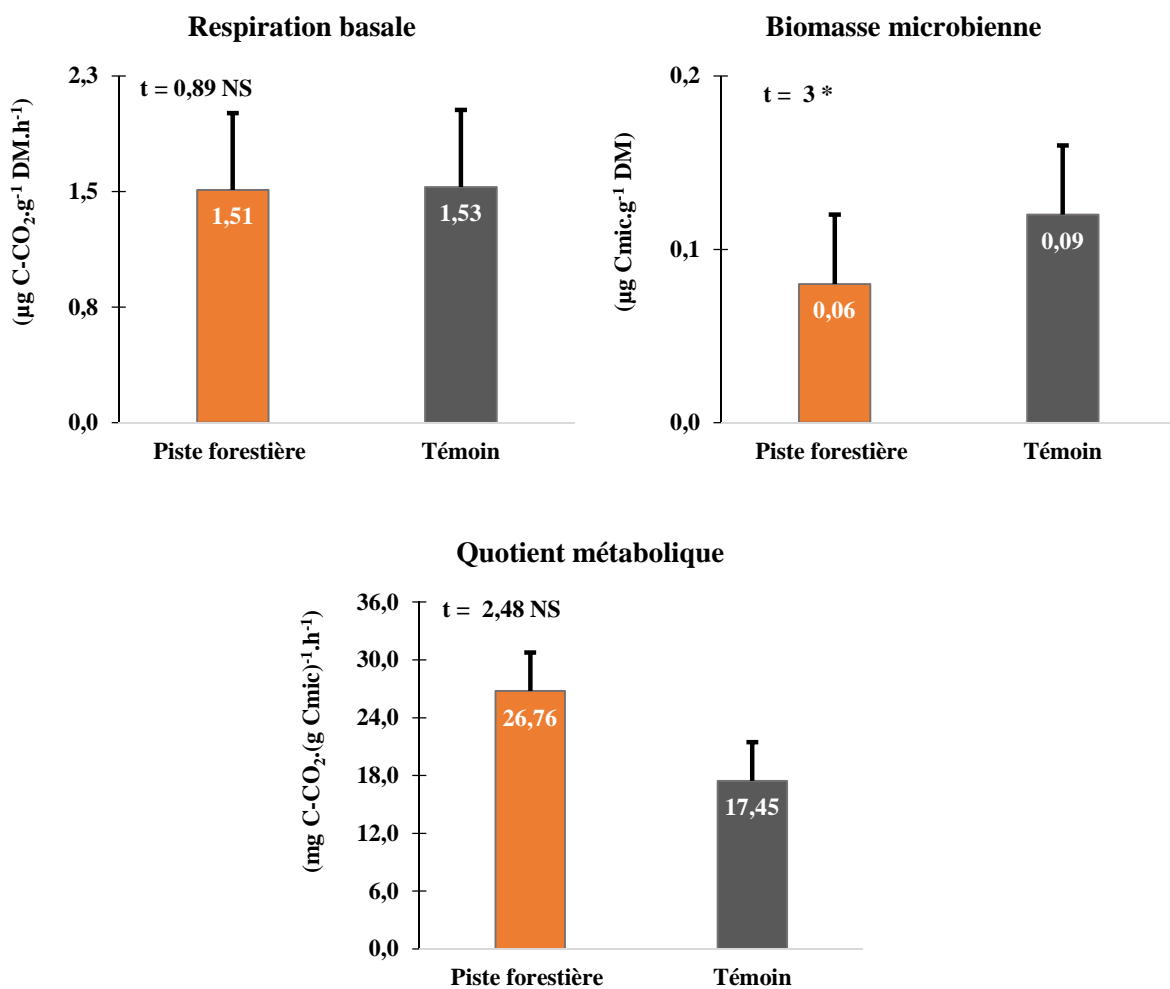


Figure 32 : Variation des propriétés biologiques du sol à côté de la piste par rapport au témoin.

7.5 Discussion

Notre étude a montré que l'ouverture des pistes dans la forêt a provoqué une augmentation de la densité apparente et la densité réelle, une diminution de la porosité dans les sols qui se situe à côté de la piste par rapport aux sols forestiers. Nos résultats sont logiques, parce que cette zone affectée est connue comme un endroit de loisir pour la population, où on trouve plusieurs actions de piétinements, des gens qui font de la marche, stationnement des véhicules ... etc. Les conséquences de cet état de fait sont que le sol sera systématiquement compacté par le piètement de la population et la pression exercée par les véhicules, ce qui va augmenter la densité apparente et réelle et diminué la porosité du sol. Ces résultats corroborent avec plusieurs études. Selon Naghdi *et al.*, (2016), les zones forestières perturbées par les traces de machine présentent des densités apparentes plus élevées (1,26 vs 0,75 g.cm⁻³) et une porosité réduite (50,4 vs 70,6 %). Aussi, Rhoades *et al.*, (2006) ont conclu que, l'ouverture des forêts et leurs transformation en prairies déboisées augmente la densité apparente de ces sols par rapport à la forêt adjacente. L'ouverture des forêts par des pistes offre des accès faciles surtout aux véhicules, ce qui augmente le compactage du sol et change la distribution de la taille des pores vers une diminution en porosité totale (Ezzati *et al.*, 2012).

Nos résultats ont prouvé que l'ouverture des pistes forestières diminue l'humidité des sols adjacente ainsi que leur capacité de rétention. Cette diminution est due essentiellement à l'accroissement de la densité apparente et a l'exposition directe au rayonnement solaire dans ces sites. Les effets physiques du compactage du sol peuvent donc réduire les mouvements d'eau dans le sol ainsi que leur disponibilité (Botta *et al.*, 2007). Aussi, Redding *et al.*, (2003) ont montré que plus on s'éloigne de la forêt vers ces bords atteignant la zone ouverte par les coupes de bois, plus la teneur en eau dans le sol diminue. Les zones forestières perturbées par les traces de machine présentent des taux d'humidité plus faibles (moins de 19%) (Naghdi *et al.*, 2016).

Une augmentation significative de la perméabilité dans les sols perturbés par l'ouverture des pistes forestières, malgré l'enregistrement d'une densité apparente élevée et porosité réduite dans cette zone semble contradictoire avec d'autres travaux. Selon Bejarano *et al.*, (2005) et Solgi *et al.*, (2013), les sols exposés à la circulation des machines présentent une faible porosité et une perméabilité du sol réduits. Nous suggérons que cette augmentation de la perméabilité dans la zone adjacente à la piste est due à la nature des sols.

Nos résultats ont montré une augmentation significative du pH_{EAU} et pH_{KCl} dans la zone qui se situe à côté de la piste forestière en comparant avec leur témoin, sont conformes aux résultats antérieurs qui ont attribué des valeurs de pH plus élevées dans les zones perturbée par le fonctionnement des machines par rapport à la zone non perturbée (témoin) (Jaafari *et al.*, 2014 ; Naghdi *et al.*, 2016). Deux raisons peuvent expliquer les valeurs de pH plus élevées dans la zone affectée. Premièrement, selon Malmivaara *et al.*, (2002), la diminution du pH est plausiblement due au piétinement qui diminue le couvert végétal et modifie la quantité et la qualité de la litière dans cette zone, provoquant des changements dans la matière organique du sol et le pH, par exemple, sur les zones de circulation des hommes et les véhicules, la quantité de litière acide (aiguilles et mousses), peuvent être plus faibles. Deuxièmement, en raison de l'érosion, la couche d'humus dans ces zones est mince ou complètement enlevé, ce qui expose le sol le plus bas dans le profil qui a généralement un pH plus élevé que la couche du sol qui se trouve en contact avec l'humus (Fritze *et al.*, 2000). Pour la conductivité électrique, les valeurs enregistrées dans les deux zones sont similaire est montrent que ces sols ne présentent aucune salinité. Pour le calcaire total, on a enregistré une légère augmentation dans la zone affectée par l'ouverture des pistes ce qui montre que ces sol se trouve dans la classe «faiblement calcaire» 6.20% ($5 < \text{CaCO}_3 \leq 12,5\%$). Alors que le sol témoin est non calcaire.

L'ouverture des pistes à l'intérieur des forêts, a provoqué une forte diminution de la matière organique dans les sols adjacents. Naghdi *et al.*, (2016), ont montré que la circulation des engins dans les pistes forestières perturbe les propriétés du sol et engendrent la diminution de la matière organique dans ces sols. Cette diminution est le résultat de plusieurs facteurs. La perte quasiment totale de la couverture végétale dans cette zone par les effets de l'ouverture des pistes. De plus, le facteurs topographique de la zone qui est caractérisée par un terrain accidenté avec une forte pente, inhibe la litière de s'installer à cause de l'effet de piétinement et de l'érosion prouvé par Fritze *et al.*, (2000) ; Malmivaara *et al.*, (2002).

Nos résultats ont montré une diminution de la respiration basale et de la biomasse microbienne dans les sols adjacents à la piste ceux qui corroborent avec les travaux de Malmivaara-Lämsä et Fritze, (2003). Ces auteurs ont souligné que la respiration basale et la biomasse microbienne diminuent avec l'augmentation du piétinement et augmente avec l'éloignement des chemins de circulation des véhicules. Cette diminution des activités respiratoires des microorganismes et leurs tailles dans la zone affectée par rapport au sol forestier (témoin) est le résultat d'une perturbation générale. L'augmentation de la densité apparente a diminué la porosité, la teneur en eau et la capacité de rétention. D'autre part, la

forte perte de la matière organique est due aux piétinements et à l'érosion. Donc, la dégradation des conditions du milieu causé par une diminution de l'oxygène, l'humidité et la source de nutrition (matière organique) sont les origines de cette diminution. L'augmentation de la respiration basale (Perkio^oma^o ki et Fritze, 2005) ou leur diminution (Pennanen, 2001) dépend du taux de décomposition de la litière dans les environnements forestiers, et donc, implique un changement dans le cycle des nutriments de l'écosystème (Malmivaara-Lämsä *et al.*, 2008). Selon Mendham *et al.*, (2002) les teneur élevée en matière organique dans le sol peut augmenter considérablement les biomasses microbiennes en raison de la disponibilité accrue du carbone pour les métabolismes microbiens.

Les perturbations enregistrées au niveau de la biomasse microbienne et leurs activités sont confirmés par les valeurs enregistrées pour le quotient métabolique. Les valeurs les plus fortes se trouvent dans la zone perturbée par l'ouverture de la piste. Ceci reflète que, les microorganismes de cette zone sont stressés, et cela est aggravé par les faibles taux de la matière organique dans ces sols ce qui empêchent de maintenir leur taille et leur activité.

7.6 Conclusion

Notre étude à portée sur l'effet de l'ouverture des pistes forestières sur les caractéristiques des sols adjacent et elle a montré, une forte augmentation du pH_{EAU}, pH_{KCl} et la perméabilité dans ces sols par rapport aux sols témoins. Inversement, on constate une diminution significative de la matière organique et de la teneur en eau dans les sols affectés par cette contrainte. Alors que, pour le reste des propriétés physico-chimiques, on a enregistré une modification entre les deux zones mais sans qu'elles soient significatives sur le plan statistique. Concernant les propriétés biologiques, l'ouverture des pistes forestières a diminué la biomasse microbienne et la respiration basale dans les sols adjacents à la piste. Le quotient métabolique, a augmenté dans les sols affectés ce qui montre que la population microbienne de ces sols est soumise à un stress due essentiellement à l'ouverture de la piste qui a perturbé le fonctionnement des activités des microorganismes.

CHAPITRE 8

RESTAURATION DES SOLS FORESTIERS SOUMIS A DE FORTES CONTRAINTES ANTHROPIQUES

8.1 Introduction

Les lieux dégradés regroupent l'ensemble des sites dont la surface est caractérisée par une carence ou une incapacité à supporter la végétation, généralement à la suite d'activités humaines telles que l'exploitation de ressources naturelles, l'urbanisation, l'établissement de sites d'enfouissement, surpâturage, etc (Recyc- Québec ,2016).

La dégradation des sols se manifeste par une réduction de la qualité et de la capacité du sol à remplir ses fonctions écologiques (Lal, 2012). Pour les sols forestiers, la dégradation découle de processus physiques (ex. compactage du sol par la machinerie et érosion par l'eau et le vent), chimiques (ex. appauvrissement en nutriments par la récolte, acidification par les dépôts atmosphériques acides), et biologiques (ex. perte de couverture morte par la préparation de terrain, perte de biodiversité (Lal, 2009).

Parmi les nombreuses atteintes portées aux ressources naturelles, la dégradation des sols reste, malgré ses lourdes conséquences, relativement méconnue. Ressource non renouvelable assurant de multiples fonctions, le sol est pourtant victime de nombreuses agressions d'autant plus préoccupantes à l'heure actuelle (Burrow, 2015).

Les résultats conclus précédemment sur l'effet des cinq contraintes, ont montré que, le sol forestier mis sous ces pressions a subi des modifications de leurs propriétés physico-chimiques et biologiques. Donc, ce chapitre, s'inscrit dans un cadre général de la conservation, de la gestion intégrée et de la mise en valeur du massif forestier de Djebel Keroua, prenant en considération le paramètre qui influe directement la conservation de l'écosystème forestier de la zone en question, dont l'objectif est de faire restaurer les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols misent sous pâturage, incendie, labour, érosion hydrique et ouverture de piste par l'apport de compost issue d'une station d'épuration des eaux usées.

8.2 Résultats

Un an après l'apport de compost sur les sols perturbés par les cinq actions anthropiques étudiées. On a abouti aux résultats suivants :

8.2.1 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols pâturés

Nos résultats montrent que l'apport de compost sur les sols pâturés n'a pas d'effet significatif sur ces propriétés sauf sur sa perméabilité, où on a constaté une diminution dans la zone restaurée par rapport à la zone non restaurée, respectivement (1,64 ; 3,85mm/h). Pour la densité apparente et la densité réelle, nos résultats montrent une diminution de l'ordre de 10% et 7% (respectivement) dans les sols restaurés par rapport à ses témoins. La porosité totale qui représente le rapport entre les deux propriétés précédentes, ces valeurs sont presque les mêmes. Concernant l'humidité du sol, les valeurs enregistrées montrent qu'elle a augmenté dans la zone restaurée (8.60%) en comparaisant avec la zone non restaurée (7.80%). Aussi la capacité de rétention des sols amendés par le compost a été augmentée par rapport aux placettes non amendées de l'ordre de 12% (tableau 8).

Tableau 8 : Propriétés physiques des sols pâturés après restauration.

	Propriétés	Restauré	Non restauré	Signification
Physiques	Densité apparente (g.cm ⁻³)	1,28	1,42	NS
	Densité réelle (g.cm ⁻³)	2,27	2,44	NS
	Porosité totale (%)	42,20	41,55	NS
	Humidité (%)	8,60	7,80	NS
	Capacité de rétention (%)	59,90	53,17	NS
	Perméabilité (mm/h)	2,64	2,74	**

Les résultats de cette étude ont montré que le compost a significativement augmenté l'ensemble de pH_{KCL}, conductivité électrique, calcaire totale et la teneur en matière organique du sol (figure 33).

Pour le pH_{KCL}, on a enregistré une hausse dans la zone restaurée par rapport à la zone non restaurée de l'ordre de 2.88%. De même, la conductivité électrique a augmenté dans la zone amendée par le compost que celle témoin, respectivement (0.20 ; 0.14 m/s), mais ces valeurs restent toujours dans l'intervalle non salé. Les taux du calcaire total sont plus importants dans les placettes restaurées (11.90% ; Modérément calcaire) que celle non restaurées (3.81% ; Peu calcaire). Pour la teneur en matière organique du sol, on a enregistré

un taux plus élevé dans les zones amendées par le compost par rapport à leurs témoins, respectivement (9.54, 3.43%). Alors que pour le pH_{EAU} , l'analyse statistique a montré que le compost n'a pas d'effet significatif sur ce paramètre.

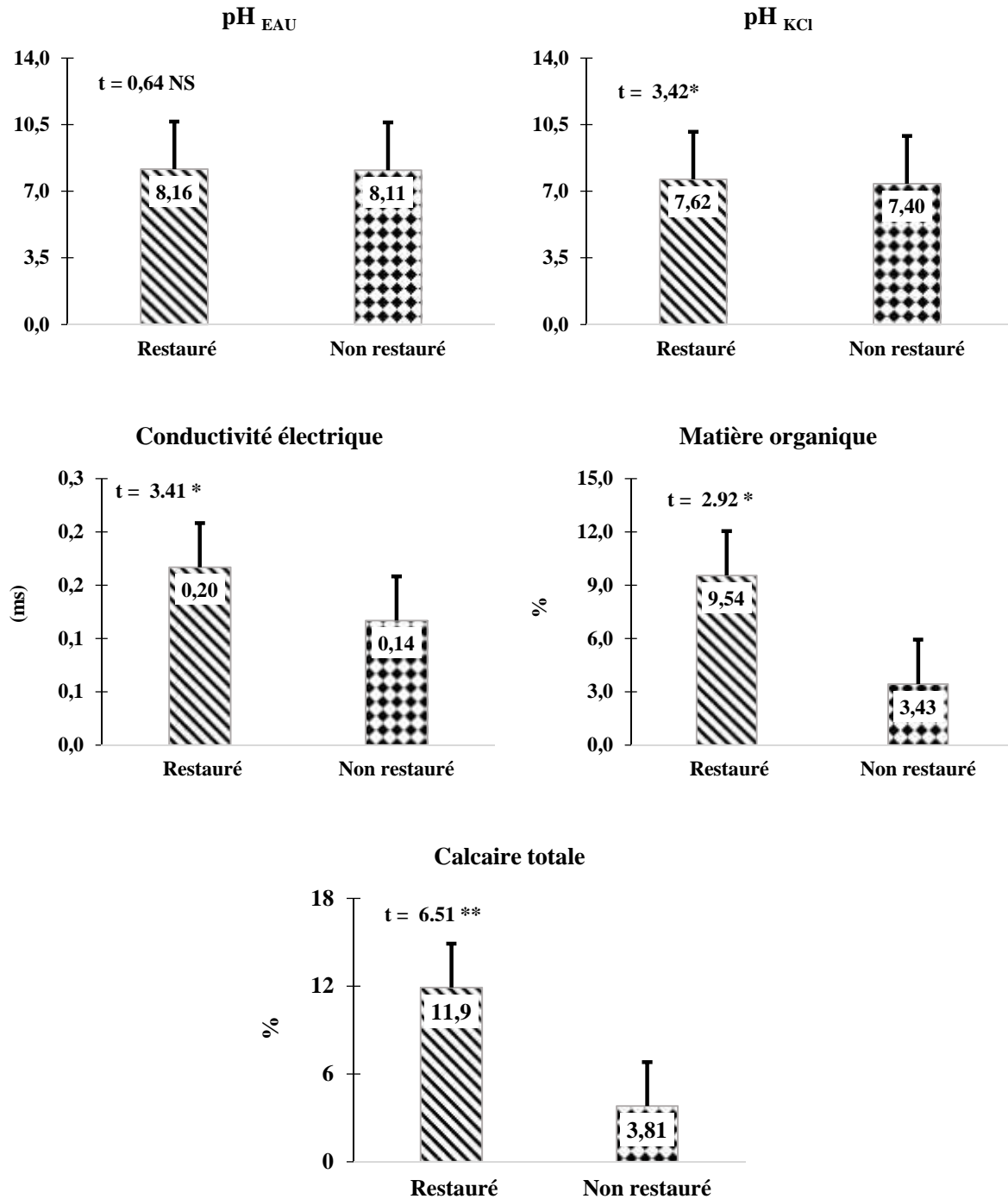


Figure 33 : Propriétés chimiques des sols pâturés après restauration

8.2.2 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols incendiés

L'amendement des sols incendiés par le compost ne présente aucun effet significatif sur les propriétés physiques et chimiques étudiées (tableau 9). Dans les sites restaurés, une légère augmentation a été enregistrée pour l'humidité, la porosité, la capacité de rétention, la matière organique et le calcaire total. Contrairement, la densité apparente, la densité réelle, et la perméabilité ont diminuées dans les parcelles restaurées. Tandis que, le pH_{EAU} , pH_{KCl} , et la conductivité électrique présentent des valeurs presque égales dans les deux sites (restauré et non restauré).

Tableau 9 : Propriétés physico-chimiques des sols incendiés après restauration.

	Propriétés	Restauré	Non restauré	Signification
Physiques	Densité apparente ($g.cm^{-3}$)	1,27	1,42	NS
	Densité réelle ($g.cm^{-3}$)	2,38	2,44	NS
	Porosité totale (%)	45,69	41,55	NS
	Humidité (%)	9,51	7,80	NS
	Capacité de rétention (%)	59,72	53,17	NS
	Perméabilité (mm/h)	3,67	3,85	NS
Chimiques	pH_{H_2O}	8,10	8,11	NS
	pH_{KCl}	7,52	7,40	NS
	Conductivité électrique (m/s)	0,15	0,14	NS
	Matière organique (%)	9,37	3,43	NS
	Calcaire total (%)	16,2	3,81	NS

8.2.3 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols labourés

La restauration écologique des sols labourés par des amendements de compost n'a révélé aucun effet significatif sur les propriétés physico-chimiques à l'exception du pH_{EAU} qui a diminué significativement dans les placettes restaurées (8 points) par rapport aux placettes non restaurées (8,11 points) (tableau 10).

Pour les propriétés physiques, on a enregistrés des valeurs presque similaires pour la densité apparente, la densité réelle et la porosité dans les deux placettes. Une faible diminution de l'humidité et de la capacité de rétention dans les sols restaurés que dans leurs témoins. Tandis que la perméabilité a augmenté de l'ordre de 0,77 mm/h dans les placettes restaurées par rapport à celles non restaurées.

Pour le reste des propriétés chimiques. Le pH_{KCl} , et la conductivité électrique ont légèrement augmentés dans les placettes amendées par le compost à l'inverse de la matière organique ou elle a diminuée de 0,78 %.

Tableau 10 : Propriétés physico-chimiques des sols labourés après restauration.

	Propriétés	Restauré	Non restauré	Signification
Physiques	Densité apparente (g.cm^{-3})	1,44	1,42	NS
	Densité réelle (g.cm^{-3})	2,55	2,44	NS
	Porosité totale (%)	42,00	41,55	NS
	Humidité (%)	5,60	7,80	NS
	Capacité de rétention (%)	49,73	53,17	NS
	Perméabilité (mm/h)	4,62	3,85	NS
Chimiques	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	8,00	8,11	*
	pH_{KCl}	7,51	7,40	NS
	Conductivité électrique (m/s)	0,15	0,14	NS
	Matière organique (%)	2,65	3,43	NS
	Calcaire total (%)	4,60	3,81	NS

8.2.4 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols érodés

L'étude de l'effet de l'apport de compost sur les sols affectés par l'érosion hydrique a montré qu'il a diminué significativement la densité apparente et sa perméabilité par rapport à leurs témoins. Inversement, la capacité de rétention a augmenté aussi significativement dans les placettes restaurées. De même, l'humidité, la densité réelle, la porosité ont augmenté mais avec une faible différence (non significatif) (figure 34).

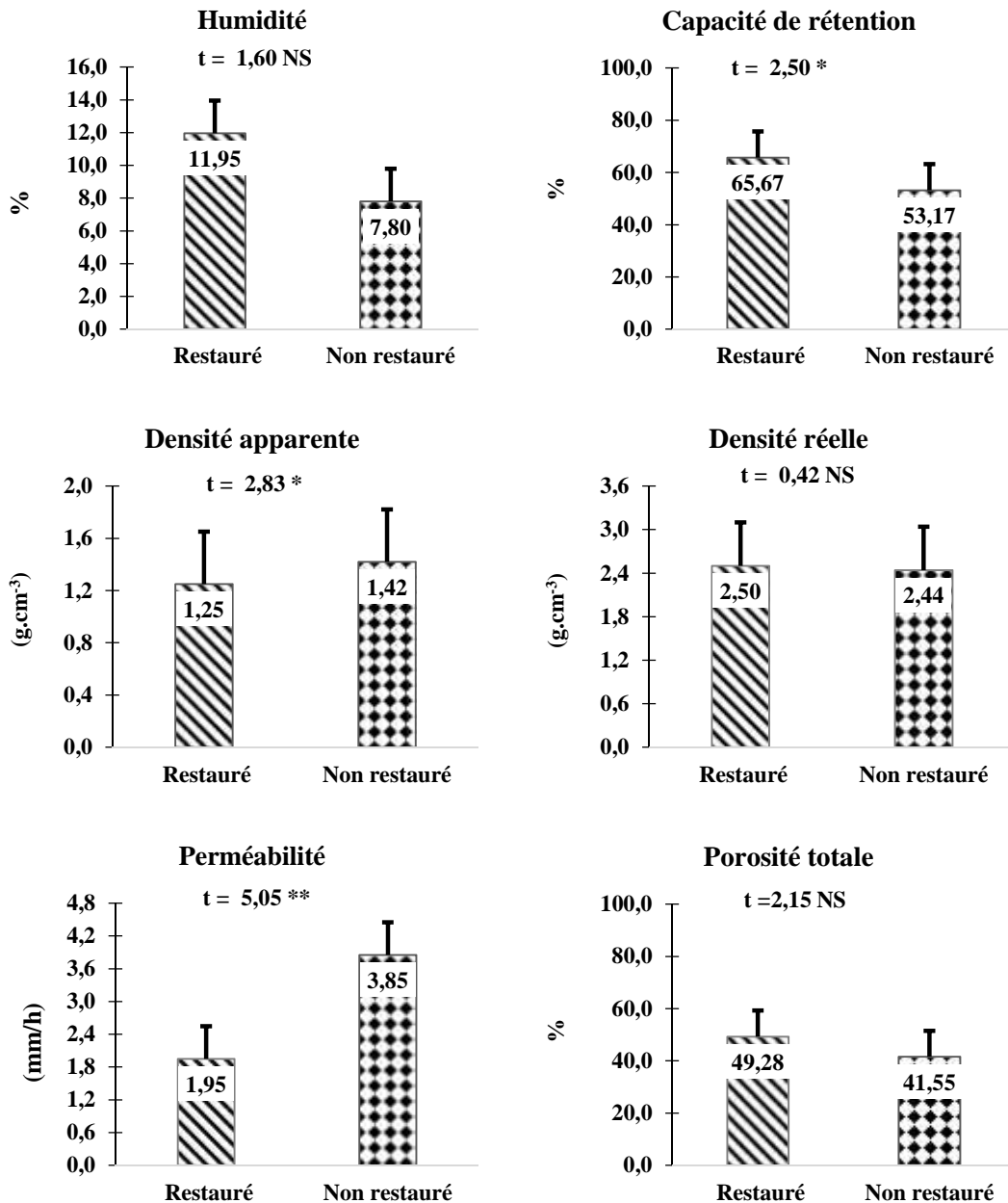


Figure 34: Propriétés physiques des sols érodés après restauration.

Pour les propriétés chimiques, l'apport de compost à des sols érodés par l'action de l'eau a montré qu'il a augmenté significativement l'ensemble de pH_{KCl} , la conductivité électrique, la matière organique et le calcaire total. Cependant, le pH_{EAU} présente des valeurs similaire dans les deux sites (restauré et non restauré) (figure 35).

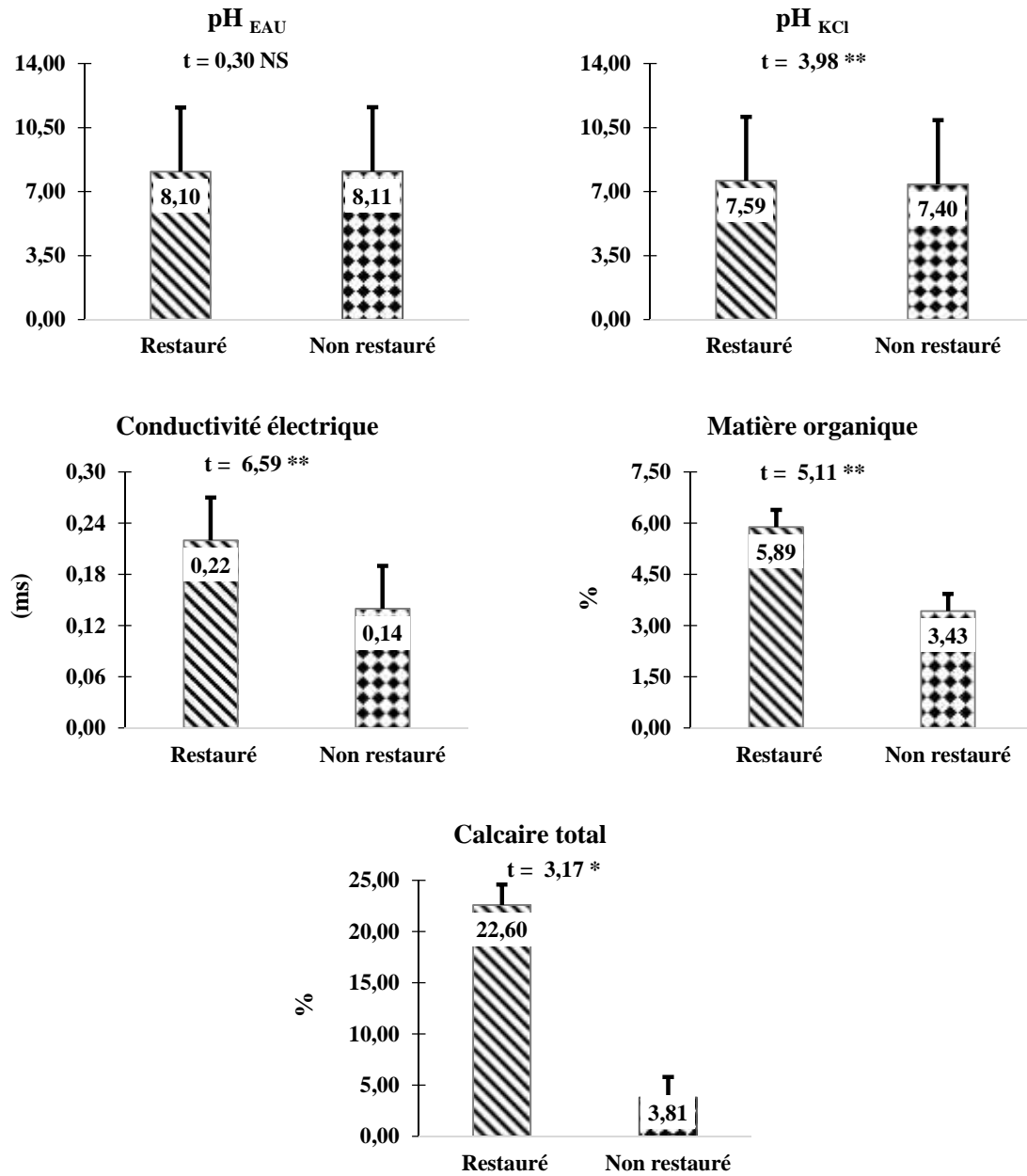


Figure 35: Propriétés chimiques des sols érodés après restauration.

8.2.5 Effet de l'apport des composts sur les propriétés des sols perturbés par l'ouverture de la piste forestière

Les résultats obtenus par la restauration des sols perturbés après l'ouverture d'une piste forestière par le compost sont importantes. Parmi les 11 paramètres analysés, 8 ont changé significativement. On a enregistré une augmentation significative pour l'humidité et la capacité de rétention en eau. Inversement, une diminution significative de la densité apparente et la perméabilité. Tandis que, la densité réelle et la porosité ont connus une légère modification mais elle n'est pas significative sur le plan statistique (figure 36).

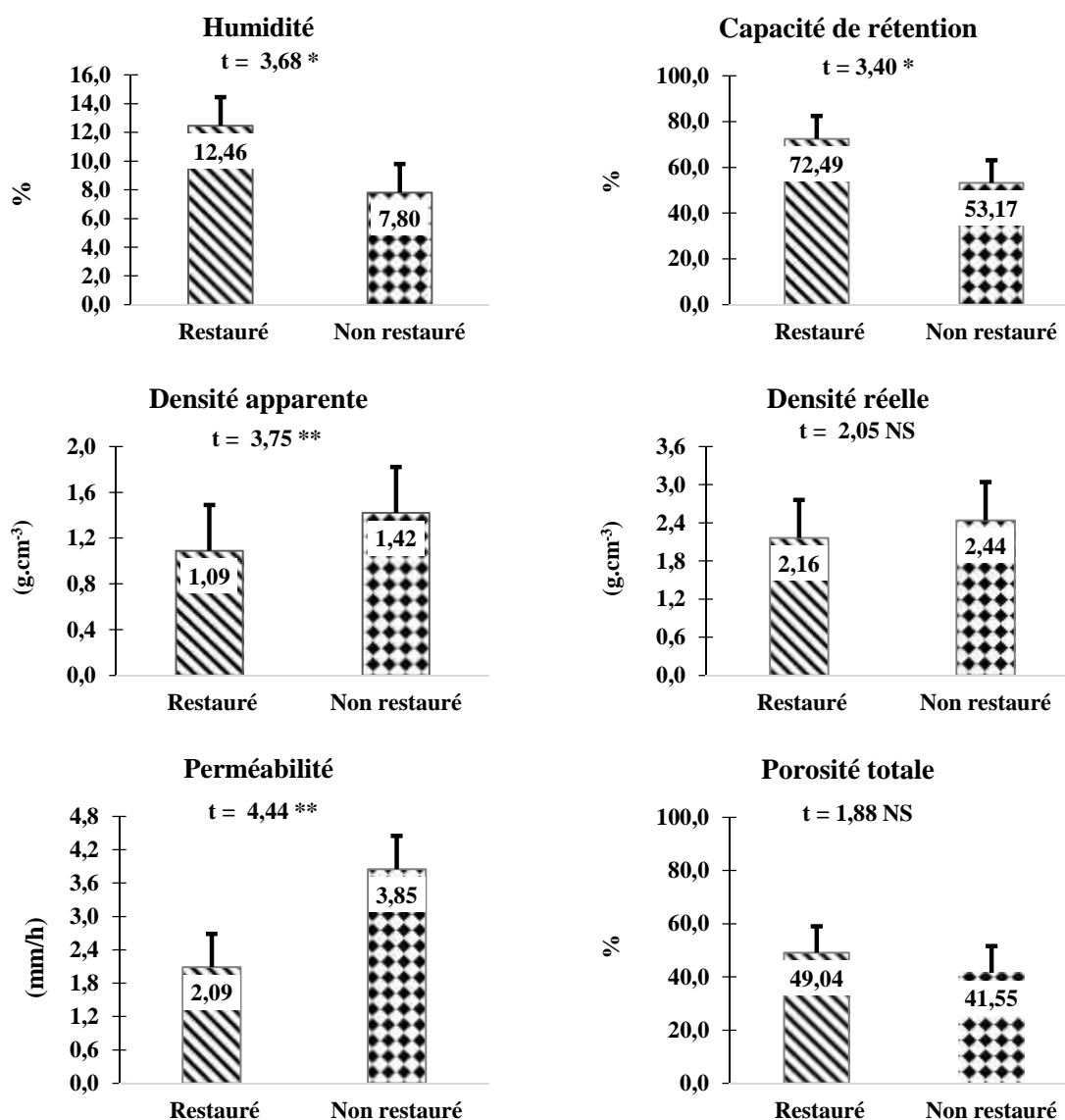


Figure 36 : Propriétés physiques des sols affectés par la piste après leurs restaurations.

Pour les propriétés chimiques, l'apport de compost a provoqué une augmentation significative du pH_{KCl} , la conductivité électrique, la matière organique et le calcaire total. Cependant, pH_{EAU} est le seul paramètre qui a connu une diminution non significative (figure 37).

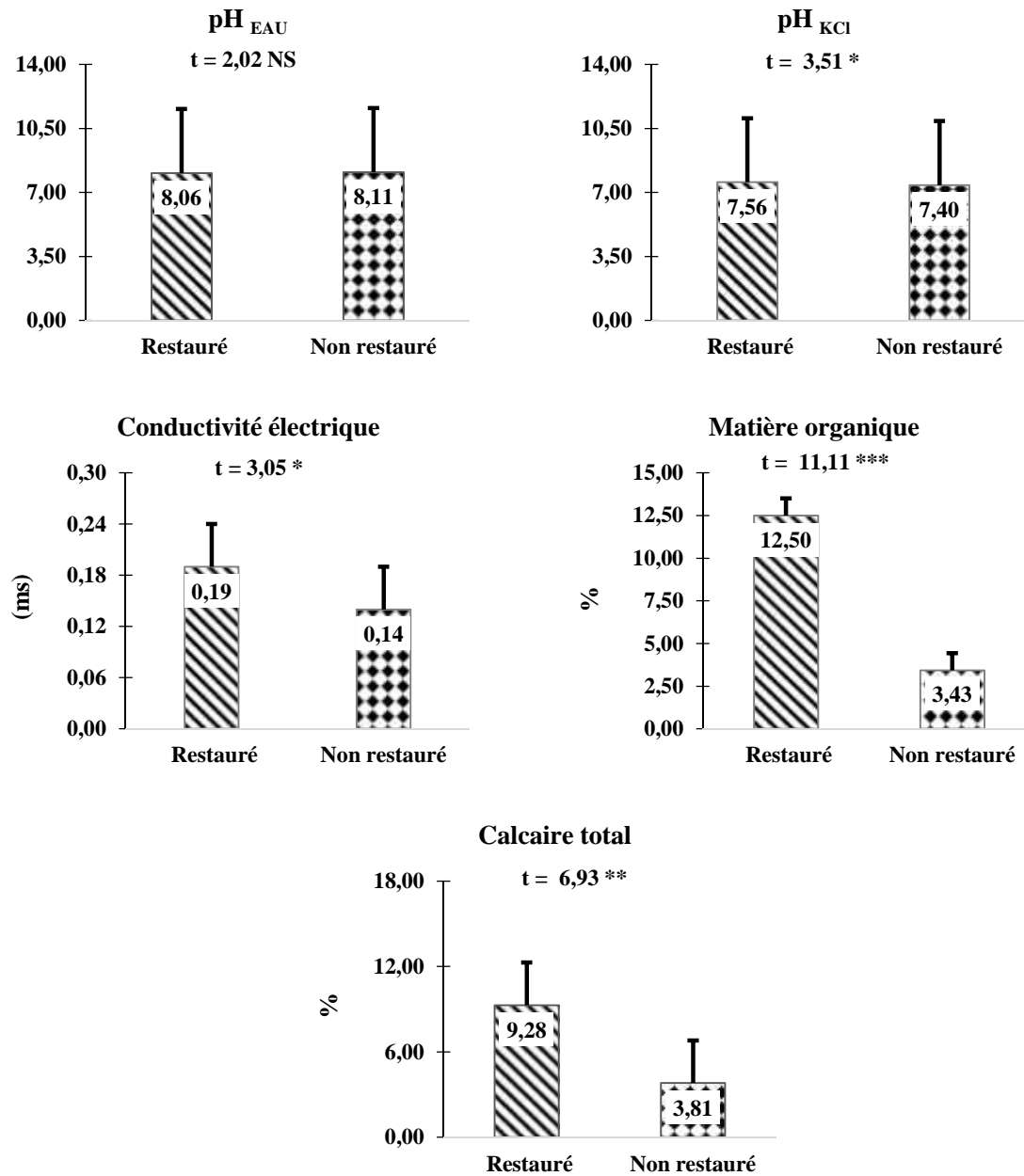


Figure 37 : Propriétés chimiques des sols affectés par la piste après leurs restaurations.

8.3 Discussion

L'effet de l'ajout de compost sur les sols affectés par les cinq contraintes étudiées a montré une amélioration au niveau des propriétés physiques du sol. Sur le plan hydrique, une augmentation globale de l'humidité et de la capacité de rétention en eau dans le sol, même si elles ne sont significatives que pour la contrainte de l'ouverture de la piste forestière. Plusieurs études convergent avec nos résultats. D'après Pandey et Shukla (2006), les effets de l'amendement organique par le compost sur le mouvement de l'eau dans un sol sableux a augmenté sa teneur en humidité dans la zone racinaire (20 cm de haut). Aussi, Agegnehu *et al.*, (2016) ajoute que la restauration des sols tropicaux dégradés par le compost a amélioré la teneur en eau de ces sols. Pour la capacité de rétention, plusieurs études tel que Aggelides et Londra (2000) ; Cogger (2005) ; Guénon (2010) et Borsali et Zadi (2014) montrent que la restauration écologique des sols dégradés par l'apport de compost maintient et augmente la capacité au champ.

L'augmentation de la capacité de rétention en eau du sol ainsi que leur humidité dans les placettes restaurées par rapport aux placettes non restaurées est le résultat direct de la teneur importante en matière organique dans le compost. Par leur particularité et surtout sa richesse en matière organique, le compost améliore les conditions physiques du sol, en particulier la capacité de rétention en eau (Giusquiani *et al.*, 1995; Cooperband, 2000). Selon Cellier *et al.*, (2012), l'utilisation d'un compost issu des déchets municipales et le déposé à la surface du sol a considérablement réduit le ruissellement et augmenté la capacité de rétention en eau dans le sol. Edwards *et al.*, (2000) ont remarqué que l'amendement de compost a augmenté considérablement l'humidité du sol qui était plus élevé dans les sites restaurés que dans les sites témoins de l'ordre de 7%. La différence de l'humidité du sol et sa capacité de rétention en eau entre les sites restaurés et non restaurés dépend de la quantité appliquée dans ces opérations (Aggelides *et al.*, 2000).

La restauration écologique par l'apport de compost a diminuée significativement la perméabilité des sols pâturés, érodés et mise à l'ouverture de la piste forestière. Dans notre région (Saïda), les résultats obtenus par Borsali et Zadi (2014) rejoignent nos résultats en confirmant que les apports de compost réduisent la perméabilité dans les sols forestiers dégradés qui appartient à l'étage bioclimatique semi-aride. Aussi Benbrahim *et al.*, (2003), ont constaté que l'épandage de compost dans des plantations de pin maritime a diminué la perméabilité du sol en surface. Dans le même sens, les sols sablonneux connus par leur grande

vitesse de percolation des eaux vers les couches profondes, peuvent être amélioré avec des apports de compost qui réduisent leur perméabilité Ouarabi et Ramdani (2017).

Nos résultats concernant les propriétés volumiques (densité apparente, densité réelle et la porosité) ont montré que l'addition de compost aux sols dégradés par l'action anthropique a diminué significativement la densité apparente des sols érodés et les sols affectés par l'ouverture de la piste forestière. Alors que pour le reste des contraintes, une légère diminution a été soulevée. De même, le compost a diminué légèrement la densité réelle, tandis que la porosité a connu une faible augmentation pour l'ensemble des cinq contraintes. D'après D'Hose *et al.*, (2012) l'ajout de compost de ferme réduit la densité apparente et augmente sa porosité. Les expériences menées par (Aggelides *et al.*, 2000) dans des zones caractérisées par un climat semi-aride ont montré que l'engrais organique produit par le compostage améliore la densité apparente et la porosité totale. Celles-ci est confirmé par Diana *et al.*, (2008) qui ont observé une diminution de la densité en cas d'application de compost. De même, Tester (1990) a déclaré que l'amendement d'un sol sableux limoneux avec du compost de boues d'épuration, la densité apparente a considérablement diminué de 45%. Mbagwu (1989) a noté que les déchets organiques incorporés au sol à raison de 10% augmentaient la porosité totale de 23%.

Les résultats de notre étude indiquent que le compost a eu un effet positif sur ces propriétés et corrobore avec les résultats de Cox *et al.*, (2001) qui ont conclu que l'application de compost sur le sol réduit sa densité apparente. Cette diminution est due selon Spaccini *et al.*, (2004) et Tejada et González (2006a, 2007) à la présence de la matière organique dans le compost qui agit comme un facteur de cimentation des particules de sol flocculées pour former des agrégats stables. La densité apparente diminue en raison de la dilution de la fraction minérale du sol plus dense et l'augmentation de la porosité due à la stabilité structurelle accrue (Tejada *et al.*, 2006a; Tejada et González, 2007).

Le compost est un matériau de plus faible densité et riche en matière organique plus ou moins fragmentée. Cette particularité améliore la structure du sol (Bouanani, 2001), augmente sa porosité totale et diminue sa densité apparente (Pagliali *et al.*, 1981). Selon Clapp *et al.*, (1986), il y a une relation étroite entre l'agrégation et le volume densité. Plus le sol est amendé par le compost, plus leur agrégation s'améliore, ce qui explique l'augmentation de la porosité totale dans notre cas.

L'ajoute de compost sur les sols affectés par l'action humaine a donné des résultats différents pour le pH_{EAU}. Une diminution significative pour la contrainte de labour, et une

fluctuation entre une hausse ou une baisse pour les autres contraintes mais elle n'est pas significative. Smiciklas *et al.*, (2002), Pattanayak *et al.*, (2001) et Yaduvanshi (2001), montrent que l'utilisation de matières organiques dans le sol diminue son pH. Ces résultats sont enregistrés aussi par Sarwar *et al.*, (2008), où ils ont conclu que l'application de compost sur des sols agricoles a abaissé son pH_{EAU} en raison de l'effet acide du compost d'autres auteurs n'ont rien enregistré comme changement dans des sols légèrement alcalins (Morera *et al.*, 2002). Inversement, une augmentation du pH du sol suite à l'ajout de compost a également été rapportée par Paris *et al.*, (1987) et Maynard (1995). Des études récentes faites sur la même thématique par Leroy, (2008) ; Tregurtha *et al.*, (2010) et D'Hose *et al.*, (2012) ont souligné que l'amendement de compost sur le sol augmente son pH. Harrison *et al.*, (1996) ; Richards *et al.*, (2000) ; Qureshi *et al.*, (2003) ; McLaren *et al.*, (2004) expliquant la baisse de pH, par l'acidification de la solution de sol suite à la minéralisation des boues, principalement la nitrification (une source de H^+) et à l'oxydation du soufre qu'elles contiennent (une autre source de H^+).

L'amendement de compost a augmenté significativement l'ensemble du pH_{KCL} , la conductivité électrique, le calcaire total et la matière organique dans les sols pâturés, érodés et les sols affectés par l'ouverture de la piste forestière. Alors que ces amendements n'ont pas eu un effet sur les sols incendiés et labourés.

L'augmentation du pH_{KCL} dans les zones restaurées corrobore avec les résultats obtenus par D'Hose *et al.*, (2014), qui montrent que l'amendement des sols dégradés par le compost augmente son pH_{KCL} . Perreault, (2016) explique les variations (augmentation ou la diminution) du pH_{KCL} des sols restaurés par l'apport de compost par sa capacité tampon, c'est-à-dire sa capacité à limiter les changements par sa rétention des cations échangeables (capacité d'échange cationique).

L'ajout de compost à des sols perturbés par l'action humaine (pratiques agricoles, déboisement, ...etc) a fait l'objet de plusieurs études tels que D'Hose *et al.*, (2014) ; Casado-Vela *et al.*, (2007) qui ont montrés que ces actions augmentent la conductivité électrique de ces sols. Cela a été considéré comme un résultat de l'addition de sels solubles lors de l'incorporation de l'amendement (Hueso *et al.*, 2014). Selon Yilmaz et Alagöz, (2010), l'amendement des sols méditerranéens par les boues résiduelles a augmenté la conductivité électrique. L'augmentation significative du calcaire total dans les parcelles restaurées est dû essentiellement à la présence de l'oxyde de calcium ($CaO = 12\%$). Selon Guerrero *et al.*, (2001) l'application de compost modifie la disponibilité du Ca à cause de la minéralisation de matière organique.

Selon la littérature, ces deux propriétés ont une relation étroite. C'est-à-dire, l'augmentation et/ou la diminution de l'une d'elle agit de la même façon sur l'autre (relation positive). L'augmentation de la conductivité électrique et le calcaire total dans les placettes restaurées par rapport aux placettes non restaurées est dû à la composition chimique de compost. Cette relation a été étudiée par Sarwar *et al.*, (2008), où ils ont remarqué que la conductivité électrique des sols des régions arides et semi-arides caractérisés par la présence de CaCO_3 dépendra de la quantité de matières organiques appliquée. La décomposition de cette matière peut convertir CaCO_3 qui est toujours présent dans ces sols en CaHCO_3 ou même à Na_2CO qui sont des formes plus solubles, par conséquent, la conductivité électrique du sol va augmenter.

L'augmentation de la teneur en matière organique dans le sol restauré est le résultat direct de la forte teneur en carbone qui est présente dans le compost. Nos résultats concordent avec les études antérieures sur l'effet de l'application de compost sur le COS (Nahar *et al.*, 2006 ; Leroy, 2008 ; Tregurtha *et al.*, 2010). L'application d'amendements organiques exogènes (en particulier matériau organiques à haute teneur en carbone organique stable) aux sols est un moyen très logique d'augmenter ou maintenir les stocks de SOC (D'Hose *et al.*, 2012). Selon Borsali et Zadi, (2014), la restauration des sols forestiers des pinèdes par le compost a augmenté significativement le carbone organique dans ces sols. L'effet de l'épandage d'un compost de bonne qualité, assure une amélioration du statut organique dans le sol et son effet peut persister pendant plusieurs années (entre 2 à 3 ans) (Guerrero *et al.*, 2001 ; Madejon *et al.*, 2003 ; Cavaleri *et al.*, 2004; Varela *et al.*, 2011). Aussi, Zaman *et al.*, (2004) ont trouvé un effet notable sur C org dans des parcelles traitées avec du compost de boues d'épuration dans une expérience de terrain de 37 ans. D'une façon générale, l'apport de compost se traduit généralement par un enrichissement en carbone, en azote et en phosphore organique et minéral du sol (Larchevêque *et al.*, 2005 ; Pascual *et al.*, 1997 ; Ros *et al.*, 2006). Cependant le niveau d'enrichissement et sa durée dépendent de la qualité du compost utilisé (Giusquiani *et al.*, 1995 ; Guerrero *et al.*, 2001).

L'effet de la restauration écologique sur les propriétés physico-chimiques des sols mises sous des pressions anthropiques par l'amendement de la matière organiques exogène, dépend de la quantité ajouté par hectare et la maturité de compost utilisé dans cette application.

8.4 Conclusion

Le sol est une ressource non renouvelable essentielle à l'activité humaine et à la survie des écosystèmes. Sa préservation nécessite une étude et un suivi basés notamment sur des indicateurs de sa qualité. Cette ressource naturelle, dans les zones semi-arides, est très limitée. Elle est soumise depuis fort longtemps, à une forte et persistante dégradation (action climatique, anthropiques, etc.), où les conséquences sont souvent répercutés sur ces propriétés physico-chimiques.

A ce titre, nous avons montré dans ce travail que l'apport de compost issu des stations d'épuration peut modifier certains paramètres physico-chimiques dans le sol.

Après un an de la mise en place de la restauration écologique sur terrain en a obtenus les résultats suivants :

L'apport de compost dans le site de surpâturage a augmenté significativement le pH_{KCL} , la conductivité électrique, le calcaire total et la teneur en matière organique. Par contre, il a diminuée significativement la perméabilité du sol de plus de la moitié. Concernant l'humidité, la capacité de rétention et la porosité totale, en a constaté une légère augmentation de ces propriétés dans les sols restaurés par rapport à leurs témoins. Tandis que, la densité apparente et la densité réelle ont augmenté dans les sites restaurés.

L'amendement des sols affecté par l'érosion hydrique a diminué significativement la densité apparente et la perméabilité. Inversement, il a causé une hausse significative de l'ensemble du pH_{KCL} , la conductivité électrique, la teneur en matière organique et le calcaire total. Alors que pour le reste des propriétés, la différence n'est pas significative sur le plan statistique.

L'ajout de compost dans la zone endommagée par l'ouverture de la piste forestière (zone côtière) a augmenté significativement l'humidité, la capacité de rétention, le pH_{KCL} , la conductivité électrique, la teneur en matière organique et le calcaire total. Alors que, la densité apparente et la perméabilité ont diminué significativement dans la zone restaurée.

La restauration des sites incendiés et labourés par le compost ont donné des résultats contraires à l'attente. Des faibles changements entre les deux sites pour les deux contraintes, à l'exception du pH_{EAU} de la contrainte de labour, qui a diminué significativement dans la zone restaurée que dans celle non restaurée.

Cette étude montre que l'utilisation de compost peut aider à la restauration d'un sol dégradé en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable. En revanche, cet effet dépend peu du type de l'action anthropique de l'état de dégradation des sols.

CHAPITRE 9

SYNTHÈSE ET DISCUSSION GÉNÉRALE

9.1 Introduction

Les écosystèmes forestiers et autres espaces boisés méditerranéens sont une composante importante des territoires. Ils contribuent au développement rural, à la réduction de la pauvreté et fournissent différents services 'monétarisables' (produits alimentaires, bois, tourisme...) aux populations méditerranéennes (FAO, 2013)

Les perturbations (incendies, tornades, chablis, attaques d'insectes...) peuvent être définies comme des événements séparés dans le temps qui entraînent une rupture brutale et imprévisible dans l'écosystème et qui remettent en cause son organisation, c'est-à-dire qui lui font dépasser ses capacités de résistance et de régulation. Elles affectent l'intégrité physique du milieu et la disponibilité de ressources, et modifient la structure des populations, des communautés et de l'écosystème (Pickett et White, 1985).

Les relations intimes que le sol crée avec les écosystèmes terrestres lui confèrent une grande importance dans la régulation des processus écologiques. Il est donc logique de considérer la "santé des sols" comme une division essentielle de la "santé d'un écosystème". (Gros, 2002).

En Algérie, les mutations socio-économiques opérées à partir de la fin des années 1960-1970, ont bouleversé les équilibres préexistants dans les milieux forestiers. L'installation de la population rurale dans ces endroits a imposée l'état d'offrir le droit aux riverains d'exploiter les forêts par la conversion des sols forestiers en terrain agricoles, ce qui lui a fait fermer les yeux sur plusieurs pratiques comme (le pâturage, les coupes illicites, l'incendie... etc.) qui compromettent ou nuisent l'écosystème forestier qui est déjà fragile.

La qualité des sols est un enjeu d'importance dans la conservation du fonctionnement et de la dynamique des écosystèmes. Sa définition et sa détermination peut aussi servir de base aux stratégies d'évaluation du risque environnemental liée à certaines pratiques humaines. (Gros, 2002). Les mauvaises pratiques dans nos forêts, se répercutent directement sur les propriétés du sol. Ces bouleversements se rapportent avec la durée et l'intensité de la contrainte. Actuellement, sur une échelle internationale, plusieurs initiatives s'orientent vers la lutte, récupération et l'amélioration des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols dégradés par les actions anthropiques. La restauration écologique vient en premier lieu et elle regroupe plusieurs axes. Donner de la valeur aux déchets ménagère, réduire la pollution et assurer une source nutritive biologique. La quantité de matière organique, sa qualité chimique et son accessibilité, sont des facteurs-clés de la dynamique microbienne des sols dégradés et de

leur reconstitution (Young *et al.*, 2005). Ainsi, l'apport de composts sur ces sols dégradés peut être une solution efficace pour restaurer leur qualité (Guénon, 2010).

Dans ce contexte, les objectifs de la thèse étaient de contribuer 1) L'évaluation de la vulnérabilité du sol de la forêt de Keroua soumise à différentes actions anthropiques, et qui nécessite une comparaison entre les propriétés physico-chimiques et biologiques de la zone affectée par la contrainte avec leur témoin, 2) L'évaluation de l'efficacité de l'apport de composts pour favoriser la restauration écologique de la qualité de ces sols anthropisés et voir si cette pratique est convenable et praticable pour toutes les contraintes. Les actions anthropiques révélées dans cette forêt sont : Le pâturage, l'incendie, le labour, l'érosion hydrique et l'ouverture des pistes forestières. Pour cela, 10 zones d'études ont été choisies dans le massif de Keroua. Chaque contrainte est représentée par deux zones d'études (affectée et témoin).

9.2 Stade de dégradation de la qualité des sols face aux différents bouleversements

Ce travail de recherche a bénéficié d'un plan d'expérience *in-situ*. Durant cette expérimentation un grand nombre de paramètres physico-chimiques (pH_{EAU} , pH_{KCl} , conductivité électrique, calcaire totale, matière organique, humidité, capacité de rétention, perméabilité densité apparente et réelle et la porosité totale) et microbiologiques (respiration basale, biomasse microbienne et le quotient métabolique) ont été étudiés afin de cerner au mieux la qualité des sols soumis à différentes actions anthropiques.

Les analyses menées au laboratoire et les observations de terrain ont permis de faire les constatations suivantes :

Le pH_{EAU} et le pH_{KCl} sont plus sensibles aux variations dues aux actions anthropiques. L'ouverture des pistes et le labour ont augmenté significativement le pH_{EAU} . Deux causes sont à l'origine de cette hausse : le retournement du sol par le labour qui met les couches les plus basses et les plus proches de la roche mère quelle est de nature calcaire en haut. Ainsi que, les matériaux ajoutés au sol forestier lors de l'ouverture de la piste (le stérile) qui présente un pH alcalin. Pour le pH_{KCl} , le labour et l'érosion hydrique ont diminués significativement ce paramètre. Les sols labourés et érodés sont trop sensibles aux effets des précipitations et le ruissellement, ce qui explique que les ions solubles (Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Cl^- , HCO^{-3}) sont soit lessivés ou percolés dans les couches profondes du sol.

Les résultats de la conductivité électrique ont montré qu'elle n'a pas été affectée significativement. Une légère diminution a été révélée pour toutes les contraintes sauf que dans

les sols érodés, on a enregistré une faible augmentation. Toutes les valeurs de la conductivité électrique qu'elles soient dans les zones soumises à l'effet des contraintes, soit dans les zones prises comme des témoins, nous ont montré que ces sols ne présentent aucune salinité.

L'impact des actions anthropiques sur la teneur en matière organique dans le sol était prévisible. Une diminution significative pour l'ensemble des contraintes à l'exception de l'érosion hydrique où on a enregistré une augmentation significative de sa teneur dans la zone érodée. Les raisons de cette diminution diffèrent en fonction des différences qui existe entre les contraintes. Les herbivores consomment la grande partie de la production primaire des plantes dans les pâtures, et par cet effet, elle diminue le taux de la matière organique en provenance de la litière. Au moment de l'incendie, une grande partie de la matière organique dans le sol est éliminée, via la combustion totale de la végétation et de la litière. Après le passage du feu, et sous l'effet de la topographie de notre zone qui présente une pente importante, l'érosion hydrique a transportée le reste des cendres par le ruissellement et les acheminent vers la zone de dépôt. Le retournement du sol par le labour, entraîne l'incorporation de la litière et de la matière organique qui se trouve dans la couche superficielle vers les couches les plus profondes dans le sol. L'ouverture de la piste nécessite plusieurs pratiques, et surtout le décapage du sol dans le linéaire de la piste ainsi que, dans ses côtés. Cette action élimine la couche superficielle riche en matière organique et en litière. Les taux élevés de la matière organique enregistrés dans la zone érodée, est expliqué que par le fait que, cette zone semble à la fois, une zone d'érosion et zone de dépôt.

Les résultats obtenus par l'analyse du calcaire total, ont montré que les cinq actions anthropiques non pas d'effet significative sur ce paramètre. Une légère diminution a été soulevée dans la zone incendiée, labourée et pâturée. Tandis que, dans la zone érodée et le sol adjacent à la piste, une légère augmentation a été enregistrée dans ces deux dernières zones. Ce qui est important a noté que le sol dans toutes les zones étudiées (affectée et témoin) ne dépasse le statu de modérément calcaire ($\text{CaCO}_3 < 25\%$).

La teneur en eau dans le sol est considérée comme un facteur sensible à la modification d'usage du sol. Nos résultats ont montré que l'humidité du sol a diminuée significativement dans la zone pâturée, incendiée ainsi que dans le sol affecté par l'ouverture de la piste forestière. De même, une légère diminution a été soulevée dans le sol labouré. Contrairement, une faible augmentation de la teneur en eau a été enregistrée dans la zone érodée. Pour la capacité de rétention en eau du sol, le surpâturage est la seule action anthropique qui a diminué significativement ce paramètre. On a enregistré une faible diminution dans la zone incendiée, labourée et dans la zone adjacente à la piste forestière. Tandis qu'elle a augmentée légèrement

dans la zone érodée. Dans notre étude, le facteur principale qui contrôle l'humidité du sol et sa capacité de rétention en eau, c'est la matière organique. La relation entre ces propriétés est étroitement liée. L'augmentation ou la diminution de l'humidité et la capacité de rétention en eau dans le sol dépendent de leur taux en matière organique. Plus le sol est riche en matière organique, plus ces deux propriétés augmentent, et le contraire semble correcte.

La perméabilité du sol a été augmentée significativement sous l'effet du surpâturage et dans la zone qui se situe à côté de la piste forestière. Alors que, pour le reste des contraintes, en a enregistré une faible diminution par rapport à leurs témoins. Réellement, c'est difficile, d'interpréter ces résultats et déterminer, est ce que l'augmentation ou la diminution représente le point positif pour le sol. Pour répondre sur cette question, il faut prendre un nombre d'échantillons important et de bien détailler au niveau des analyses surtout la texture et la structure du sol.

D'une manière générale, la densité apparente et la densité réelle, ont connus une augmentation dans toutes les zones soumise aux actions anthropiques misent en étude, à l'exception de la zone érodée où la densité apparente a légèrement diminuée. Proportionnellement, la porosité totale a diminuée dans les zones qui présentent des densités élevées et augmentée dans la zone soumise à l'action de l'érosion hydrique. Dans la zone labourée, pâturée et dans la zone affectée par l'ouverture de la piste forestière. L'augmentation est due essentiellement au piètement des cheptels lors de son déplacement dans les pâtures, et au passage des engins agricoles et le machinisme utilisé dans l'ouverture de la piste. Par conséquent, la taille des pores dans le sol sont réduit ce qui peut affecter aussi le bilan hydrique dans le sol.

Les résultats des analyses biologiques ont montré que le surpâturage, l'incendie, le labour, l'érosion hydrique et le sol affecté par l'ouverture de la piste forestière présentent des effets négatifs sur la respiration basale, la biomasse microbienne et le quotient métabolique. Les taux faibles de matière organique et de l'humidité ainsi que les valeurs élevées de la densité apparente dans ces sols sont à l'origine de cette diminution significative. Ces résultats sont confirmés par les valeurs élevées recordées pour le quotient métabolique dans les zones affectées par les cinq contraintes. Ce quotient qui a pour objectif de déterminer l'efficacité des microorganismes à utiliser le carbone disponible dans le sol. Des valeurs élevées indiquent une population stressée, alors que, les faibles valeurs indiquent une population microbienne stable avec une bonne efficacité d'utilisation du carbone labile dans le sol. Donc, les faibles taux de respiration basale, la réduction de la biomasse microbienne et le stress confirmé par le quotient

métabolique, sont dus à la perte de la source de nutrition, et les déficits enregistrés au niveau de la disponibilité de l'eau et de l'air dans les sols perturbés par les actions anthropiques.

Sur la base des résultats obtenus par cette étude, on a remarqué qu'il existe une certaine relation entre les actions anthropiques et les propriétés du sol. Vue les changements constatés au niveau des propriétés physico-chimiques et biologique, on peut classer les contraintes en deux groupes. Le premier c'est le groupe des actions anthropiques permanentes, il regroupe le surpâturage, le labour, l'érosion hydrique et l'ouverture des pistes forestière. Ce qui caractérise ce groupe, leurs effets qui ne cesse plus sur le sol, dont, leurs propriétés n'ont pas le temps pour se reconstituer. Le deuxième groupe c'est le groupe des actions anthropiques occasionnelles. Dans notre cas, il regroupe uniquement l'incendie qui est caractérisé par une courte durée. Après l'effet de la contrainte, les propriétés du sol endommagé auront le temps pour se reconstituer.

On peut aussi constater que les propriétés du sol présentent un degré de sensibilité face aux différentes contraintes. Les plus sensibles aux variations anthropiques sont les propriétés biologiques (respiration basale, biomasse microbienne et le quotient métabolique) suivie par les propriétés chimiques (matière organique, pH_{EAU} et le pH_{KCl}) et finalement, les propriétés physiques (humidité et la densité apparente).

9.3 Vulnérabilités des forêts des zones semi arides aux perturbations d'origine anthropique

Cette étude qui a pour objectif principal, de montrer les effets des actions anthropiques sur la qualité des sols forestiers et d'évaluer l'efficacité de l'apport de compost comme un moyen écologique, pour la récupération et l'amélioration des propriétés physico-chimiques et biologiques de ces sols dégradés. Au cours des sorties sur terrain, et dans le cadre de la réalisation de cette étude, le choix et la localisation des contraintes (surpâturage, incendie, labour, érosion hydrique et l'ouverture des pistes forestiers), a attiré notre attention, aux changements visuels au niveau de la physionomie des formations forestières entre les zones affectées par les contraintes et les zones témoins. Pour cela, on a décidé de décrire brièvement ces changements citant quelques exemples pour chaque action anthropique.

D'une manière générale, la physionomie de la formation forestière est en rapport avec le type de l'action anthropique. Par effet décroissant, ils viennent en premier lieu, les zones incendiées et les zones labourées. Dans ces deux zones on a remarqué une absence totale de la strate arborée représentée essentiellement par l'espèce dominante qui le pin d'Alep, et son remplacement par une strate herbacée dans la zone incendiée (e.g *Thapsia garganica* L ;

Anagalismonelli ; *Urgineafugax* MORIS). Une strate sous arbustive s'installe aussi durant les premières années avec la dominance des cistes comme l'a montré Bekdouche (2010). La reprise rapide de ces espèces pyrophytes est favorisée par la germination massive des graines à partir de leur banque de semence du sol dont la levée de dormance est assurée soit par le choc thermique (Auldet O'Connell, 1991 ; Keeley et Bond, 1997 ; Herranz et al., 1998), soit par l'insolation forte des milieux dénudés (Bazzaz, 1998) ou encore par la fumée produite par la combustion de la végétation (Crosti et al., 2006).

Les pratiques culturales et les coupes sélectives (MitjaetHladik, 1989 ; Carrière et al., 2002a, b) sont des facteurs déterminants dans l'installation et dans l'évolution de la végétation pionnière. L'environnement immédiat joue également un rôle dans la reconstitution de la végétation en particulier la proximité aux sources de graines (MitjaetHladik, 1989). Dans la forêt mise en étude, on note l'apparition de la strate herbacée dans les zones labourées lorsqu'elles sont abandonnées. Selon Randriamalala et al., (2007) la végétation se régénère plus vite à la faveur de longues jachères (> 10 ans) et de phases de culture antérieures courtes (nombre d'années de culture = 3 ans) et peu perturbatrices (sans labour) au sein d'une dynamique de succession végétale.

En deuxième position, viennent l'érosion hydrique et l'ouverture de pistes forestières. Dans ces zones on trouve la présence de la strate arborée mais avec une faible densité. Les coupes du bois sont à l'origine de cette diminution, que cela soit, pour des raisons d'aménagement de la forêt, soit les coupes illicites par la population riveraines. Un rapport universitaire (Koffi et al., 2004) estime à 10% la surface perturbée par le réseau de piste principale, et 56% la surface perturbée par les réseaux secondaires. Cette différence est principalement expliquée par les différents types de réalisation du gestionnaire pour les pistes principales destinée à l'exploitation. Koffi et al., (2004) ont mis en place une étude sur les dégâts occasionnés sur les forêts résiduelles, notamment au niveau du nombre de tiges par hectares perturbés. De part et d'autre, l'emprise de la piste, un niveau des dégâts sur tige égale à 32% sur la zone exploitée a été atteint. Pour la strate herbacée, elle est moyennement présente, avec des caractères très impressionnants. La hauteur de la partie aérienne est très réduite (ne dépasse pas les 15cm), peu de feuille et la grande partie aérienne des plantes est formée par des tiges subirifiées (e.g : *Ferulacommunis* L ; *Convolvulus lineatus* L ; *Hordeummurinum*). Ces formes d'adaptation des plantes sont les résultats négatifs des actions anthropiques qui ont diminuées les réserves d'eau dans le sol par l'exposition de cette végétation aux effets directs des rayonnements solaires qui augmentent l'évapotranspiration dans ces zones, ainsi que,

l'accroissement de la densité apparente et la réduction des pores (qui retient de l'eau assimilable par les plantes) dans le sol par le fait du piétinement et au passage des véhicules.

Finalement, en trouvant la zone de pâturage, cette zone représente une forme intermédiaire entre les zones citées auparavant et les sites non perturbés par l'action anthropique. On trouve les trois strates principales. La présence d'une strate arborée représentée par le *Pinus halepensis* MILL ; *Quercus rotundifolia*, arbustives (*Juniperus oxycedrus* ; *Quercus coccifera* ; *Phillyrea angustifolia*). Différents travaux ont montré que les herbivores, à travers le prélèvement de la biomasse végétale, le piétinement du sol et le dépôt d'urine et de fèces, ont d'importants effets sur les caractéristiques de la végétation (Fournier *et al.*, 2001 ; Zoffoun *et al.*, 2013). Les observations faites de 1995 à 2010 par Boulaacheb (2013) ont ainsi montré une modification de la physionomie du djebel Mégriss (Algérie), et en particulier une augmentation de l'abondance et de la dominance de l'asphodèle. Le pâturage excessif au cours des quinze dernières années est à l'origine de cette dégradation. Pour les espèces végétales herbacées notées dans cette zone, on a remarqué la prolifération de quelques espèces qui sont considérées comme des espèces indicatrices au surpâturage, indiquant parmi elles (*Stipa tenacissima* L ; *Ampelodesmos mauritanicus* Poir ; *Asphodelus albus* Mill ; *Chamaerops humilis*). Cette prolifération est due d'une part, à l'effet des herbivores qui privilégient de consommer quelques espèces par rapport aux autres. D'autre part, aux effets des apports des excréments et des faciès par les cheptels qui sont très riches en nitrate, et cela favorise le développement des espèces bien précises. La défoliation des plantes par les herbivores affecte non seulement la distribution, la biomasse et l'activité racinaire, mais aussi le rapport biomasse racinaire/biomasse aérienne (Guitian et Bardgett, 2000).

Les placettes témoins, représentent les zones bien venantes marquées par une richesse en espèces végétales et une bonne stratification verticale. La strate arborée dominée essentiellement par le *Pinus halepensis* MILL. Une strate arbustive (*Pistacia lentiscus* ; *Phillyrea media* ; *Juniperus oxycedrus* ; *Quercus coccifera*). Une strate sous arbustive (*Rosmarinus tournefortii* ; *Ampelodes mauritanicus* ; *Asparagus acutifolius* L ; *Zizphus lotus* L ; *Genista quadriflora*). Une strate herbacée (*Hordeum murinum* ; *Euphorbia* sp ; *Pallenisspinosa* L ; *Sinapis arvensis* ; *Lonicera implexa* ; *Inula viscosa* ; *Thapsia garganica*). Cette diversité en matière d'espèces et la présence des différentes strates, montrent que ces zones présentent des conditions optimales pour leur développement ce qui leur assurent une voie stable vers une évolution progressive. On trouve aussi dans les zones protégées, une bonne production primaire, qui va devenir par la suite une litière, qui joue le rôle d'un magasin d'eau, d'éléments nutritifs ainsi que le gîte ou le lit pour les semences des végétaux.

Les différences soulevées entre les zones soumises à l'action anthropique et les zones qui restent encore loin d'elles sont claires. Donc, les scénarios futurs de nos forêts si ces actions prennent une aire plus vaste et plus de force sont présentes. Une perte énorme de la strate arborée par le défrichement déclenche toute une chaîne de dégradation. Une évolution régressive jusqu'à la dernière étape, celle d'un sol nu.

9.4 Degré d'efficacité de la restauration de la qualité des sols par l'apport de compost

En Algérie, l'épandage de boues n'est pas toujours envisageable. L'utilisation de compost dans le domaine agricole d'autant a augmenté. Alors que, leur application en milieu forestier soit pour maintenir ou favoriser une reprise rapide de la végétation forestière, soit pour fertiliser les sols qui sont déjà naturellement pauvres, reste jusqu'à présent une particularité.

Afin de prévenir et limiter les risques de contamination du sol. On a utilisé des apports de composts avec des faibles doses (23t/ha), soit 2,3kg par 1 mètre carré.

La synthèse générale des résultats obtenus par ces apports pour les différentes contraintes étudiées nous a montré qu'après un an :

Les propriétés chimiques représenté par le pH_{KCl} , conductivité électrique, matière organique et le calcaire totale, ont une tendance à augmenter après l'application de compost. Signalant que, cette augmentation est significative pour les contraintes suivantes : l'érosion hydrique, surpâturage et l'ouverture de la piste forestière.

Le pH_{EAU} a marqué des fluctuations entre augmentation, diminution et des valeurs presque égales. Notant ici que ces changements ne sont pas significatifs, à l'exception de la contrainte labour où on a enregistré une diminution significative après l'apport de compost.

Pour les zones affectées par l'incendie et le labour. L'ajoute de compost n'a eu aucun grand effet sur les propriétés chimiques du sol. Mais d'une façon générale, il a augmenté ces derniers.

L'amendement de compost et leur effet sur les propriétés chimiques du sol dépend essentiellement sur sa composition chimiques (teneur en matière, CaO, P, N, ...etc.), et l'influence des facteurs climatiques (précipitation et température) dans la zone mise en étude.

Les changements soulevés au niveau des propriétés chimiques des sols restaurés est le résultat de la combinaison entre deux influencent : d'une part, la forte teneur de l'oxyde de calcium contenue dans notre compost utilisé (CaO= 12%), et leur lessivage dans le sol. D'autre

part, la minéralisation de la de matière organique, principalement la nitrification qui libère les H⁺.

Les propriétés physiques du sol ont changé après l'ajoute de compost. La densité apparente a diminué dans toutes les contraintes, signalant ici qu'elle est significative pour les contraintes de l'érosion hydrique et l'ouverture de la piste forestière, et légère pour les restes. La densité réelle n'a pas été affectée significativement par l'apport de compost dans toutes les actions anthropiques. Une faible diminution a été enregistrée après la restauration de la zone incendiée, labourée et affectée par l'ouverture de la piste forestière. Tandis qu'elle a augmenté pour les deux contraintes restaurées qui restent. Une faible augmentation a été enregistrée pour la porosité totale dans toutes les actions anthropiques restaurées sauf dans la zone de surpâturage. On peut dire ici que l'amendement de compost porte un effet positif sur les propriétés volumiques des sols même si les nos résultats ne sont pas significatifs dans tous les cas étudiés.

Après l'application de compost, la teneur en eau dans le sol n'a augmenté significativement que dans la zone affectée par l'ouverture de la piste forestière. Pour les autres contraintes, une légère augmentation a été enregistrée pour l'incendie, l'érosion hydrique et le surpâturage. Tandis que, l'humidité dans la zone restaurée (contrainte de labour) a connu une faible diminution.

La capacité de rétention en eau dans le sol a augmenté significativement après l'apport de compost dans les zones affectées par l'érosion hydrique et l'ouverture de la piste forestière. Une légère augmentation dans les zones restaurées (incendie et surpâturage). Alors qu'elle a diminuée dans la zone restaurée (labour).

L'apport de compost a diminué significativement la perméabilité du sol pour les contraintes de l'érosion hydrique, l'ouverture de la piste forestière et le surpâturage. De même, mais légèrement pour l'incendie. Tandis qu'elle a augmentée dans la zone restaurée de labour.

L'effet de l'apport de compost sur les propriétés physiques des sols dégradés par les actions anthropiques est perceptible. Des améliorations en gros au niveau de ces propriétés. Par leur structure meuble, le compost a réduit la densité apparente et augmente la porosité ce qui assure une bonne aération et favorise l'infiltration de l'eau dans le sol.

La matière organique contenu dans le compost a joué le rôle majeur par la reconstitution des pôles humique qui augmente l'humidité et la capacité de rétention en eau dans le sol. Même la diminution de la perméabilité du sol est considérée comme effet bénéfique dans ces sols

connu par leur forte perméabilité, à cause de leur structure qu'elle est généralement sableuse. La matière organique donne au sol plus de temps à retenir l'eau que de s'infiltrer rapidement.

D'après nos résultats, on conclut que les propriétés du sol ont réagi de façon différente face à l'ajoute de compost. Les propriétés chimiques sont elles les plus sensibles a ce genre d'amendement par le fait de la composition minérale de compost. Apres, on a les propriétés physiques où leurs changements est conditionné par le taux de la matière organique qui provient de la dégradation du compost.

En matière d'efficacité de la restauration écologique des actions anthropiques étudiées par l'apport de compost. On peut dire, que cette opération est efficace pour restaurer les aménagements faits au sein de la forêt et plus particulièrement, les sites qui se trouvent aux alentours des pistes. Ainsi que les zones misent en pâturage et les zones touchées par l'érosion hydrique. Alors que, la restauration des zones incendiées et labourée par le compost, cela ne semble pas efficace.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

La problématique de dégradation des terres en zone semi-aride est considérée comme étant l'un des pires fléaux environnementaux. Les activités sont constamment influencées par la démographie, l'économie, les technologies, les politiques et les cultures locales. La combinaison et l'interaction entre ces variables représente le majeur problème de perte des massifs forestiers et la dégradation de ces sols.

L'impact des pressions anthropiques, est très ressenti dans notre pays qui est en voie de développement, et se traduit par une grande colonisation des parcours forestiers par une population rurale extrêmement dépendante dans sa vie quotidienne de ces forêts.

Les objectifs de la thèse étaient de mettre en évidence les principales actions anthropiques menées dans la forêt de Keroua, d'évaluer les effets de ces actions sur la qualité de ces sols forestiers, ainsi qu'une proposition de restauration écologique par l'apport de compost et d'évaluer aussi leur efficacité pour récupérer leur qualité physique, chimiques et biologiques.

Les observations préliminaires sur terrain, montrent un changement dans la structure de la formation forestière. Une disparition quasi-totale de la strate arborée dans tous les sites affectés par l'action anthropique, ce qui perturbe l'équilibre et le fonctionnement dans ces écosystèmes et rendre leur retour à l'état initial difficile.

La conversion des parcours forestiers en terrain agricole se traduit généralement par la culture sur brûlée, c'est-à-dire provoqué un feu pour avoir des surfaces agricoles, la grande charge pastorale qui utilise la forêt comme parcours et les aménagements au sein des forêts. Les cinq types de perturbations anthropiques, ont conduit à un bouleversement important des propriétés du sol. D'une manière générale, une augmentation de la densité apparente et une diminution de la teneur en eau dans le sol, la matière organique, la respiration basale et la biomasse microbienne.

Les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol sont fortement liées. Le moindre changement dans l'un de ces derniers va systématiquement se répercuter négativement sur les autres propriétés. L'hétérogénéité du milieu, déterminée par les propriétés physico-chimiques et la dynamique de la végétation, influence considérablement la réponse des microorganismes face aux différentes perturbations. L'altération du milieu de vie des microorganismes par une insuffisance en l'eau, l'air et de la matière organique est traduite par une régression des activités respiratoire, une diminution de la biomasse microbienne et des valeurs élevées du quotient métabolique dans ces sols. En peut dire ici, que les propriétés biologiques du sol sont vraiment

sensibles aux faibles variations et peuvent servir comme indicateur de santé du sol par excellence.

Notre étude sur les modifications des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols forestiers sous l'effet du surpâturage, l'incendie, le labour, l'érosion hydrique et l'ouverture des pistes forestières, a montré qu'elles ont provoqués des changements importants surtout sur le plan biologique du sol. Au-delà, on a entamé la deuxième partie de notre travail, qui est la restauration écologique de ces sols dégradés par l'apport de compost.

Après une année de la restauration écologique des sols dégradés par une quantité équivalente de 23 tonnes de compost par hectare. Cet apport issu des stations d'épuration peut améliorer certains paramètres des sols dégradés par des actions anthropiques. Cette étude aboutit à quelques conclusions.

L'amendement de compost semble efficace que pour les zones dégradées par le surpâturage, l'érosion hydrique et l'ouverture des pistes forestières. Alors que pour les zones incendiées et labourées, leurs restaurations à l'aide de compost ne présentent aucun effet important.

Les grands changements ont été enregistrés au niveau des propriétés chimiques qui ont augmenté. La hausse du taux de la matière organique dans le sol est un bénéfice. Alors que, l'augmentation du pH_{KCl} , le calcaire total et la conductivité électrique sont des signes qui peuvent être inquiétants malgré qu'ils non pas atteints des valeurs critiques. Concernant les propriétés physiques, une amélioration au niveau des masses volumiques du sol représentées par une diminution de la densité apparente et une augmentation la porosité totale va réduire la compaction du sol. L'humidité et la capacité de rétention en eau du sol ont aussi augmenté. Tandis que la perméabilité à diminué. Le changement du statut hydrique et leur mouvement dans le sol converge vers une amélioration due aux apports de compost.

Perspectives

Suit à cette étude, et l'expérience acquise. Nos perspectives seront adressées aux futures études sous forme de conseils et de propositions.

- La chose la plus importante à apprendre avant de commencer la partie expérimentale d'un projet de restauration, c'est qu'au moment de sa mise en place sur terrain, il faut prendre avec une grande importance la présence de la végétation ou leur absence et la topographie du terrain afin de prévenir le risque de la perte de compost ;

- Une étude chronologique est préférable dans ce genre d'étude ;

- Envisager une étude détaillée sur l'effet de compost sur la mobilité des éléments échangeables sur le volet nutritionnel des plantes, ainsi que le risque potentiel de contamination qui pourrait être associé à l'application d'une quantité très élevée de boues ;

- L'apport de compost favorise la restauration des sols forestiers dégradés et constitue au même temps une solution encourageante pour recycler ces déchets anthropiques. Dans ce contexte, nous proposons d'utiliser d'autres types de matière organique comme les déchets ménagère ou les déchets provenant de la taille des arbres des tissus urbains. Et cela pour éliminer soit leur enfouissement ou leur incinération ;

- Le compost dans leur emplacement ne réagit pas uniquement avec les propriétés du sol. Mais aussi avec les différents compartiments de l'écosystème (animaux et végétations). Ces compartiments pourraient être pris comme sujets de leur réaction écotoxicologiques vis-à-vis de l'apport de compost ;

- Ce type d'étude pourrait être élargi par le changement de types d'amendements en fonction de la thématique étudiée ainsi que la manière dont elle est déposée dans le sol. Par exemple, l'utilisation des pailles au lieu de compost pour restaurer les milieux affectés par l'érosion hydrique, et d'adopter deux méthodes de dépôts (sur le sol et incorporé dans le sol).

REFERENCES

BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- Abbas K. 2004. *La jachère pâturée dans les zones céréalières semi-arides : Pour une approche de développement durable*. In Ferchichi A. (comp.). Réhabilitation des pâturages et des parcours en milieux méditerranéens = Rangeland and pasture rehabilitation in Mediterranean areas .Zaragoza (Spain) : CIHEAM-IAMZ, 2004. p. 169-173 : 11
- Abdallah, F., Noumi, Z., Ouled-Belgacem, A., Michalet, R., Touzard, B., & Chaieb, M. (2012). The influence of *Acacia tortilis* (Forssk.) ssp. *raddiana* (Savi) Brenan presence, grazing, and water availability along the growing season, on the understory herbaceous vegetation in southern Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 76, 105-114.
- Abdelguerfi, A., & Ramdane, S. (2003). Evaluation des besoins en matière de renforcement des capacités nécessaires à l'évaluation et la réduction des risques menaçant les éléments de la diversité biologique en Algérie. *Rapport de consultation dans le cadre du projet PNUD-FEM-MATE, ALG97 G*, 31.
- Abdellaoui Z., Tissekrat H., Belhadj A. et Zaghouane O. 2010. Etude comparative de l'effet du travail conventionnel, semis direct et travail minimum sur le comportement du blé dur. Actes du 4 ème rencontre méditerranéen du semis direct. Sétif, Algérie, du 3 à 5 mai 2010 p, 68-82
- Aber, J., Christensen, N., Fernandez, I., Franklin, J., Hidinger, L., Hunter, M., . . . Perry, D. (2000). Applying ecological principles to management of US national forests.
- Abu-Ashour, J., Lee, H., 2000. Transport of bacteria on sloping soil surfaces by runoff. *Environ. Toxicol.* 15, 149–153
- Acherkouk, M., & El Houmaizi, M. (2013). Évaluation de l'impact des aménagements pastoraux sur la dynamique de la production des pâturages dégradés au Maroc oriental. *Revue internationale d'écologie méditerranéenne International Journal of Mediterranean Ecology*, 39(2), 69.
- Adani, F., Genevini, P., Ricca, G., Tambone, F., & Montoneri, E. (2007). Modification of soil humic matter after 4 years of compost application. *Waste Management*, 27(2), 319-324.
- Agegnehu, G., Bass, A. M., Nelson, P. N., & Bird, M. I. (2016). Benefits of biochar, compost and biochar–compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 543, 295-306.
- Aggelides, S. M., & Londra, P. A. (2000). Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource technology*, 71(3), 253-259.
- Ahmad, W. and F. Khan. 2009. Managing soil fertility for sustained crop productivity on eroded lands of District.
- Aidoud A., Le Floc'h E., Le Houerou H.N., 2006. Les steppes arides du nord de l'Afrique [the arid steppes of northern Africa]. *Science et changements planétaires/ Sécheresse* 17: 19-30.
- Aidoud, A. (1993). Pâturage et désertification des steppes arides en Algérie: cas de la steppe d'alfa (*stipa tenacissima* L.). *Paralelo* 37(16), 33-42.

- Allen, H. D. (2001). *Mediterranean ecogeography* Harlow: Prentice Hall.
- Amghar, F., Forey, E., Margerie, P., Langlois, E., Brouri, L., & Kadi-Hanifi, H. (2012). Grazing exclosure and plantation: a synchronic study of two restoration techniques improving plant community and soil properties in arid degraded steppes (Algeria). *Revue d'écologie*.
- Amghar, F., Langlois, E., Forey, E., & Margerie, P. (2016). La mise en défens et la plantation fourragère: deux modes de restauration pour améliorer la végétation, la fertilité et l'état de la surface du sol dans les parcours arides algériens. *Base*, 20(3), 386-396.
- Ampoorter, E., De Schrijver, A., De Frenne, P., Hermy, M. & Verheyen, K. – 2011. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. *Ecological Engineering*, 37(11):1734-1746.
- Anderson, J., & Domsch, K. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10(3), 215-221.
- Andrade, D. S., Colozzi-Filho, A., & Giller, K. E. (2003). The soil microbial community and soil tillage. *Soil tillage in agroecosystems*, 51-81.
- Andrews S., Karlen D., Cambardella C., 2004. The Soil Management Assessment Framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America* 68:1945–1962.
- Antipolis, S. (2003). Les menaces sur les sols dans les pays méditerranéens. *Plan bleu*, 80.
- Aparicio, V., & Costa, J. L. (2007). Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research*, 96(1-2), 155-165.
- Arabi M. et Roose E. 1989. Influence de quatre systemes de production mediterraneennes de moyenne montagne algerienne. *Bulletin Reseau Erosion* 9 ; 39-51
- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle C., Pontanier, R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology* 1, 8-17.
- Arrouays, D., & Ranger, J. (2014). La qualité des sols forestiers face aux changements globaux. *Revue Forestière Française*.
- Assessment, M. E. (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5): Island press Washington, DC:.
- Aubert G. 1950. Les sols des régions semi-arides d'Afrique et leur mise en valeur, Paris, 15 p.
- Aubert G. 1960. Les sols de la zone aride, étude de leur formation, de leurs caractères, de leur conservation. Actes coll. Unesco de Paris sur les problèmes de la zone aride, 127- 150.
- Aubert, G. (1951). Les sols des régions semi-arides d'Afrique et leur mise en valeur.
- Auld T.D & O'Connell M.A., 1991. Predicting patterns of post-fire germination in 35 eastern Australian Fabaceae. *Aust. J.Ecol.*, 16 :53-70 .
- Badía, D., & Martí, C. (2003). Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management*, 17(1), 23-41.

- Bahri H. et Annabi M., (2011). Effet des boues urbaines sur la mouillabilité et la stabilité structurale d'un sol cultivé. *Etude et Gestion des Sols*. Vol. 18. n.3. pp. 7-15
- Baker, G., Brown, G., Butt, K., Curry, J. & Scullion, J. – 2006. Introduced earthworms in agricultural and reclaimed land: their ecology and influences on soil properties, plant production and other soil biota. *Biological Invasions*, 8:1301-1316.
- Bardgett, R. D., & Wardle, D. A. (2003). Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. *Ecology*, 84(9), 2258-2268.
- Barik, K., Aksakal, E. L., Islam, K. R., Sari, S., & Angin, I. (2014). Spatial variability in soil compaction properties associated with field traffic operations. *Catena*, 120, 122-133.
- Bastias, B. A., Huang, Z. Q., Blumfield, T., Xu, Z., & Cairney, J. W. (2006). Influence of repeated prescribed burning on the soil fungal community in an eastern Australian wet sclerophyll forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(12), 3492-3501.
- Battignelli J.P., Spence J.R., Langor D.W., Berch S.M. (2004): Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. - *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 1136-1149.
- Baumer, M. (1987). *Le rôle possible de l'agro-foresterie dans la lutte contre la désertification et la dégradation de l'environnement*. Wageningen – Pays bas Centre technique de coopération agricole et rurale.
- Beare, M. H., Neely, C. L., Coleman, D. C., & Hargrove, W. L. (1990). A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biology and Biochemistry*, 22(5), 585-594.
- Bejarano, L., Murillo, A. M., & R Villar, J. (2005, June). Crecimiento de plántulas de *Quercus pyrenaica* bajo distintos niveles de radiación y compactación del suelo. In *Congresos Forestales*.
- Bekdouche F., 2010. *Evolution après feu de l'écosystème subéaral de Kabylie (Nord Algérien)*. Thèse de Doctorat en sciences agronomiques. Université Mouloud Mammerie de TiziOuzou. Algérie
- Belnap, J. (1995). Surface disturbances: their role in accelerating desertification. *Environmental monitoring and assessment*, 37(1-3), 39-57.
- Benabdeli K., 1996- Evaluation écologique des paysages, classification, potentialités et aménagement du territoire. Sem. Rég. Aménag. Terr. C.N.T.S. Arzew, 14 mai., 7 p.
- Benbrahim, M., Denaix, L., Carnus, J. M., Timbal, J., Chossat, J. C., Scheifler, R., ... & Lolive, J. (2003). Effets environnementaux des épandages de boues de stations d'épuration en plantation de pin maritime. *Agriculture et épandages de déchets urbains et agro-industriels*, 95-105.
- Benchetrit, M. (1972). *L'érosion actuelle et ses conséquences sur l'aménagement en Algérie* (Vol. 11): Pr. Univ. de France.
- Benitez-Malvido J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology*, 12 (2) : 380-389.
- Bennett, B. (2017). Deforestation and climate change. 12. Retrieved from website : climate.org/wpcontent/uploads/2017/04/deforestationfinal_r1.pdf

- Benterrouche I., (2007). Réponses écophysiologicals d'essences forestières urbaines soumises à une fertilisation avec les boues d'épuration. Thèse de Magister : Université Mentouri de Constantine. 179 p.
- Berger, M., Belem, P. C., Dakouo, D., & Hien, V. (1987). Le maintien de la fertilité des sols dans l'Ouest du Burkina Faso et la nécessité de l'association agriculture-élevage. *Coton et fibres tropicales*, 42(3), 201-210.
- Bernoux, M., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., Neto, M.S., Metay, A., Perrin, A.S., Scopel, E., Tantely, R., Blavet, D., Piccolo, M.C., 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil: a review. *Agron. Sustain. Dev.*, 75–85.
- Bever, J. D. (2003). Soil community feedback and the coexistence of competitors: conceptual frameworks and empirical tests. *New Phytologist*, 157(3), 465-473.
- Bhattacharyya, R., Prakash, V., Kundu, S., & Gupta, H. (2006). Effect of tillage and crop rotations on pore size distribution and soil hydraulic conductivity in sandy clay loam soil of the Indian Himalayas. *Soil and Tillage Research*, 86(2), 129-140.
- Binzangi, K. (2004). Impact de la production des combustibles ligneux en RDC cas du Katanga, de Kinshasa et du Bas-Congo. *Acte des séminaires de formation et ateliers de haut niveau en évaluation environnementale. Kinshasa (RD Congo)*, 105-119.
- Blake, G., & Hartge, K. (1986). *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods*. Madison, WI: Soil Science Society of America, American Society of Agronomy.
- BNEDER. (1992). Bureau National d'Études pour le Développement Rural
- BNEDER. (2005). *Bureau National d'Etudes pour le Développement Rural, Inventaire des terres et forêts de l'Algérie du Nord, Rapport final*. Alger.
- Boerner, & Brinkman, J. A. (2003). Fire frequency and soil enzyme activity in southern Ohio oak–hickory forests. *Applied Soil Ecology*, 23(2), 137-146.
- Boerner, Brinkman, J., & Sutherland, E. K. (2004). Effects of fire at two frequencies on nitrogen transformations and soil chemistry in a nitrogen-enriched forest landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3), 609-618.
- Bogaert, & Salvador. (2004). Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental management*, 33(1), 62-73.
- Böhme, L., Langer, U., & Böhme, F. (2005). Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109(1-2), 141-152.
- Boisson, S., Shutcha, N., & Mahy, G. (2018). Concilier la conservation des métallophytes et la phytoremédiation des sols pollués par les éléments traces métalliques. In J. Bogaert, G. Colinet & G. Mahy (Eds.), *Anthropisation des paysages Katangais* Gembloux, Belgique: Presses universitaires de Liège-Agronomie-Gembloux.
- Bonin, G., & Loisel, R. (1996). Anthropisation et analyse écologique en milieu Méditerranéen. In P. Baudot, B. B. Daniel Bley, H. Pagezy & N. Vernazza-Licht (Eds.), *Impact de*

- l'Homme sur les milieux naturels : perceptions et mesures*: BAUDOT Patrick, BLEY Daniel, BRUN Bernard, Pagezy Hélène et Vernazza-Licht Nicole.
- Borie, F., Rubio, R., Rouanet, J. L., Morales, A., Borie, G., & Rojas, C. (2006). Effects of tillage systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. *Soil and Tillage Research*, 88(1-2), 253-261.
- Borken, W., Muhs, A., & Beese, F. (2002). Application of compost in spruce forests: effects on soil respiration, basal respiration and microbial biomass. *Forest ecology and management*, 159(1-2), 49-58.
- Borsali A., 2000. *Pyrologie forestière et mise au point d'une méthode d'évaluation des risques d'incendies*. Mémoire de Magister Université de Sidi Bel Abbés. 200p
- Borsali A., 2005. Impact des Incendies de Forêts sur les écosystèmes : Étude d'un cas : Forêt de Kounteidat (Sidi Bel Abbés) Algérie. 1er Séminaire International sur *l'Environnement et ses Problèmes Connexes – Bejaia – Algérie*
- Borsali, A. H. (2013). *Contribution à l'évaluation de l'impact des incendies sur les écosystèmes forestiers: cas de la Forêt de Fénouane, Commune d'Ain El Hadjer, Wilaya de Saida (Algérie)*. Thèse de doctorat . Aix-Marseille.
- Amin, A.B., & Zohra, Z. F. (2014). Ecological Restoration of Forest Soils Case of the Forest "Aioun Branise" Saida Algeria. *Open Journal of Forestry*, 4(5), 527.
- Borsali, A.H., Raphaël, G., & Okkacha, H. (2014). Impact of over-grazing on vegetation and physico-chemical characters of soil steppiques in western Algerian. *International Journal of Basic and Applied Sciences*, 3(3), 328.
- Botta, G. F., Pozzolo, O., Bomben, M., Rosatto, H., Rivero, D., Ressia, M., ... & Vazquez, J. (2007). Traffic alternatives for harvesting soybean (*Glycine max L.*): Effect on yields and soil under a direct sowing system. *Soil and Tillage Research*, 96(1-2), 145-154.
- Bouanani F (2001). Etude en champs et en conditions contrôlées de la minéralisation de l'azote et des modifications de l'organisation du sol, après apport de matières organiques issues de déchets urbains et agricoles. Thèse de doctorat, Université de Provence.
- Boudiar, R. (2018). Etude comparative des effets de travail du sol conventionnel et le semis direct sur l'évolution du sol en région semi-aride.
- Boulaacheb, N. (2013). Les paysages végétaux du djebel Mégriss (Tell septentrional, Algérie): diversité des écosystèmes, richesse floristique, ampleur de l'anthropisation. *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*(Volume 7), 183-210.
- Boumediene A., (2010). Effet de l'application des boues d'épuration sur la biomasse de la culture d'orge en sec et sur l'état de surface d'un sol dans la région de Laghouat. Mémoire d'ingénieur : Université Ammar Tlidji de Laghouat. 79 p.
- Boutmedjet A., (2004). La valorisation des boues résiduaires urbaines en plantation forestière dans la zone aride. Mémoire de Magister: Université Kasdi Merbah de Ouargla. 117p.
- Boutmedjet, A., Boukaya, N., Houyou, Z., OUKAKID, M. L., & Biolders, C. (2015). Étude des effets de l'application de boues d'épuration urbaines sur un sol érodé cultivé dans la région de Laghouat. *Revue des Régions Arides*, 36, 235.

- Boyer, S. & Wratten, S.D. – 2010. The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining – A review. *Basic and Applied Ecology*, 11:196-203.
- Braudel, F. (1985). *Lá Méditerranée, l'Espce et l'Histoire*: 2a. ed. Paris: Flammarion.
- Buisson, E., 2005. Thèse en Ecologie de la restauration. Université Paul Cézanne, 193p.
- Burel, F., & Baudry, J. (1999). Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications (Landscape Ecology: concepts, methods and applications). *Librairie Lavoisier Editions TEC & DOC, Paris*, 392.
- Burrow, C. (2015). *Influence des modalités de restauration de sols dégradés sur leur colonisation par une faune du sol fonctionnelle*. Lille 1. Thèse de doctorat.
- Cadenasso, M. L., Pickett, S. T. A., Weathers, K. C., Bell, S. S., Benning, T. L., Carreiro, M. M. & Dawson, T. E. 2003. An interdisciplinary and synthetic approach to ecological boundaries. *Bioscience* 53: 717-722.
- Caravaca, F., Figueroa, D., Alguacil, M., & Roldán, A. (2003). Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land. *Bioresource Technology*, 90(1), 65-70.
- Cardoso, E. J. B. N., Vasconcellos, R. L. F., Bini, D., Miyauchi, M. Y. H., Santos, C. A. D., Alves, P. R. L., ... & Nogueira, M. A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. *Scientia Agricola*, 70(4), 274-289.
- Carrière, S.M., Letourmy, P. & Mckey, D.B. (2002b). — Effects of isolated trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash and burning agricultural system in Southern Cameroon. *J. Trop. Ecol.*, 18: 375-396.
- Casado-Vela J, Sellés S, Diaz-Crespo C, Navarro-Pedrero J, Mataix-Beneyto J, Gomez I. 2007. Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet pepper crop (*Capsicum annum var annum*) grown under two exploitation regimes. *Waste Management* 27:1509–1518. DOI: 10.1016/j.wasman.2006.07.016.
- Cavaleri, M.A., Gilmore, D.W., Mozaffari, M., Rosen, C.J., Halbach, T.R., 2004. Hybrid poplar and forest soil response to municipal and industrial byproducts: a greenhouse study. *J. Environ. Quai*. 33, 1055-1061.
- CDSR. 2001. Le semis direct ; potential et limites pour une agriculture durable en Afrique du nord. Commission économique pour l'Afrique. Nations unis décembre 2001.
- Cécillon, L. (2008). *Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des contraintes environnementales fortes?*. Thèse de doctorat.
- Cellier, A., Francou, C., Houot, S., Ballini, C., Gauquelin, T., & Baldy, V. (2012). Use of urban composts for the regeneration of a burnt Mediterranean soil: A laboratory approach. *Journal of Environmental Management*, 95, S238–S244.
- Certini, Giacomo. "Effects of Fire on Properties of Forest Soils: A Review." *Oecologia* 143, no. 1 (2005): 1-10.
- Chabbi, A., Cellier, P., Rumpel, C., Gastal, F., & Lemaire, G. (2012). Cycle du carbone et risques environnementaux dans les écosystèmes prairiaux. *Innovations Agronomiques*, 22, 17-30.

- CIRA. (2005). quel rôle pour les fermes pilotes dans la préservation des ressources génétiques en Algérie ? . <https://www.cbd.int/doc/world/dz/dz-nr-04-fr.pdf>
- Clapp CE, Stark SA, Clay DE, Larson WE (1986) Sewage sludge organic matter and soil properties. In: Chen Y, Avnimelech Y (eds) The role of organic matter in modern agriculture. Nijhoff, Dordrecht, pp 209–253
- Cluzeau D., Blanchart E., Peres G., Piron D., Cuendet G., Fayolle L., Lavelle P. 2011. Faune du sol et lombriciens dans les sols tempérés agricoles Sols et Environnement. 2e édition. in M.C. Girard, C. Walter, J.C. Remy, J. Berthelin. & J.L. Morel eds. Dunod, Paris., 85-107.
- Cogger, C. G. (2005). Potential compost benefits for restoration of soils disturbed by urban development. *Compost science & utilization*, 13(4), 243-251.
- Cookson, W. R., Murphy, D. V., & Roper, M. M. (2008). Characterizing the relationships between soil organic matter components and microbial function and composition along a tillage disturbance gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(3), 763-777.
- Cooperband, L., 2000. Sustainable use of by-products in land management. In: Bartels, J.M., Dick, W.A. (Eds.), Land Application of Agricultural, Industrial and Municipal By-products. SSSA Book Series 6, Madison, WI, USA, pp. 215–235
- Cornet, A., & Hamrouni, H. (2007). Territoires et aridité au nord et au sud du Sahara: la lutte contre la dégradation des terres, bilan des acquis et nouvelles perspectives de recherche: actes du séminaire. *Sols de Tunisie*(spécial 2).
- Cox, D., Bezdicek, D., & Fauci, M. (2001). Effects of compost, coal ash, and straw amendments on restoring the quality of eroded Palouse soil. Biology and fertility of soils, 33(5), 365-372.
- Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M. D., Ricciuti, P., & Ruggiero, P. (2004). Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10), 1595-1605.
- Cros-Cayot S., 1996 - *Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant*. Contexte Armoricaïn. Thèse de Docteur de l'ENSAR, 218 p. + annexes
- Crosti R., Ladd P.G., Dixon K.W. &Piotto B., 2006. Post fire germination: The effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest. Ecol. Manag.*, 221: 306- 312.
- Curtis, M.J. & Claassen V.P. – 2009. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology*, 17(1):24-32.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Van Bockstaele, E., & Reheul, D. (2012). Influence of farm compost on soil quality and crop yields. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58(sup1), S71–S75.
- D'Hose, T., Cougnon, M., De Vliegheer, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., ...&Reheul, D. (2014). The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology*, 75, 189-198.
- De Beaulieu, J.-L., Miras, Y., Andrieu-Ponel, V., & Guiter, F. (2005). Vegetation dynamics in north-western Mediterranean regions: instability of the Mediterranean bioclimate.

- Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 139(2), 114-126.
- De Luis, M., Garcia-Cano, M.F., Cortina, J., Raventos, J., Carlos Gonzalez-Hidalgo, J., Rafael-Sanchez, J., 2001. Climatic trends, disturbance and short-term vegetation dynamics in Mediterranean shrubland. For. *Ecol. Manag.*, 147, 25-37.
- DeBano, L. F. (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of hydrology*, 231, 195-206.
- Demolon A. 1948. Dynamique du sol (Vol. 1, Edition 4). LWW.414p.
- Derouard, L., Tondoh, J., Vilcosqui, L. & Lavelle, P. – 1997. Effects of earthworm introduction on soil processes and plant growth. *Soil Biology and Biochemistry*, 29:541-545.
- DESA, U. (2010). United Nations Department of Economic and Social Affairs/Population Division (2009b): World Population Prospects: The 2008 Revision. *Internet: <http://esa.un.org/unpp> (gelesen am 16)*.
- DGF. (2007). Direction générale des foret.
- Diana G, Beni C, Marconi S. 2008. Organic and mineral fertilization: effects on physical characteristics and boron dynamic in an agricultural soil. *Comm Soil Sci Plan.* 39:1332–1351
- Dick, R. P. (1997). Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In C. E. Pankhurst, B. M. Doube & V. V. S. R. Gupta (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health* (pp. 121–156). CAB International, Wallingford, UK (1997).
- Djili K., Daoud Y., Ayache N. 1999. Analyse de la distribution verticale et spatiale du calcaire dans les sols de l'Algérie septentrionale, *Etude et gestion des sols*, 6(3) : 201- 213.
- Dobson, A. P., Bradshaw, A., & Baker, A. á. (1997). Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *science*, 277(5325), 515-522.
- Dominati, E., M. Paterson, and A. Mackay. 2010a. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.* 69:1858–1868.
- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. *Defining soil quality for a sustainable environment*(definingsoilqua), 1-21.
- Dörfigler N., Gascuel-Oudou C. 2014. Connaître et gérer les sols pour préserver l'eau. *Géosciences*, N° 18
- Dridi B. et Toumi C., (1999). Influence d'amendements organiques et d'apport de boues sur les propriétés d'un sol cultivé. *Etude et gestion des sols*. Vol. 1. n. 6. pp. 7- 14.
- Drijber, R. A., Doran, J. W., Parkhurst, A. M., & Lyon, D. (2000). Changes in soil microbial community structure with tillage under long-term wheat-fallow management. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(10), 1419-1430.
- DSA. (2019). Direction des services agricoles.
- Dungait, J. A., Ghee, C., Rowan, J. S., McKenzie, B. M., Hawes, C., Dixon, E. R., ...& Hopkins, D. W. (2013). Microbial responses to the erosional redistribution of soil organic carbon in arable fields. *Soil Biology and Biochemistry*, 60, 195-201.

- Dupouey, J. L., Dambrine, E., Laffite, J. D. & Moares, C. 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83: 2978-2984.
- Eamus, D., Macinnis-Ng, C.M.O., Hose, G.C., Zeppel, M.J.B., Taylor, D.T., Murray, B.R., 2005. Turner Review No. 9 : Ecosystem services : an ecophysiological examination. *Australian Journal of Botany* 53 : 1–19.
- Eaton, B. C., & Millar, R. G. (2004). Optimal alluvial channel width under a bank stability constraint. *Geomorphology*, 62(1-2), 35-45.
- Edwards, L., Burney, J. R., Richter, G., & MacRae, A. H. (2000). Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agriculture, ecosystems & environment*, 81(3), 217-222.
- Eijsackers, H. – 2010. Earthworms as colonizers: Primary colonization of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *Science of the Total Environment*, 408(8):1759-1769.
- European Commission, 2006b. *Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Thematic Strategy for Soil Protection; Summary of the impact assessment. SEC(2006)1165, Brussels.*
- Ezzati, S., Najafi, A., Rab, M. A., & Zenner, E. K. (2012). Recovery of soil bulk density, porosity and rutting from ground skidding over a 20-year period after timber harvesting in Iran. *Silva Fennica*, 46(4), 521-538.
- FAO. 1983. Garder le terre en vie : l'érosion des sols, ses causes et ses remèdes. *Bulletin pédologique* 50 : 62p.
- FAO. 1988. The state of food and agriculture 1987-88. *Bulletin pédologique* 175p.
- FAO. 1990. Conservation des sols et des eaux dans les zones semi-aride. *Bulletin pédologique* 57; 182 p.
- FAO., 2009. Situation des forêts du monde. *Doc FAO*, Rome : 168 p. (ISBN 978-92-5- 206057-4).
- Fayos, C. B. (1997). The roles of texture and structure in the water retention capacity of burnt Mediterranean soils with varying rainfall. *Catena*, 31(3), 219-236.
- Fengxue, G., Qikai, W., Borong, P., Yusuo, Y., 2000. A preliminary study on soil microorganisms of artificial vegetation in the center of Taklimakan Desert. *Chin. Biodivers.* 8, 297–303
- Ferreras, L., Costa, J., Garcia, F., & Pecorari, C. (2000). Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern “Pampa” of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 54(1-2), 31-39.
- Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., & Mäder, P. (2007). Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 273-284.
- Food and Agriculture Organization [FAO]. 2011. State of the World Forests. FAO, Rome, Italy. (Technical Report).
- Forman, R. T., & Godron, M. (1986). Landscape ecology John Wiley & Sons. *New York*, 4, 22-28.

- Fortin, M. (2002). Analyse spatiale en écologie: Problèmes statistiques et de mise à l'échelle au niveau du paysage: *Ecoscience*, 9(2), 3-7.
- Foumier, A., Floret, C., & Gnahoua, G.-M. (2001). Végétation des jachères et succession post-culturelle en Afrique tropicale. In C. Floret & R. Pontanier (Eds.), *La jachère en Afrique tropicale : rôles, aménagement, alternatives : 2. De la jachère naturelle à la jachère améliorée : le point des connaissances* (pp. 123-168). Paris (FRA) Libbey, J.
- Frank, A., Tanaka, D., Hofmann, L., & Follett, R. (1995). Soil carbon and nitrogen of Northern Great Plains grasslands as influenced by long-term grazing. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 48(5), 470-474.
- Frey, S. D., Elliott, E. T., & Paustian, K. (1999). Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(4), 573-585.
- Fritze, H., Pietikäinen, J., & Pennanen, T. (2000). Distribution of microbial biomass and phospholipid fatty acids in Podzol profiles under coniferous forest. *European Journal of Soil Science*, 51(4), 565-573.
- Frouz, J., Pizl, V. & Tajovsky, K. – 2007. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology*, 43(1):184-189.
- Ghazi, A. (2009). rapport national de réflexion sur le secteur des forêts (atténuation). *programme des nations unies pour le développement* 21.
- Girard, M.-C., Schwartz, C., & Jabiol, B. (2011). *Etude des sols: description, cartographie, utilisation* (ed ed.). Paris: Coll. Sciences Sup, Dunod.
- Giusquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., Benetti, A., 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality* 24, 175-182.
- Gizicki, Z. S., Tamez, V., Galanopoulou, A. P., Avramidis, P., & Foufopoulos, J. (2018). Long-term effects of feral goats (*Capra hircus*) on Mediterranean island communities: results from whole island manipulations. *Biological invasions*, 20(6), 1537-1552.
- Gobat, J. M., Aragno, M., & Matthey, W. (2003). *Le sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols* (2 ed.). Lausanne: Presses Polytechniques et universitaires romandes.
- Gobat, J.-M., Aragno, M., & Matthey, W. (2010). *Le sol vivant: bases de pédologie, biologie des sols* (Vol. 14): PPUR Presses polytechniques.
- Gomendy, V. (1992). Transferts thermiques et modifications physico-chimiques dans les horizons supérieurs du sol lors du passage du feu. *Mémoire de DEA, INRA Avignon–CNRS Montpellier–Université Nancy*, 1.
- Gongalsky KB, Malmstomb A, Zaitseva AS, Shakhaba SV, Bengtssonb J, Persson, T. 2012. Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. *Applied Soil Ecology*, 59: 73– 86.

- Graham, M., & Haynes, R. (2004). Organic matter status and the size, activity and metabolic diversity of the soil microflora as indicators of the success of rehabilitation of mined sand dunes. *Biology and Fertility of Soils*, 39(6), 429-437.
- Gros, R. (2002). *Fonctionnement et qualité des sols soumis à des perturbations physiques et chimiques d'origines anthropiques: réponses du sol, de la flore et de la microflore bactérienne tellurique* (Doctoral dissertation).
- Guénon, R. (2010). *Vulnérabilité des sols méditerranéens aux incendies récurrents et restauration de leurs qualités chimiques et microbiologiques par des apports de composts*. Université Paul Cézanne-Aix-Marseille III. (Doctoral dissertation).
- Guerfi Z., (2012). Impact de l'utilisation des boues résiduaires sur les propriétés physico-chimique des sols de la haute Vallée de la Medjerda willaya de Souk Ahras. Mémoire de Magister. Université Badji Mokhtar d'Annaba. 73 p
- Guerif, J. (1994). Influence de la simplification du travail du sol sur l'état structural des horizons de surface. Conséquences sur leurs propriétés physiques et leurs comportements mécaniques. COLLOQUES-INRA, 13-13.
- Guerrero, C., Gómez, I., Moral, R., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., & Hernández, T. (2001). Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology*, 76(3), 221-227.
- Guerrero, C., Gómez, I., Solera, J. M., Moral, R., Beneyto, J. M., & Hernández, M. (2000). Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 32(5), 410-414.
- Guettouche M. S., Guendouz M., & Boutiba M. 2006. Sur l'existence d'un modèletype d'encroûtement des sols arides et semi-arides en Algérie: Etude comparative entre la Tafna (Algérie nord-occidentale), les Hauts Plateaux sétifiens et le bassin hodéen (Algérie nord-orientale). *Journal des sciences pour l'ingénieur*, 6(1): 65-80.
- Halitim A. 1988. Sols des régions arides d'Algérie. OPU, Alger, 384 p.
- Hamel, 2002 : Terroirs d'attache des pasteurs au Niger, Rapport AREN, 22p.
- Harrison, R.B., Gessel, S.P., Zabowski, D., Henry, C.L., Xue, D., Cole, D.W., Compton, J.E., 1996. Mechanisms of negative impacts of three forest treatments on nutrient availability. *Soil Sei. Soc. Am. J.* 60, 1622-1628.
- Hart, S.C., DeLuca, T.H., Newman, G.S., MacKenzie, M.D., Boyle, S.I., 2005. Fire Vegetation dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *For.Ecol. Manag.*, 220, 166-184.
- Herranz J.M., Ferrandis P. & Martinez – Sanchez J.J., 1998. Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean *Leguminosae* species. *Plant Ecol.*, 136:95-103.
- Hodkinson, I. D., Webb, N. R., & Coulson, S. J. (2002). Primary community assembly on land—the missing stages: why are the heterotrophic organisms always there first? *Journal of Ecology*, 90(3), 569-577.

- Hossain, A., Raison, R., & Khanna, P. (1995). Effects of fertilizer application and fire regime on soil microbial biomass carbon and nitrogen, and nitrogen mineralization in an Australian subalpine eucalypt forest. *Biology and Fertility of Soils*, 19(2-3), 246-252.
- Huang, J., Li, Z., Zeng, G., Zhang, J., Li, J., Nie, X., ...& Zhang, X. (2013). Microbial responses to simulated water erosion in relation to organic carbon dynamics on a hilly cropland in subtropical China. *Ecological engineering*, 60, 67-75.
- Hueso González, P., Martínez-Murillo, J. F., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2014). The impact of organic amendments on forest soil properties under Mediterranean climatic conditions. *Land Degradation & Development*, 25(6), 604-612.
- Huwe, B., & Titi, A. (2003). The role of soil tillage for soil structure. Soil tillage in agroecosystems. CRC Press, Washington, DC, 27-50.
- Ibekwe, A., Kennedy, A., Frohne, P., Papiernik, S., Yang, C.-H., & Crowley, D. (2002). Microbial diversity along a transect of agronomic zones. *FEMS Microbiology Ecology*, 39(3), 183-191.
- Ingimarsdóttir, M., Michelsen, A., Ripa, J. & Hedlund, K. – 2014. Food sources of early colonizing arthropods: The importance of allochthonous input. *Pedobiologia*, 57:21-26.
- Ingimarsdóttir, M., Michelsen, A., Ripa, J., & Hedlund, K. (2014). Food sources of early colonising arthropods: The importance of allochthonous input. *Pedobiologia*, 57(1), 21-26.
- Jaafari, A., Najafi, A., & Zenner, E. K. (2014). Ground-based skidder traffic changes chemical soil properties in a mountainous Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forest in Iran. *Journal of Terramechanics*, 55, 39-46.
- Jan, B., & Mahamane, A. (2005). Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques*, 7(1).
- Jean Francois, V. (2009). Comparaison de différentes techniques de travail du sol en agriculture biologique: effet de la structure et de la localisation des résidus sur les microorganismes du sol et leurs activités de minéralisation du carbone et de l'azote. Agro Paris Tech. Thèse de doctorat.
- Jeddi, K., & Chaieb, M. (2010). Changes in soil properties and vegetation following livestock grazing exclusion in degraded arid environments of South Tunisia. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 205(3), 184-189.
- Jetten V.G., 1994. Modelling the effects of logging on the water balance of a tropical rain forest. A study in Guyana. *Tropenbos*, III, serie 6, 196 p. (source Engref : ISBN 90-5113-018X).
- Ritter. Jim, 2018. L'érosion du sol – Causes et effets 8p.
- Keeley J.E & Fotheringham, C.J., 1998. Smoke induced seed germination in California chaparral. *Ecology*, 79: 2320- 2336.
- Kefifa, A. (2014). *Contribution à l'étude et à la cartographie de l'impact des pressions anthropozoogènes et climatiques sur les ressources naturelles des monts de Saïda (Algérie)*.

- Kennedy, A. C. (1999). Bacterial diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 71(1-3), 65–76.
- Khaldoun, A. (2000). Évolution technologique et pastoralisme dans la steppe algérienne.
- Khaleel, R., Reddy, K.P., Overcash, M.R., 1981. Changes in soil physical properties due to waste applications: a review. *J. Environ. Quality* 10, 133–141.
- Kladivko, E. J. (2001). Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, 61(1-2), 61-76.
- Kladivko, E. J. (2001). Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, 61(1-2), 61-76.
- Klumpp, K., Fontaine, S., Attard, E., Le Roux, X., Gleixner, G., & Soussana, J. F. (2009). Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their control on soil microbial community. *Journal of Ecology*, 97(5), 876-885.
- Knops, J., Bradley, K., & Wedin, D. (2002). Mechanisms of plant species impacts on ecosystem nitrogen cycling. *Ecology Letters*, 5(3), 454-466.
- Koffi A.Y., Brechet L. et Soengas Lopez B., 2004. Évaluation des dégâts d'exploitation sur le peuplement forestier résiduel en forêt aménagée de Guyane française (Parcelle Maripa 64). Rapport Stage Module FTH –ONF-UMR Ecofog Kourou : 32 pages.
- Kowaljow, E., & Mazzarino, M. J. (2007). Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(7), 1580-1588.
- Kribaa. 2003. *Effet de la jachère sur les sols en céréaliculture pluviale dans les zones semi-arides méditerranéennes. Cas des hautes plaines sétifiennes en Algérie*. Thèse de Doctorat d'état en Sciences Agronomiques, INA El –Harrach, Alger, 121p.
- Krishnaswamy, J., & Richter, D. D. (2002). Properties of advanced weathering-stage soils in tropical forests and pastures. *Soil Science Society of America Journal*, 66(1), 244-253.
- Labani A., 2005. Cartographie écologique et évaluation permanente des ressources naturelles et des espaces productifs dans la wilaya de Saïda, Thèse doctorat, UDL, Sidi Bel Abbas, 231P
- Lacombe, S., Bradley, R. L., Hamel, C., & Beaulieu, C. (2009). Do tree-based intercropping systems increase the diversity and stability of soil microbial communities? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 131(1-2), 25-31.
- Lahmar, R., & Ruellan, A. (2007). Dégradation des sols et stratégies coopératives en Méditerranée: la pression sur les ressources naturelles et les stratégies de développement durable. *Cahiers Agricultures*, 16(4), 318-323 (311).
- Lai, R., 2012. Climate Change and Soil! Degradation Mitigation by Sustainable Management of Soils and Other Natural Resources. *Agric. Res.* 1, 199-212.
- Lal, R. (2005). Soil erosion and carbon dynamics, *Soil Till. Res.* 81. 137e142.
- Lal, R., 2009. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. *Food Secur.* 1, 45-57.

- Lamarre, G., Noël, D. & Pagnon, T. - 2009. Impacts des pistes forestières en Guyane française. *Rap. final*. ONF-Hydréco : 73 pages.
- Lambiéno, Y., Jean-Christophe, L., Dominique, M., Hassan Bismarck, N., & Sébastien, B. (2016). Effets du pâturage sur la biomasse herbacée et sur des paramètres chimiques et biologiques des sols dans une savane arbustive au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(6), 2539-2554.
- Lampurlanés, J., & Cantero-Martinez, C. (2003). Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal*, 95(3), 526-536.
- Langlet, B., & Remy, J. (1976). Incidence de la simplification du travail du sol sur la dynamique de l'azote. Paper presented at the Colloque ITCF.
- Larchevêque, M., Baldy, V., Korboulewsky, N., Ormeño, E., & Fernandez, C. (2005). Compost effect on bacterial and fungal colonization of kermes oak leaf litter in a terrestrial Mediterranean ecosystem. *Applied Soil Ecology*, 30(2), 79-89.
- Larney, F. J., & Angers, D. A. (2012). The role of organic amendments in soil reclamation: a review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1), 19-38.
- Lasram, M. (1993). Atelier sur les sols dans la région Méditerranéenne : Utilisation, gestion et perspectives d'évolution. Synthèse et conclusions *Etat de l'Agriculture en Méditerranée. Les sols dans la région méditerranéenne : utilisation, gestion et perspectives d'évolution* (Vol. 1(2), pp. 257-261): Zaragoza : CIHEAM.
- Laurent, R. (2009). *La conciliation de l'exploitation forestière et du respect des sols : un exemple concret en Picardie*. Nancy, France.
- Le Bissonais, Y., Thorette, J., Bardet, C., & Daroussin, J. (2002). L'érosion hydrique des sols en France. Rapport INRA, IFEN, 106.
- Le Houérou, H. (1962). Les pâturages naturels de la Tunisie aride et désertique. Paris, Inst. Sces. Econ. Appl. Tunis.
- Le Roux, X., Bardy, M., Loiseau, P., & Louault, F. (2003). Stimulation of soil nitrification and denitrification by grazing in grasslands: do changes in plant species composition matter? *Oecologia*, 137(3), 417-425.
- Lecain, D. R., Morgan, J. A., Schuman, G. E., Reeder, J. D., & Hart, R. H. (2000). Carbon exchange rates in grazed and ungrazed pastures of Wyoming. *Journal of Range Management*, 199-206.
- Leroy B. 2008. Soil food web, C and N transformations and soil structure: interactions and feedback mechanisms as a function of the quality of exogenous organic matter [dissertation]. [Ghent (Belgium)]: Gent University.
- Li, Z., Xiao, H., Tang, Z., Huang, J., Nie, X., Huang, B., ...& Zeng, G. (2015). Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China. *European journal of soil biology*, 71, 37-44.
- Lohm, U., & ..., T. P. (1977). Soil organisms as components of ecosystems. *Ecological Bulletin* 25.

- Lopez-Bellido L. 1992. *Mediterranean cropping systems*. P: 311-356. In *Ecosystems of the World, Field crop ecosystems*. Pearson, C.J. (edt). Elsevier
- Lucas R.W., Casper B.B., Jackson J.K., Balser T.C., 2007. Soil microbial communities and extracellular enzyme activity in the new jersey pinelands. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2508–2519.
- Lucas, G. (1952). *Bordure nord des hautes plaines dans l'Algérie occidentale : Primaire, Jurassique. Analyse structurale*. Paper presented at the Monogr. Région XIXème. Congr. géol.inter, Alger.
- Lucas, R. W., Casper, B. B., Jackson, J. K., & Balser, T. C. (2007). Soil microbial communities and extracellular enzyme activity in the New Jersey Pinelands. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10), 2508-2519.
- Ly, C., Diaw, A., & Faye, A. (1997). Etables fumières et production laitière au Sénégal. *Cahiers agricultures*, 6(6), 561-570.
- Ma, W., Li, Z., Ding, K., Huang, J., Nie, X., Zeng, G., ... & Liu, G. (2014). Effect of soil erosion on dissolved organic carbon redistribution in subtropical red soil under rainfall simulation. *Geomorphology*, 226, 217-225.
- Madejon, E., Burgos, P., Lopez, R. & Cabrera, F. 2003. Agricultural use of three organic residues: effect on orange production and on properties of a soil of the 'Comarca Costa de Huelva' (SW Spain). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65, 281–288.
- Malmivaara, M., Löfström, I., & Vanha-Majamaa, I. (2002). Anthropogenic effects on understorey vegetation in Myrtillus type urban forests in southern Finland. *Disturbance dynamics in boreal forests: Defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity*.
- Malmivaara-Lämsä, M., & Fritze, H. (2003). Effects of wear and above ground forest site type characteristics on the soil microbial community structure in an urban setting. *Plant and Soil*, 256(1), 187-203.
- Malmivaara-Lämsä, M., Hamberg, L., Haapamäki, E., Liski, J., Kotze, D. J., Lehvävirta, S., & Fritze, H. (2008). Edge effects and trampling in boreal urban forest fragments—impacts on the soil microbial community. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1612-1621.
- Mataix-Solera, J., & Doerr, S. (2004). Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118(1-2), 77-88.
- Mathieu, & Pieltain. (1998). *Analyse physique des sols*. Paris.
- Mausbach, M., & Tugel, A. (1997). *Soil Quality. A multitude of approaches. Key note address*. Paper presented at the Kearney Foundation Symposium: California soil quality: from critical research to sustainable management.
- Maynard, A.A. 1995. Increasing tomato yields with MSW compost. *BioCycle* 36: 104-105.
- Mazzoleni, S., di Pasquale, G., Mulligan, M., di Martino, P., & Rego, F. (2004). *Recent dynamics of the Mediterranean vegetation and landscape*: John Wiley & Sons.
- Mbagwu, J.S.C., 1989. Effects of organic amendments on some physical properties of tropical Udisol. *Biol. Wastes* 28, 1–13.

- Mbonigaba, J. J. M., Nzeyimana, I., Bucagu, C., & Culot, M. (2009). Caractérisation physique, chimique et microbiologique de trois sols acides tropicaux du Rwanda sous jachères naturelles: contraintes à leur productivité. *Rwanda Journal*, 17(1), 34-63.
- McLaren, R.G., Clucas, L.M., Hendry, T., 2004. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 2. Leaching of metals. *Aust. J. Soil Res.* 42, 459-471.
- McLaren, R.G., Clucas, L.M., Speir, T.W., van Schaik, A.P., 2007. Distribution and movement of nutrients and metals in a *Pinus radiata* forest soil following applications of biosolids. *Env. Pollut* 147, 32-40.
- Medail, F., & Quezel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 112-127.
- Meddour-Sahar O., 2014. *Les feux de forêt en Algérie : Analyse du risque, étude des causes, évaluation du dispositif de défense et des politiques de gestion*. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques, Université de Mouloud Mammeri TiziOuzou, 256 p.
- Mendham, D. S., Sankaran, K. V., O'Connell, A. M., & Grove, T. S. (2002). Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(12), 1903-1912.
- Meybeck, & Vörösmarty. (2001). A new typology for mountains and other relief classes. *Mountain Research and Development*, 21(1), 34-46.
- Mézard, C. (2018). Caractérisation des perturbations anthropiques de la forêt des pins d'Haïti: Cas de l'unité 2. Thèse de Doctorat.
- M'Hirit, O. (1999). Mediterranean forests: ecological space and economic and community wealth. *UNASYLVA-FAO*, 3-15.
- Michon, G., & Bouamrane, M. (1996). Anthropisation et artificialisation : Continuité ou rupture avec un état naturel ? In C. Chaboud & Y. Gillon (Eds.), *Dynamique et Usage des Ressources Renouvelables* (eds ed., pp. 59-74). Paris, Orston, forthcoming.
- Mijangos, I., Pérez, R., Albizu, I., & Garbisu, C. (2006). Effects of fertilization and tillage on soil biological parameters. *Enzyme and Microbial Technology*, 40(1), 100-106.
- Milne, R., & Haynes, R. (2004). Comparative effects of annual and permanent dairy pastures on soil physical properties in the Tsitsikamma region of South Africa. *Soil Use and Management*, 20(1), 81-88.
- Mitja, D. & Hladik, A. (1989). — Aspects de la reconstitution de la végétation dans deux jachères en zone forestière africaine humide (Makokou, Gabon). *Acta Oecologica*, 10: 75-94.
- Mofidi, M., Rashtbari, M., Abbaspour, H., Ebadi, A., Sheidai, E., & Motamedi, J. (2012). Impact of grazing on chemical, physical and biological properties of soils in the mountain rangelands of Sahand, Iran. *The Rangeland Journal*, 34(3), 297-303.
- Monnier, G., Thevenet, G., & Lesaffre, B. (1991). *Simplification du travail du sol*, Paris.

- Moreno-De Las Heras, M. (2009). Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma*, 149(3-4), 249-256.
- Morera, M.T., Echeverria, J., Garrido, J., 2002. Bioavailability of heavy metals in soils amended with sewage sludge. *Can. J. SoilSci.* 82, 433-438.
- Morsli, Boutkhil ; Hamoudi, Abdelkrim. Chapitre 32. Restauration des terres de parcours dans les monts de Beni Chougrane (NO Algérie) par la mise en défens et l'enrichissement en légumineuses In : Restauration de la productivité des sols tropicaux et méditerranéens : Contribution à l'agroécologie [en ligne]. Marseille : IRD Éditions, 2017 (généré le 02 février 2019). Disponible sur Internet : <<http://books.openedition.org/irdeditions/24390>>. IS.
- Mrabet R. 1997. *Crop residue management and tillage systems for water conservation in a semiarid area of Morocco*. PhD dissertation. Colorado State Univ. Fort Collins, CO. USA. 220 p.
- Müller, M., Schafflützel, R., Chervet, A., STURNY, G., Zihlmann, U., & Weisskopf, P. (2008). Teneurs en humus après onze ans de semis direct ou de labour. *Revue Suisse d'Agriculture*, 40(1), 5-10.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58-62.
- Naghdi, R., Solgi, A., Labelle, E. R., & Zenner, E. K. (2016). Influence of ground-based skidding on physical and chemical properties of forest soils and their effects on maple seedling growth. *European journal of forest research*, 135(5), 949-962.
- Nahal, B. (1975). *Principe de conservation du sol*. Boulevard Saint – Germain. Paris VI.: Masson et Cie 140 p.
- Nahar, M. S., Grewal, P. S., Miller, S. A., Stinner, D., Stinner, B. R., Kleinhenz, M. D., ... Doohan, D. (2006). Differential effects of raw and composted manure on nematode community, and its indicative value for soil microbial, physical and chemical properties. *Applied Soil Ecology*, 34(2-3), 140–151.
- Nandi, A., & Luffman, I. (2012). Erosion related changes to physicochemical properties of Ultisols distributed on calcareous sedimentary rocks. *Journal of sustainable development*, 5(8), 52-68.
- Nandin, P. (2008). La région méditerranéenne: un haut lieu de biodiversité: Eurostat-Statistiques en bref–Environnement et énergie, Communautés Européennes.
- Nawaz, M. F., Bourrie, G., & Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for sustainable development*, 33(2), 291-309.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*, 122(1-2), 51-71.
- Nedjimi B., Homida M. 2006. Problématique des zones steppiques algériennes et perspectives d'avenir. *Revue El Bahith* 04.
- Nivet C., Aubert M. et Chauvat M., 2018. Gestion durable et biodiversité des sols forestiers. Paris, GIP Ecofor, 20 pages.

- Nogueira, M.A.; Albino, U.B.; Brandão-Júnior, O.; Braun, G.; Cruz, M.F.; Dias, B.A.; Duarte, R.T.D.; Gioppio, N.M.R.; Menna, P.; Orlandi, J.M.; Raiman, M.P.; Rampazo, L.G.L.; Santos, M.A.; Silva, M.E.Z.; Vieira, F.P.; Torezan, J.M.D.; Hungria, M.; Andrade, G. 2006. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115: 237-247.
- Novikoff, G. (1983). Desertification by overgrazing. *Ambio*, 12, 102-105.
- Nsibi, R., Souayah, N., Khouja, L., Khaldi, A., & Bouzid, S. (2006). Impacts des facteurs biotiques et abiotiques sur la dégradation de la subéraie tunisienne. *Geo-eco-trop*, 30(1), 25-34.
- O, F. A. (2001). L'Etude prospective du secteur forestier en Afrique (FOSA), Algérie. *Food and Agriculture Organization*.
- Odum, E. P., Finn, J. T., & Franz, E. H. (1979). Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *Bioscience*, 29(6), 349-352.
- Odum, H.T., 1962. Man in the ecosystem. Proceedings Lockwood conference on the suburban forest and ecology. Bulletin of the Connecticut Agricultural Station 652, 57-75.
- Ojima, D. S., Schimel, D., Parton, W., & Owensby, C. (1994). Long-and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry*, 24(2), 67-84.
- ONA. (2017). Office nationale d'assainissement Retrieved from website: <https://www.ona-dz.org/Nouvel-article,2599.html>
- O'Neill, R. V., Deangelis, D. L., Waide, J. B., Allen, T. F., & Allen, G. E. (1986). *A hierarchical concept of ecosystems*: Princeton University Press.
- Orczewska, A. 2009. The impact of former agriculture on habitat conditions and distribution patterns of ancient woodland plant species in recent black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) woods in south-eastern Poland. *Forest Ecology and Management* 258: 794-803.
- Otsuka, M., Razafimahatratra, M., & Andrianandrasana, O. (2003). Manuel sur la lutte contre les feux de végétation: compilation du savoir-faire actuel. *Antananarivo*. 114p.
- Ouarabi, A., & Ramdani, N. E. (2017). Effet du fumier de bovin sur l'évolution de la perméabilité de deux types de sol de texture argilo limoneuse et sableuse
- Ouelmouhoub, S., & Benhouhou, S. S. (2007). Évolution floristique des suberaies incendiées dans la région d'El Kala (nord-est Algérie). *Ecologia mediterranea: Revue internationale d'écologie méditerranéenne= International Journal of Mediterranean Ecology*, 33, 85-94.
- Pagliali M, Guidi G, La Marca M, Giachetti M & Lucamente G (1981). Effect of sewage sludge and composts on soil porosity and agregation. *Journal of Environmental Quality* 10(4), 556-561.
- Palmer, S., & Truscott, A.-M. (2003). Browsing by deer on naturally regenerating Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and its effects on sapling growth. *Forest ecology and management*, 182(1-3), 31-47.

- Pandey, C., & Shukla, S. (2006). Effects of composted yard waste on water movement in sandy soil. *Compost science & utilization*, 14(4), 252-259.
- Paris, P., Robotti, A. and Gavazzi, C. 1987. Fertilizing value and heavy metal load on some composts from urban refuse. pp. 643-657. In: Compost Production, Quality and Use. Eds de Bertoldi, M., Ferranti, M.P. L'Hermite, P. and Zucconi, F. Elsevier Applied Science, London.
- Parker JL, Fernandez IJ, Rustad LE, Norton SA. 2001. Effects of Nitrogen Enrichment, Wildfire, and Harvesting on Forest-Soil Carbon and Nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 1248–1255.
- Pascual, J.A., Garcíá, C., Hernández, T., Ayuso, M., 1997. Changes in soil microbial activity on a arid soil amended with urban organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* 24, 429-434.
- Patra, A., Abbadie, L., Clays-Josserand, A., Degrange, V., Grayston, S., Loiseau, P., . . . Philippot, L. (2005). Effects of grazing on microbial functional groups involved in soil N dynamics. *Ecological Monographs*, 75(1), 65-80.
- Pattanayak, S.K., K.N. Mishra, M.K. Jena and R.K. Nayak. 2001. Evaluation of green manure crops fertilized with various phosphorus sources and their effect on subsequent rice crop. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 49(2): 285-291.
- Pautrot, C. (2012). Érosion et dégradation des sols. *Mémoires de l'Académie nationale de Metz*.
- Pennanen, T., 2001. Microbial communities in boreal coniferous forest humus exposed to heavy metals and changes in soil pH – a summary of the use of phospholipid fatty acids, *Biolog_* and 3H-thymidine incorporation methods in field studies. *Geoderma* 100, 91–126.
- Perez, B., Cruz, A., Fernandez-Gonzalez, F. and Moreno, J.M., 2003. Effects of the recent land-use history on the postfire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management*, 182, 273-283.
- Perkiömäki, J., & Fritze, H. (2005). Cadmium in upland forests after vitality fertilization with wood ash—a summary of soil microbiological studies into the potential risk of cadmium release. *Biology and fertility of soils*, 41(2), 75-84.
- Perreault, L. (2016). *Restauration d'un sol forestier dégradé à l'aide de boues de fosse septique déshydratées* (Doctoral dissertation, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Pétard, J. (1993). Les méthodes d'analyse. *Analyse de sols*.
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. In: The ecology of natural disturbance and patch dynamics (eds S.T.A. Pickett & P.S. White). Academic Press, New York.
- Pickett, Wu, J., & Cadenasso, M. (1999). Patch dynamics and the ecology of disturbed ground: a framework for synthesis. *Ecosystems of the World*, 707-722.
- Pieri, C. J. M. Cr., 1992. Fertility of Soils: A Future for Farming in the West African Savannah. Berlin, Springer-Verlag, 348 p.
- Pietola, L., Horn, R., & Yli-Halla, M. (2005). Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and Tillage Research*, 82(1), 99-108.

- Pischedda, D., Bartoli, M., Brêthes, A., Cacot, E., Chagnon, J. L., Gauquelin, X., & Nicolas, M. (2009). Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt" PROSOL. *Guide pratique, ONF*.
- Ponge, J.-F. (2012). Perturbations, organismes et écosystèmes.
- Prieto, L. H., Bertiller, M. B., Carrera, A. L., & Olivera, N. L. (2011). Soil enzyme and microbial activities in a grazing ecosystem of Patagonian Monte, Argentina. *Geoderma*, 162(3-4), 281-287.
- Qi, S., Zheng, H., Lin, Q., Li, G., Xi, Z., & Zhao, X. (2011). Effects of livestock grazing intensity on soil biota in a semiarid steppe of Inner Mongolia. *Plant and soil*, 340(1-2), 117-126.
- Qin, Y., Niu, D., Kang, J., Zhou, Y., & Li, X. (2015). Effects of Livestock Exclusion on Soil Physical and Biochemical Properties of a Desert Rangeland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(6).
- Quézel, P., & Médail, F. (2003). *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Paris: Elsevier Masson.
- Qureshi, S., Richards, B.K., Hay, A.G., Tsai, C.C., McBride, M.B., Baveye, P., Steenhuis, T.S., 2003. Effect of microbial activity on trace element release from sewage sludge. *Environ. Sei. Technol.* 37, 3361- 3366.
- Ramos, M.C., Pla, S.N.I., 2003. Effect of raindrop impact and its relationship with aggregate stability to different disaggregation forces. *Catena* 53, 365–376.
- Randriamalala, R. J., Serpantié, G., & Carrière, S. M. (2007). Influence des pratiques culturales et du milieu sur la diversité des jachères d'origine forestière (Hautes-Terres, Madagascar). *Revue d'écologie*.vol. 62, 169- 189.
- Recyc- Québec, 2016, utilisation des matières organique résiduelles pour la restauration de lieux dégradés et autres débouchés. Bilan 2015.
- Redding, T. E., Hope, G. D., Fortin, M. J., Schmidt, M. G., & Bailey, W. G. (2003). Spacial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science*, 83(1), 121-130.
- Rémillard, S. (2011). *Pampa argentine: solutions face à la désertification d'une écorégion*. Université de Sherbrooke. These de Doctorat.
- Rhoades, C. C., Miller, S. P., & Shea, M. M. (2004). Soil properties and soil nitrogen dynamics of prairie-like forest openings and surrounding forests in Kentucky's Knobs Region. *The American midland naturalist*, 152(1), 1-12.
- Richards, B.K., Steenhuis, T.S., Peverly, J.H., McBride, M.B., 2000. Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns un der accelerated loading. *Environ. Pollut.* 109, 327- 346.
- Rieutort, L. (2004). Les populations des montagnes du monde: répartition et systèmes de peuplement. These de Doctorat.
- Robert M. 1996. Le sol interface dans l'environnement ressource pour le développement Ed. Masson. Paris ; 243 p.

- Robichaud, P. R. (2000). Fire effects on infiltration rates after prescribed fire in Northern Rocky Mountain forests, USA. *Journal of hydrology*, 231, 220-229.
- Robinson D.A., Hockley N., Dominati E., Lebron I., Scow K. M., Reynolds B., Emmett B.A., Keith A.M., De jongeL.W., Schjønning P., Moldrup P., Jones S.B., TullerM., 2012. Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystems Approach. *Vadose Zone* 11(1): 5-10.
- Roose E. 1991. Conservation des sols en zone méditerranéenne ; synthèse et proposition d'une nouvelle stratégie de lutte antiérosive : la GCES. Cah. *ORSTOM, ser. Pédol.* 26 (2) : 145-181.
- Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K., & Insam, H. (2006). Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use and Management*, 22(2), 209-218.
- Ros, M., Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, M.T., Insam, H., 2006. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different composts. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 3443-3452.
- Rossignol N., 2006. Hétérogénéité de la végétation et du pâturage : conséquences fonctionnelles en prairies naturelle [Heterogeneity of vegetation and grazing : functional consequences in natural prairies], doctoral thesis, Life, Agronomy, Health University of Rennes, Rennes, 189 p.
- Rushton, S.P. – 1986. Development of earthworm populations on pasture land reclaimed from open-cast coal-mining. *Pedobiologia*, 29(1):27-32.
- Ryan 1982. A perspective on soil erosion and conservation in Lebanon. Publication 69, *American University of Beirut*, 15-38.
- Saetre, P. (1998). Decomposition, microbial community structure, and earthworm effects along a birch–spruce soil gradient. *Ecology*, 79(3), 834-846.
- Sahli Z., 1997. Risques et enjeux dans les agricultures familiales : cas des zones montagneuses, arides et semi -arides. *Agricultures familiales et politiques agricoles en Méditerranée : enjeux et perspectives*. Montpellier : CIHEAM, 1997. p. 111 -124 (Options Méditerranéennes : Série B. Etudes et Recherches; n .12).
- Said, L., Assmaa, A., Najib, G., & Gmira, N. (2014). Contribution à l'évaluation de la pression pastorale dans la forêt de la Maamora. Parcours forestiers et surpâturage. *Nature & Technology*(10), 39.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., . . . Kinzig, A. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.
- Sanogo, Z. J. L. (1997). Maîtrise de l'azote dans un système cotonnier-sorgho: prévision de la fumure organique et azotée en zone Mali-Sud. Thèse doctorat., Ensam, Montpellier, 72 p.
- Sarwar, G., N. Hussain, F. Mujeeb, H. Schmeisky and G. Hassan. 2003. Biocompost application for the improvement of soil characteristics and dry matter yield of *Lolium perenne* (Grass). *Asian J. Plant Sci.*, 2(2): 237-241.

- Sarwar, G., Schmeisky, H., Hussain, N., Muhammad, S., Ibrahim, M., & Safdar, E. (2008). Improvement of soil physical and chemical properties with compost application in rice-wheat cropping system. *Pakistan Journal of Botany*, 40(1), 275-282.
- Sarwar, G., Schmeisky, H., Hussain, N., Muhammad, S., Ibrahim, M., & Safdar, E. (2008). Improvement of soil physical and chemical properties with compost application in rice-wheat cropping system. *Pakistan Journal of Botany*, 40(1), 275-282.
- SATEC. (1976). Société d'aide technique et de coopération.
- Scheiner, J. D. (2005). Spéciation du Carbone, de l'Azote et du Phosphore de différentes boues de stations d'épuration au cours de leurs incubations contrôlées dans deux types de sol. Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Schimel, J.P., Gullledge, J.M., Clein-Curley, J.S., Lindstrom, J.E., Braddock, J.F., 1999. Moisture effects on microbial activity and community structure in decomposing birch litter in the Alaskan taiga. *Soil Biol. Biochem.* 31, 831–838
- SER. (2014). la Société Internationale pour la Restauration Ecologique.
- Shahzad, T., Chenu, C., Repinçay, C., Mougin, C., Ollier, J.-L., & Fontaine, S. (2012). Plant clipping decelerates the mineralization of recalcitrant soil organic matter under multiple grassland species. *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 73-80.
- Shariff, A. R., Biondini, M. E., & Grygiel, C. E. (1994). Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. *Journal of Range Management*, 444-449.
- Sharma, K. (1998). The hydrological indicators of desertification. *Journal of Arid Environments*, 39(2), 121-132.
- Shi, Z. H., Fang, N. F., Wu, F. Z., Wang, L., Yue, B. J., & Wu, G. L. (2012). Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. *Journal of Hydrology*, 454, 123-130.
- Silveira M.L., Liu K., Sollenberger L.E., Follett R.F., Vendramini J.M.B., 2013. Short-term effects of grazing intensity and nitrogen fertilization on soil organic carbon pools under perennial grass pasture in the southeastern USA. *Soil Biology & Biochemistry* 58: 42-49.
- Six, J.F., Thiet, S., Batten, R.K.K., 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 555.
- Skouri, M. (1994). Les dégradations du milieu et les mesures de protection. *CR Acad. Agri. Fran*, 80, 49-82.
- Slimani, H., Aidoud, A., & Roze, F. (2010). 30 Years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification. *Journal of Arid Environments*, 74(6), 685-691.
- Smiciklas, K.D., P.M. Walker and T.R. Kelley. 2002. Utilization of Compost (Food, Paper, Landscape and Manure) in Row Crop Production. Department of Agriculture and Health Sciences, Illinois State University, USA.
- Snyder, B.A. & Hendrix, P.F. – 2008. Current and potential roles of soil macroinvertebrates (Earthworms, Millipedes and Isopods) in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 16(4):629-636.

- Solgi A, Najafi A, Daliri HS (2013) Assessment of crawler tractor effects on soil surface properties. *Casp J Environ Sci* 11:185–194.
- Spaccini, R., Mbagwu, J.S.C., Igwe, C.A., Conte, P., Piccolo, A., 2004. Carbohydrates and aggregation in lowland soils of Nigeria as influenced by organic inputs. *Soil and Tillage Research* 75, 161–172.
- Spaccini, R.; Zena, A.; Igwe, C.A.; Mbagwu, J.S.C.; Piccolo, A. 2001. Carbohydrates in water-stable aggregates and particle size fractions of forested and cultivated soils in two contrasting tropical ecosystem. *Biogeochemistry* 53: 1-22.
- Spedding, T., Hamel, C., Mehuys, G., & Madramootoo, C. (2004). Soil microbial dynamics in maize-growing soil under different tillage and residue management systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(3), 499-512.
- Spieß, E., & Richner, W. (2005). L'azote dans l'Agriculture. *Cahiers de la FAL*, 57, 24-25.
- Stallman, H. R. (2011). Ecosystem services in agriculture: determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics*, 71, 131-139.
- Staszewski, J. (1957). Vertical Distribution of World Population. Polish Acad, of Science, Geogr. *Studies*(14).
- Steffens, M., Kölbl, A., Giese, M., Hoffmann, C., Totsche, K. U., Breuer, L., & Kögel-Knabner, I. (2009). Spatial variability of topsoils and vegetation in a grazed steppe ecosystem in Inner Mongolia (PR China). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(1), 78-90.
- Stein, A., Bekker, R.M., Blom, J.H.C. & Rogaar, H. – 1992. Spatial variability of earthworm populations in a permanent polder grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 14(4):260-266.
- Stengel, P., L, B., & J, B. (2009). *Le sol*: INRA.Ed. QUAE
- Su, Y.-Z., Li, Y.-L., Cui, J.-Y., & Zhao, W.-Z. (2005). Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. *Catena*, 59(3), 267-278.
- Su, Y.-Z., Zhao, H.-L., Zhang, T.-H., & Zhao, X.-Y. (2004). Soil properties following cultivation and non-grazing of a semi-arid sandy grassland in northern China. *Soil and Tillage Research*, 75(1), 27-36.
- Suc, J.-P. (1984). Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature*, 307(5950), 429.
- Suzina, N., Mulyukin, A., Kozlova, A., Shorokhova, A., Dmitriev, V., Barinova, E., . . . Duda, V. (2004). Ultrastructure of resting cells of some non-spore-forming bacteria. *Microbiology*, 73(4), 435-447.
- Svenning, J. C. (2003). Deterministic Plio-Pleistocene extinctions in the European cool-temperate tree flora. *Ecology Letters*, 6(7), 646-653.
- Swabi. Ph.D. Thesis, Department of Soil and Environmental Sciences, Agricultural University, Peshawar. p: 161-169.

- Tabarelli M., Da Silva J.M.C et Gascon C., 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and conservation*, 13 : 1419-1425.
- Tan LP, He XD, Wang HT, Zhang N, Gao YB (2008) Analysis of soil water content in relation to accumulation of pedogenic calcium carbonate of *Artemisia ordosica* community in Tengger Desert. *Journal of Desert Research* 28, 701–705.
- Tandy, S., Wallace, H.L., Jones, D.L., Nason, M.A., Williamson, J.C. & Healey, J.R. – 2011. Can a mesotrophic grassland community be restored on a post-industrial sandy site with compost made from waste materials? *Biological Conservation*, 144(1):500-510.
- Tejada, M., García, C., González, J.L., Hernández, M.T., 2006a. Organic amendment based on fresh and composted beet vinasse: influence on physical, chemical and biological properties and wheat yield. *Soil Science Society of America Journal* 70, 900–908.
- Tejada, M., González, J.L., 2006a. Effects of two beet vinasse forms on soil physical properties and soil loss. *Catena* 68, 41–50.
- Tejada, M., González, J.L., 2007. Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain. *Soil and Tillage Research* 93, 197–205.
- Tejada, M., Moreno, J.L., Hernández, M.T., García, C., 2007. Application of two beet vinasse forms on soil restoration: effects on soil properties in an arid environment in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119, 289–298.
- Terras, M. (2011). *Typologie, cartographie des stations forestières et modélisations des peuplements forestiers. Cas des massifs forestiers de la wilaya de Saida (Algérie)*.
- Tessier, D., Bruand, A., Le Bissonnais, Y., & Dambrine, E. (1996). Qualité chimique et physique des sols: variabilité spatiale et évolution. *Etude et Gestion des Sols* (3/4), 229-244.
- Tester, C.F., 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 827–831.
- Trabaud, L. (1979). Etude du comportement du feu dans la garrigue de chêne kermes à partir des températures et des vitesses de propagation. In *Annales des Sciences Forestières* (Vol. 36, No. 1, pp. 13-38). EDP Sciences.
- Tregurtha, C. S., Horrocks, A., Meenken, E. D., Maley, S., & Beare, M. H. (2010). Enhancing forage crop production and soil quality with municipal compost. *Agronomy New Zealand*, 40, 81-91.
- Vaezi, A. R., Ahmadi, M., & Cerdà, A. (2017). Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. *Science of the Total Environment*, 583, 382-392.
- Van Andel, J., & Van den Bergh, J. (1987). Disturbance of grasslands. In V. A. J, B. JP & S. W (Eds.), *Disturbance in grasslands – causes, effects and processes* (pp. 3–13). Junk, Boston.
- Van-camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A. R., Jones, R. J., Montanarella, L., Olazabal, C., & Selvaradjou, S.-k. (2004). Reports of Technical working groups established under the thematic strategy for soil protection.
- Vance, E., & Chapin Iii, F. (2001). Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(2), 173-188.

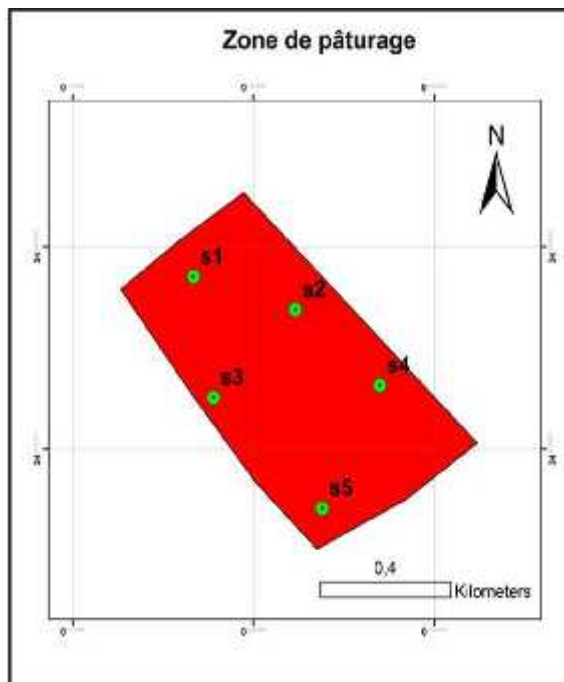
- Varela, S.A., Gobbi, M.E., Laos, F., 2011. Can biosolids compost improve, in the short term, native vegetation and soils fertility in burned *Nothofagus pumilio* forest in Patagonia, Argentina? *Bosque Valdivia* 32, 267- 278.
- Verney, R., Deloffre, J., Brun-Cottan, J.-C., & Lafite, R. (2007). The effect of wave-induced turbulence on intertidal mudflats: Impact of boat traffic and wind. *Continental Shelf Research*, 27(5), 594-612.
- Vink, A. P. A. (1983). *Landscape ecology and land use*: Longman Inc.
- Von Wandruszka R (2006) Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility. *Geochemical Transactions* 7, 6–14. doi:10.1186/1467-4866-7-6
- Walter, C., Bispo, A., Chenu, C., Langlais-Hesse, A., & Schwartz, C. (2013). Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorisation. *Cah. Demeter*, 51-68.
- Wang, W., Dalal, R., Moody, P., & Smith, C. (2003). Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(2), 273-284.
- Wang, X., Cammeraat, E. L., Cerli, C., & Kalbitz, K. (2014). Soil aggregation and the stabilization of organic carbon as affected by erosion and deposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 72, 55-65..
- Wang, Z., Govers, G., Steegen, A., Clymans, W., Van den Putte, A., Langhans, C., Merckx, R., Van Oost, K., 2010. Soil carbon redistribution by water erosion at the catchment level in an intensively cultivated area: characteristics, budgets and implications. In: EGU General Assembly 2010, held 2–7 May, 2010 in Vienna, Austria, p. 1796.
- Wardle, D. A. (2002). *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*: Princeton University Press.
- Wei, L., Zhang, B., & Wang, M. (2007). Effects of antecedent soil moisture on runoff and soil erosion in alley cropping systems. *Agricultural Water Management*, 94, 54-62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2007.08.007>
- White, P. S., & Jentsch, A. (2001). The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics *Progress in botany* (pp. 399-450): Springer. Les forêts méditerranéennes : une nouvelle stratégie de conservation (2001).
- Xiaojun, N., Jianhui, Z., & Zhengan, S. (2013). Dynamics of soil organic carbon and microbial biomass carbon in relation to water erosion and tillage erosion. *PLoS One*, 8(5), e64059.
- Yaduvanshi, N.P.S. 2001. Effect of five years of rice-wheat cropping and NPK fertilizer use with and without organic and green manures on soil properties and crop yields in a reclaimed sodic soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 49(4): 714-719.
- Yilmaz E, Alagöz Z. 2010. Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region – Turkey. *International Journal of Food, Agriculture and Environment* 8: 859–862.
- Young, I., & Ritz, K. (2000). Tillage, habitat space and function of soil microbes. *Soil and Tillage Research*, 53(3-4), 201-213.
- Young, T.P., Petersen, D.A., Clary, J.J., 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8, 662-673.

- Zaller, J. G., & Köpke, U. (2004). Effects of traditional and biodynamic farmyard manure amendment on yields, soil chemical, biochemical and biological properties in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 40(4), 222-229.
- Zaman, M., Matsushima, M., Chang, S.X., Inubushi, K., Nguyen, L., Goto, S., Kaneko, F. & Yoneyama, T. 2004. Nitrogen mineralization, N₂O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts. *Biology and Fertility of Soils*, 40, 101–109.
- Zemiti, B. (2001). Mécanismes de désertification dans une steppe à Armoise blanche (*Artemisia herba alba* Asso.). Cas de la région d'EL May (Sud-Oranais, Algérie). *Magister, Université des Sciences et Technologies Houari Boumediène, Alger*.
- Zhang, J., Quine, T. A., Ni, S., & Ge, F. (2006). Stocks and dynamics of SOC in relation to soil redistribution by water and tillage erosion. *Global Change Biology*, 12(10), 1834-1841.
- Zihlmann, U., Weisskopf, P., Muller, M., Schaflutzel, R., Chervet, A., & Sturny, W. (2001). III. Effets sur la matière organique et les nutriments dans le sol. *Revue Suisse d'Agriculture*, 33(1), 21-25.
- Zoffoun A.G., Aboh A.B., Adjolohoun S., Houinato M., Sinsin B., 2013. Effet de l'âge et de l'intensité de pâture sur le développement des touffes et la production de biomasse de *Panicum maximum* var. C1 dans les pâturages artificiels en zone soudanienne et subéquatoriale [Effect of age and grazing intensity on tufts development and biomass production of *Panicum maximum* var. C1 in artificial pastures in Sudan and subequatorial areas]. *Biological and Chemical Sciences* 7(3): 1168-1179.

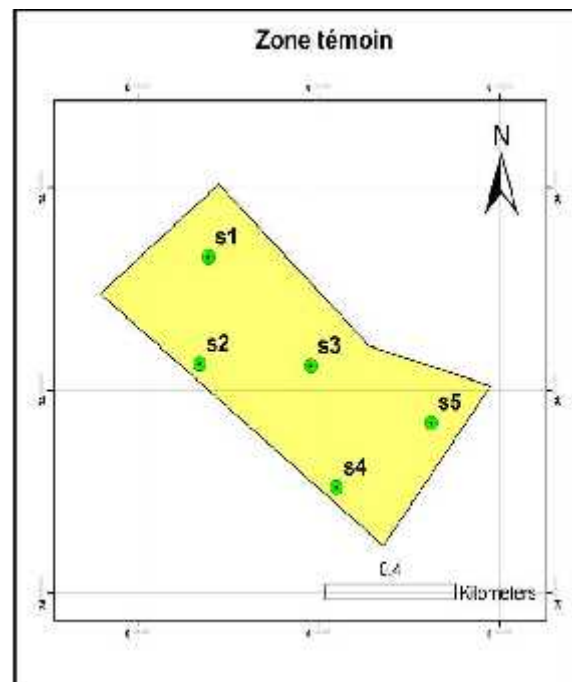
ANNEXES

Annexe 01 : Zone de surpâturage.

Pâturage



Témoin



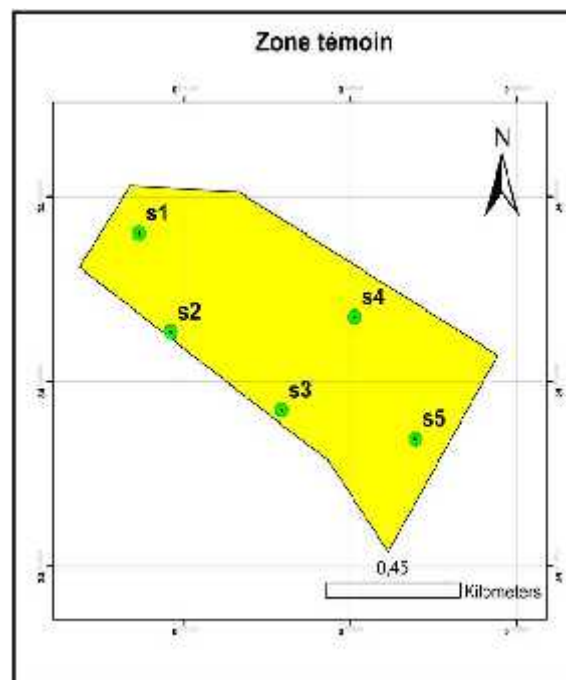
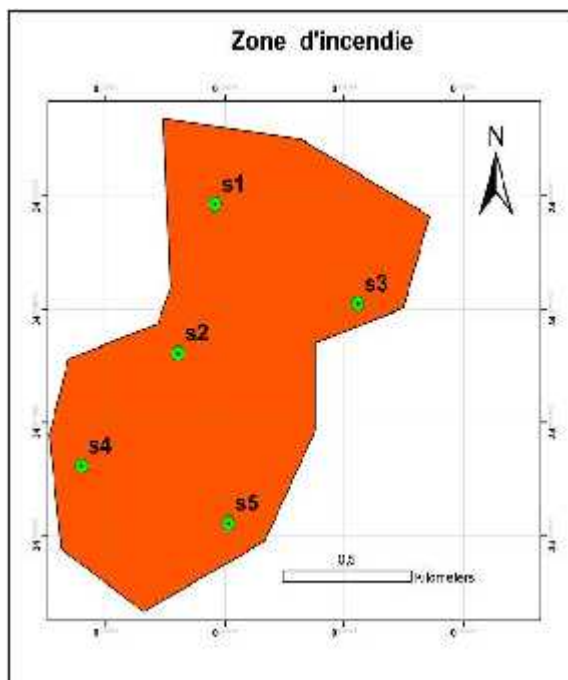
Stations	Zone pâturée		Zone témoin	
	longitude	latitude	longitude	latitude
Station 1	0° 7'0.90"E	34°55'10.47"N	0° 7'14.12"E	34°55'25.26"N
Station 2	0° 7'11.11"E	34°55'7.32"N	0° 7'13.17"E	34°55'15.52"N
Station 3	0° 7'2.70"E	34°54'58.55"N	0° 7'24.30"E	34°55'15.66"N
Station 4	0° 7'19.22"E	34°54'59.66"N	0° 7'26.79"E	34°55'4.77"N
Station 5	0° 7'13.50"E	34°54'48.72"N	0° 7'36.35"E	34°55'10.35"N

Annexe 02 : Zone d'incendie.

Incendie



Témoin



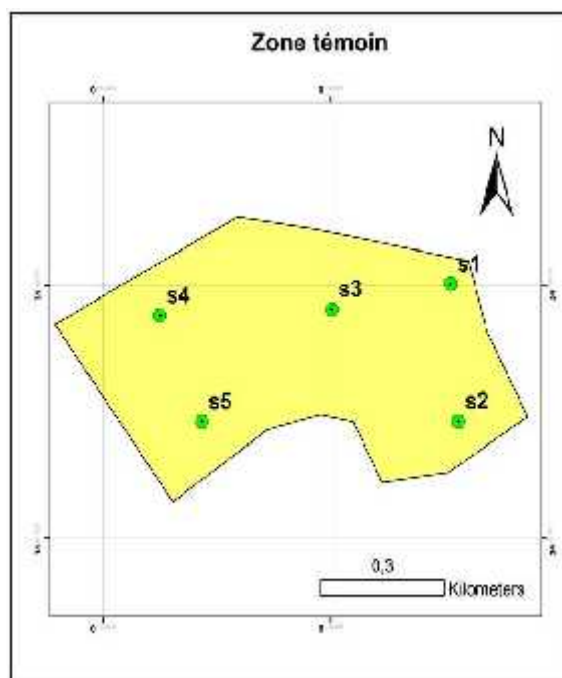
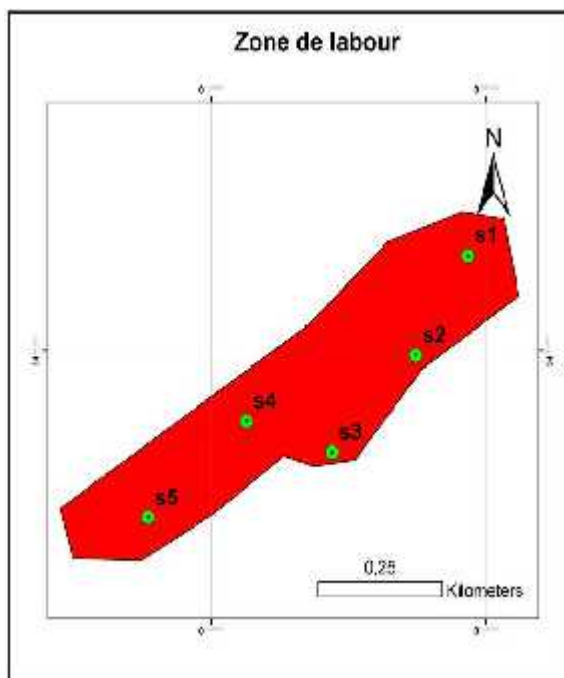
Stations	Zone incendiée		Zone témoin	
	longitude	latitude	longitude	latitude
Station 1	0° 8'2.86"E	34°55'14.60"N	0° 7'2.21"E	34°55'27.79"N
Station 2	0° 7'58.54"E	34°54'57.68"	0° 7'5.39"E	34°55'17.90"N
Station 3	0° 8'20.80"E	34°55'3.62"N	0° 7'17.46"E	34°55'10.18"N
Station 4	0° 7'46.10"E	34°54'45.30"N	0° 7'25.30"E	34°55'18.95"N
Station 5	0° 8'4.60"E	34°54'38.78"N	0° 7'32.02"E	34°55'7.25"N

Annexe 03 : Zone de labour.

Labour



Témoin



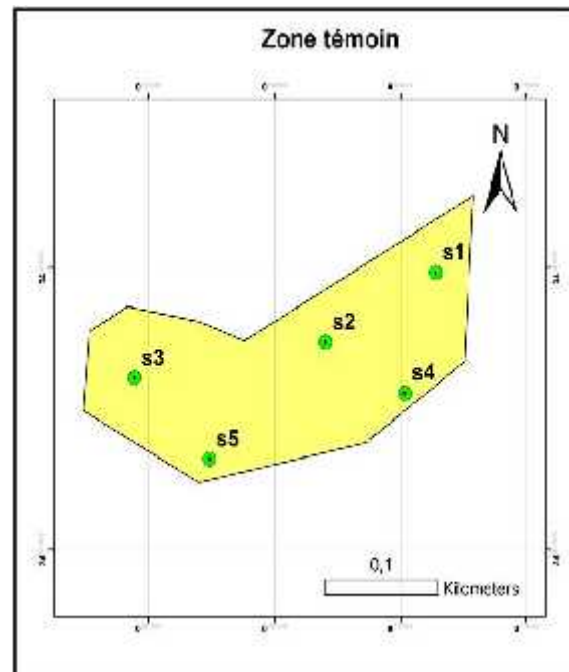
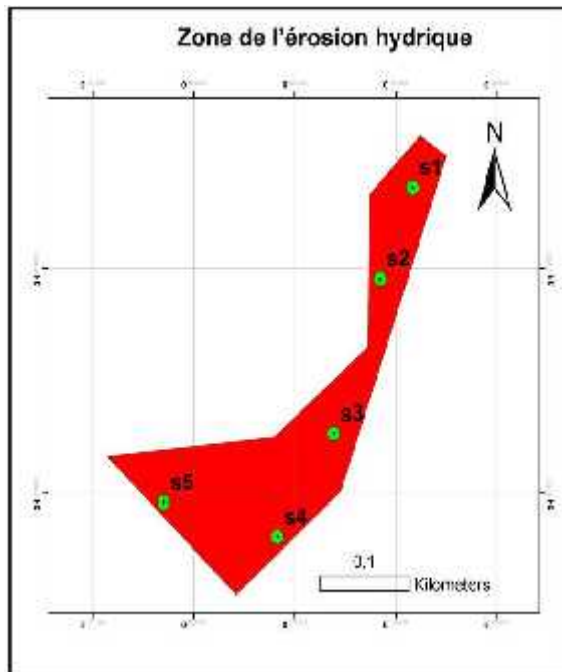
Stations	Zone labourée		Zone témoin	
	longitude	latitude	longitude	latitude
Station 1	0° 7'41.60"E	34°55'0.26"N	0° 7'49.94"E	34°55'11.67"N
Station 2	0° 7'38.22"E	34°54'54.39"N	0° 7'50.32"E	34°55'1.76"N
Station 3	0° 7'32.79"E	34°54'48.56"N	0° 7'32.79"E	34°54'48.56"N
Station 4	0° 7'27.18"E	34°54'50.53"N	0° 7'27.18"E	34°54'50.53"N
Station 5	0° 7'20.83"E	34°54'44.82"N	0° 7'20.83"E	34°54'44.82"N

Annexe 04 : Zone de l'érosion hydrique.

Erosion hydrique



Témoin



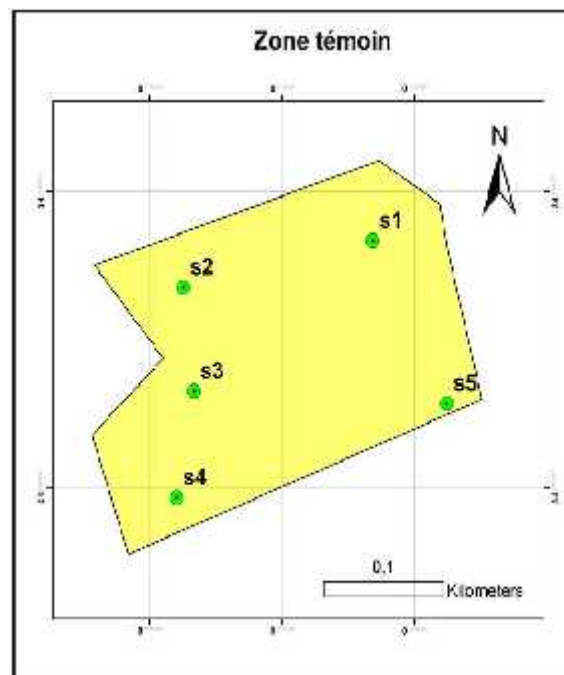
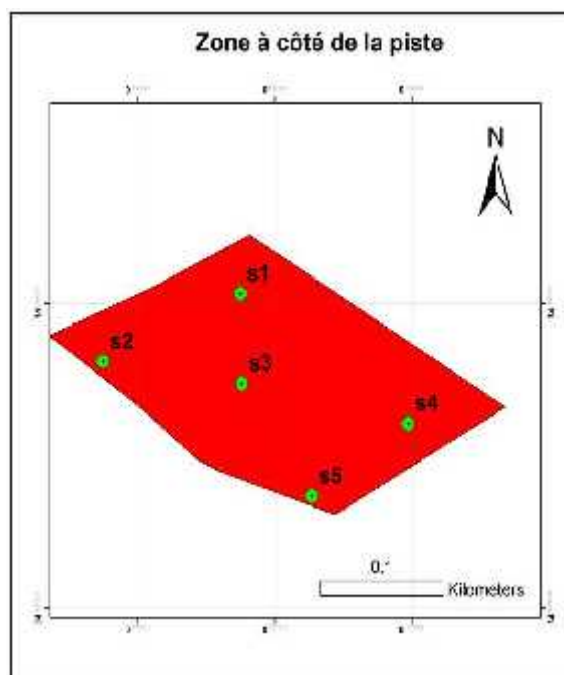
Stations	Zone érodée		Zone témoin	
	longitude	latitude	longitude	latitude
Station 1	0° 7'28.96"E	34°54'46.22"N	0° 7'25.80"E	34°54'43.52"N
Station 2	0° 7'27.89"E	34°54'43.47"N	0° 7'22.70"E	34°54'41.85"N
Station 3	0° 7'26.19"E	34°54'38.47"N	0° 7'17.22"E	34°54'40.92"N
Station 4	0° 7'24.18"E	34°54'35.20"N	0° 7'24.95"E	34°54'40.53"N
Station 5	0° 7'20.14"E	34°54'36.25"N	0° 7'19.38"E	34°54'38.82"N

Annexe 05 : Zone a côté de la piste forestière.

La piste forestière

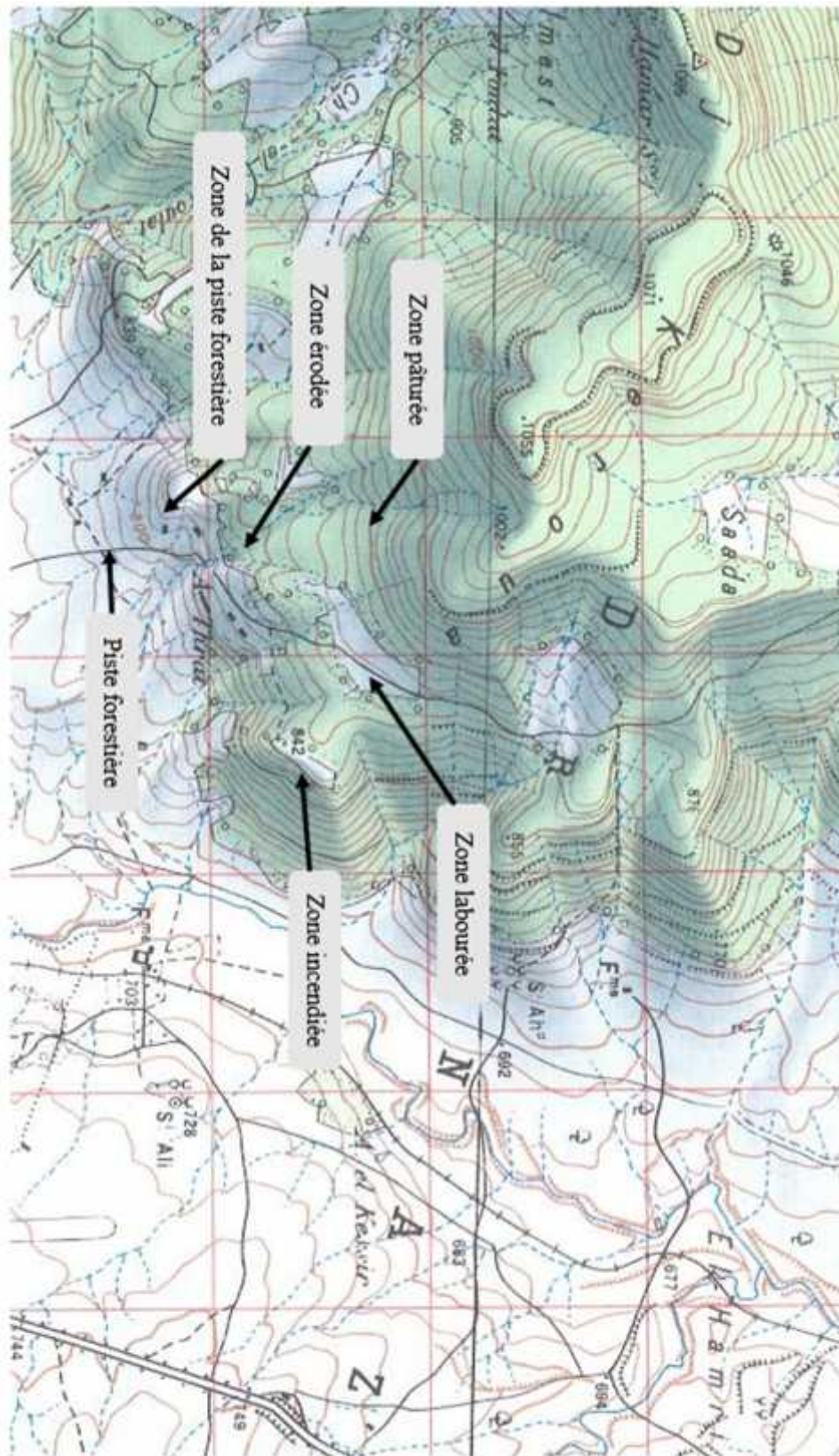


Témoin



Stations	Zone à côté de la piste		Zone témoin	
	longitude	latitude	longitude	latitude
Station 1	0° 7'16.65"E	34°54'36.58"N	0° 7'12.82"E	34°54'42.41"N
Station 2	0° 7'13.06"E	34°54'34.99"N	0° 7'7.65"E	34°54'41.21"N
Station 3	0° 7'16.71"E	34°54'34.45"N	0° 7'7.95"E	34°54'38.72"N
Station 4	0° 7'21.04"E	34°54'33.54"N	0° 7'7.47"E	34°54'36.07"N
Station 5	0° 7'18.55"E	34°54'31.84"N	0° 7'14.81"E	34°54'38.38"N

Annexe 06 : localisation des contraintes sur la carte d'état-major.



Annexe 07 : Mise en place de la restauration écologique.



Annexe 08 : Les coordonnées géographiques des relevés.

		Pâturage					
		Zone pâturée			Zone témoin		
Relevés		Latitude	Longitude	Altitude(m)	Latitude	Longitude	Altitude(m)
Station 1	R1	34°55'11.09"N	0° 7'0.50"E	1007	34°55'26.17"N	0° 7'14.12"E	971
	R2	34°55'10.74"N	0° 7'0.15"E	1005	34°55'26.04"N	0° 7'14.58"E	968
	R3	34°55'10.94"N	0° 7'1.18"E	1005	34°55'25.46"N	0° 7'14.66"E	965
	R4	34°55'10.57"N	0° 7'0.60"E	1004	34°55'25.81"N	0° 7'13.48"E	974
	R5	34°55'10.69"N	0° 7'1.18"E	1005	34°55'25.26"N	0° 7'13.75"E	971
Station 2	R1	34°55'8.17"N	0° 7'10.87"E	986	34°55'16.09"N	0° 7'13.02"E	993
	R2	34°55'7.97"N	0° 7'10.69"E	985	34°55'15.89"N	0° 7'12.76"E	994
	R3	34°55'8.09"N	0° 7'11.26"E	987	34°55'15.54"N	0° 7'13.03"E	994
	R4	34°55'7.76"N	0° 7'10.96"E	986	34°55'16.37"N	0° 7'13.45"E	989
	R5	34°55'8.06"N	0° 7'11.20"E	987	34°55'16.05"N	0° 7'13.74"E	990
Station 3	R1	34°54'59.32"N	0° 7'2.33"E	948	34°55'15.84"N	0° 7'24.00"E	936
	R2	34°54'59.10"N	0° 7'2.18"E	947	34°55'16.38"N	0° 7'24.46"E	930
	R3	34°54'59.53"N	0° 7'2.66"E	949	34°55'16.79"N	0° 7'23.76"E	934
	R4	34°54'59.22"N	0° 7'2.73"E	946	34°55'16.37"N	0° 7'23.55"E	936
	R5	34°54'59.05"N	0° 7'2.45"E	946	34°55'16.06"N	0° 7'24.79"E	932
Station 4	R1	34°55'0.20"N	0° 7'18.92"E	956	34°55'5.20"N	0° 7'26.56"E	942
	R2	34°55'0.04"N	0° 7'18.78"E	954	34°55'5.58"N	0° 7'27.06"E	939
	R3	34°55'0.37"N	0° 7'19.25"E	957	34°55'5.57"N	0° 7'27.54"E	937
	R4	34°54'59.70"N	0° 7'19.09"E	952	34°55'5.32"N	0° 7'27.24"E	938
	R5	34°55'0.35"N	0° 7'19.43"E	958	34°55'4.97"N	0° 7'27.41"E	940
Station 5	R1	34°54'49.12"N	0° 7'13.34"E	897	34°55'10.88"N	0° 7'36.23"E	905
	R2	34°54'49.02"N	0° 7'13.13"E	897	34°55'10.48"N	0° 7'35.84"E	906
	R3	34°54'49.24"N	0° 7'13.71"E	898	34°55'11.01"N	0° 7'36.91"E	906
	R4	34°54'48.94"N	0° 7'13.44"E	896	34°55'10.43"N	0° 7'37.03"E	909
	R5	34°54'48.91"N	0° 7'13.80"E	895	34°55'10.11"N	0° 7'36.72"E	907

Incendie							
Relevés	Zone incendiée			Zone témoin			
	Latitude	Longitude	Altitude(m)	Latitude	Longitude	Altitude(m)	
Station 1	R1	34°55'15.20"N	0° 8'2.29"E	847	34°55'28.26"N	0° 7'1.95"E	976
	R2	34°55'14.50"N	0° 8'1.89"E	847	34°55'28.39"N	0° 7'2.85"E	976
	R3	34°55'15.99"N	0° 8'3.40"E	842	34°55'27.85"N	0° 7'2.94"E	978
	R4	34°55'14.55"N	0° 8'3.69"E	844	34°55'27.64"N	0° 7'1.74"E	978
	R5	34°55'13.84"N	0° 8'2.89"E	843	34°55'27.39"N	0° 7'2.46"E	980
Station 2	R1	34°54'59.40"N	0° 7'59.37"E	763	34°55'18.27"N	0° 7'5.24"E	998
	R2	34°54'58.65"N	0° 7'58.20"E	771	34°55'17.84"N	0° 7'4.90"E	999
	R3	34°54'59.51"N	0° 8'0.71"E	749	34°55'18.46"N	0° 7'5.76"E	997
	R4	34°54'57.18"N	0° 7'58.25"E	769	34°55'18.16"N	0° 7'5.75"E	998
	R5	34°54'58.45"N	0° 7'59.96"E	761	34°55'17.98"N	0° 7'5.76"E	998
Station 3	R1	34°55'5.37"N	0° 8'20.84"E	762	34°55'10.40"N	0° 7'17.22"E	992
	R2	34°55'4.53"N	0° 8'20.00"E	761	34°55'10.87"N	0° 7'17.78"E	988
	R3	34°55'3.81"N	0° 8'19.13"E	761	34°55'10.49"N	0° 7'18.03"E	988
	R4	34°55'3.50"N	0° 8'20.16"E	757	34°55'10.16"N	0° 7'17.91"E	990
	R5	34°55'5.42"N	0° 8'21.63"E	759	34°55'9.89"N	0° 7'17.20"E	992
Station 4	R1	34°54'46.65"N	0° 7'45.43"E	850	34°55'18.92"N	0° 7'24.92"E	918
	R2	34°54'45.90"N	0° 7'45.32"E	851	34°55'18.19"N	0° 7'24.55"E	924
	R3	34°54'47.37"	0° 7'46.62"E	841	34°55'18.22"N	0° 7'25.16"E	919
	R4	34°54'44.92"N	0° 7'46.59"E	853	34°55'19.48"N	0° 7'25.62"E	908
	R5	34°54'44.26"N	0° 7'45.52"E	854	34°55'18.13"N	0° 7'24.95"E	916
Station 5	R1	34°54'39.65"N	0° 8'3.94"E	761	34°55'7.54"N	0° 7'31.73"E	921
	R2	34°54'38.76"N	0° 8'3.61"E	756	34°55'7.07"N	0° 7'31.42"E	924
	R3	34°54'40.20"N	0° 8'4.77"E	761	34°55'8.49"N	0° 7'32.50"E	918
	R4	34°54'39.77"N	0° 8'4.57"E	761	34°55'7.95"N	0° 7'32.67"E	916
	R5	34°54'39.54"N	0° 8'2.98"E	762	34°55'8.93"N	0° 7'31.82"E	921

Labour							
Relevés	Zone labourée			Zone témoin			
	Latitude	Longitude	Altitude(m)	Latitude	Longitude	Altitude(m)	
Station 1	R1	34°55'0.17"N	0° 7'42.03"E	866	34°55'12.13"N	0° 7'49.76"E	841
	R2	34°55'0.07"N	0° 7'41.53"E	868	34°55'11.88"N	0° 7'49.44"E	840
	R3	34°55'0.84"N	0° 7'41.40"E	868	34°55'12.28"N	0° 7'50.42"E	842
	R4	34°55'0.67"N	0° 7'41.11"E	869	34°55'11.41"N	0° 7'49.58"E	837
	R5	34°55'0.91"N	0° 7'41.83"E	867	34°55'11.71"N	0° 7'50.51"E	837
Station 2	R1	34°54'54.71"N	0° 7'38.40"E	872	34°55'2.57"N	0° 7'50.20"E	834
	R2	34°54'54.59"N	0° 7'38.07"E	872	34°55'2.60"N	0° 7'50.61"E	831
	R3	34°54'54.22"N	0° 7'38.16"E	871	34°55'2.18"N	0° 7'49.78"E	837
	R4	34°54'54.75"N	0° 7'38.71"E	871	34°55'1.90"N	0° 7'50.12"E	835
	R5	34°54'54.50"N	0° 7'38.55"E	871	34°55'2.25"N	0° 7'50.73"E	831
Station 3	R1	34°54'48.81"N	0° 7'32.62"E	873	34°55'10.39"N	0° 7'39.99"E	885
	R2	34°54'49.01"N	0° 7'32.92"E	873	34°55'10.78"N	0° 7'40.59"E	883
	R3	34°54'49.05"N	0° 7'33.16"E	872	34°55'10.27"N	0° 7'40.92"E	881
	R4	34°54'48.84"N	0° 7'33.15"E	872	34°55'9.73"N	0° 7'39.91"E	884
	R5	34°54'48.63"N	0° 7'32.94"E	872	34°55'9.86"N	0° 7'40.39"E	882
Station 4	R1	34°54'51.01"N	0° 7'27.14"E	884	34°55'9.83"N	0° 7'26.15"E	944
	R2	34°54'50.86"N	0° 7'26.83"E	884	34°55'9.40"N	0° 7'26.09"E	946
	R3	34°54'50.80"N	0° 7'27.41"E	882	34°55'9.27"N	0° 7'26.62"E	943
	R4	34°54'50.56"N	0° 7'26.81"E	882	34°55'10.26"N	0° 7'26.53"E	940
	R5	34°54'50.78"N	0° 7'27.08"E	883	34°55'10.08"N	0° 7'26.71"E	940
Station 5	R1	34°54'45.15"N	0° 7'20.66"E	876	34°55'2.82"N	0° 7'29.93"E	920
	R2	34°54'45.15"N	0° 7'20.25"E	877	34°55'2.78"N	0° 7'30.30"E	916
	R3	34°54'44.87"N	0° 7'20.69"E	876	34°55'2.07"N	0° 7'29.50"E	923
	R4	34°54'44.93"N	0° 7'20.01"E	877	34°55'2.46"N	0° 7'30.62"E	914
	R5	34°54'44.73"N	0° 7'20.22"E	876	34°55'1.83"N	0° 7'30.02"E	918

Erosion hydrique							
Relevés	Zone érodée			Zone témoin			
	Latitude	Longitude	Altitude(m)	Latitude	Longitude	Altitude(m)	
Station 1	R1	34°54'46.52"N	0° 7'28.89"E	869	34°54'43.63"N	0° 7'25.68"E	865
	R2	34°54'46.64"N	0° 7'29.08"E	869	34°54'43.43"N	0° 7'25.52"E	865
	R3	34°54'46.56"N	0° 7'29.26"E	869	34°54'43.78"N	0° 7'26.00"E	864
	R4	34°54'46.33"N	0° 7'29.19"E	868	34°54'43.57"N	0° 7'26.04"E	864
	R5	34°54'46.37"N	0° 7'28.74"E	869	34°54'43.40"N	0° 7'25.81"E	864
Station 2	R1	34°54'43.72"N	0° 7'27.78"E	864	34°54'41.97"N	0° 7'22.59"E	864
	R2	34°54'43.83"N	0° 7'27.97"E	864	34°54'41.91"N	0° 7'22.81"E	864
	R3	34°54'43.47"N	0° 7'27.74"E	864	34°54'41.72"N	0° 7'22.79"E	866
	R4	34°54'43.41"N	0° 7'28.02"E	864	34°54'41.49"N	0° 7'22.62"E	866
	R5	34°54'43.26"N	0° 7'27.84"E	864	34°54'41.79"N	0° 7'22.37"E	868
Station 3	R1	34°54'38.81"N	0° 7'26.75"E	847	34°54'41.09"N	0° 7'17.08"E	865
	R2	34°54'38.57"N	0° 7'26.29"E	847	34°54'41.17"N	0° 7'17.31"E	866
	R3	34°54'38.56"N	0° 7'26.77"E	847	34°54'41.11"N	0° 7'17.49"E	866
	R4	34°54'38.19"N	0° 7'26.65"E	847	34°54'40.86"N	0° 7'17.43"E	865
	R5	34°54'38.10"N	0° 7'26.33"E	847	34°54'40.92"N	0° 7'17.00"E	865
Station 4	R1	34°54'35.50"N	0° 7'24.03"E	841	34°54'40.89"N	0° 7'25.06"E	859
	R2	34°54'35.60"N	0° 7'24.37"E	840	34°54'40.69"N	0° 7'25.03"E	859
	R3	34°54'35.30"N	0° 7'24.42"E	840	34°54'40.80"N	0° 7'24.78"E	860
	R4	34°54'35.00"N	0° 7'24.22"E	841	34°54'40.70"N	0° 7'25.21"E	858
	R5	34°54'35.31"N	0° 7'23.95"E	841	34°54'40.61"N	0° 7'24.73"E	860
Station 5	R1	34°54'36.31"N	0° 7'20.03"E	849	34°54'38.70"N	0° 7'19.56"E	864
	R2	34°54'36.09"N	0° 7'20.08"E	851	34°54'38.72"N	0° 7'19.20"E	863
	R3	34°54'36.55"N	0° 7'20.27"E	854	34°54'38.53"N	0° 7'19.57"E	863
	R4	34°54'36.14"N	0° 7'20.38"E	851	34°54'38.56"N	0° 7'19.27"E	863
	R5	34°54'36.47"N	0° 7'20.19"E	854	34°54'38.47"N	0° 7'19.41"E	863

Piste forestière							
Relevés	Zone à cote de la piste			Zone témoin			
	Latitude	Longitude	Altitude(m)	Latitude	Longitude	Altitude(m)	
Station 1	R1	34°54'36.81"N	0° 7'16.61"E	851	34°54'42.63"N	0° 7'12.78"E	874
	R2	34°54'36.82"N	0° 7'16.82"E	851	34°54'42.65"N	0° 7'13.09"E	874
	R3	34°54'36.62"N	0° 7'16.48"E	850	34°54'42.39"N	0° 7'13.11"E	873
	R4	34°54'36.68"N	0° 7'16.83"E	851	34°54'42.48"N	0° 7'12.58"E	874
	R5	34°54'36.58"N	0° 7'16.71"E	851	34°54'42.33"N	0° 7'12.88"E	874
Station 2	R1	34°54'35.05"N	0° 7'12.90"E	847	34°54'41.54"N	0° 7'7.83"E	871
	R2	34°54'35.23"N	0° 7'13.13"E	848	34°54'41.45"N	0° 7'7.55"E	871
	R3	34°54'35.15"N	0° 7'13.30"E	847	34°54'41.19"N	0° 7'7.42"E	869
	R4	34°54'35.00"N	0° 7'13.32"E	847	34°54'41.37"N	0° 7'7.97"E	871
	R5	34°54'34.94"N	0° 7'13.13"E	847	34°54'41.21"N	0° 7'7.88"E	870
Station 3	R1	34°54'34.75"N	0° 7'16.75"E	845	34°54'39.05"N	0° 7'8.05"E	862
	R2	34°54'34.64"N	0° 7'16.56"E	844	34°54'38.92"N	0° 7'8.32"E	861
	R3	34°54'34.71"N	0° 7'16.91"E	845	34°54'38.88"N	0° 7'7.81"E	862
	R4	34°54'34.53"N	0° 7'16.92"E	844	34°54'38.69"N	0° 7'7.89"E	861
	R5	34°54'34.41"N	0° 7'16.62"E	843	34°54'38.76"N	0° 7'8.21"E	861
Station 4	R1	34°54'33.85"N	0° 7'21.07"E	840	34°54'36.34"N	0° 7'7.40"E	861
	R2	34°54'33.86"N	0° 7'21.27"E	840	34°54'36.35"N	0° 7'7.75"E	861
	R3	34°54'33.54"N	0° 7'21.26"E	839	34°54'36.17"N	0° 7'7.31"E	861
	R4	34°54'33.83"N	0° 7'20.84"E	840	34°54'36.08"N	0° 7'7.74"E	861
	R5	34°54'33.67"N	0° 7'20.95"E	840	34°54'36.07"N	0° 7'7.47"E	861
Station 5	R1	34°54'32.09"N	0° 7'18.49"E	836	34°54'38.70"N	0° 7'14.94"E	860
	R2	34°54'32.00"N	0° 7'18.36"E	836	34°54'38.62"N	0° 7'14.65"E	860
	R3	34°54'32.10"N	0° 7'18.68"E	836	34°54'38.57"N	0° 7'15.15"E	860
	R4	34°54'31.85"N	0° 7'18.76"E	836	34°54'38.38"N	0° 7'15.05"E	860
	R5	34°54'31.81"N	0° 7'18.44"E	836	34°54'38.43"N	0° 7'14.69"E	860

Annexe 09 : Résultats des effets des actions anthropiques sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques

Relevés	élément analysé (pH _{EAU})									
	contraintes									
	Incendie		Labour		Erosion Hydrique		Surpaturage		Piste forestière	
	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté
1	7.6	7.7	7.8	7.8	7.9	7.5	7.7	7.7	7.3	7.8
2	7.7	7.6	7.7	7.8	7.6	7.6	7.8	7.5	7.5	7.9
3	7.6	7.7	7.7	7.9	7.8	7.6	7.7	7.5	7.6	7.7
4	7.6	7.6	7.6	8	7.8	7.7	7.7	7.6	7.5	7.7
5	7.7	7.6	7.8	7.9	7.7	7.5	7.6	7.7	7.6	7.6
Moyenne	7.64	7.64	7.72	7.88	7.76	7.58	7.7	7.6	7.5	7.74

Relevés	élément analysé (pH _{KCl})									
	contraintes									
	Incendie		Labour		Erosion Hydrique		Surpaturage		Piste forestière	
	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté
1	7.4	7.4	7.6	7.5	7.6	7.2	7.4	7.5	7.2	7.6
2	7.4	7.4	7.4	7.6	7.3	7.3	7.5	7.3	7.1	7.8
3	7.2	7.5	7.4	7.7	7.4	7.3	7.4	7.3	7.1	7.4
4	7.4	7.4	7.3	7.7	7.5	7.5	7.5	7.3	7.3	7.5
5	7.5	7.3	7.5	7.6	7.4	7.3	7.4	7.4	7.2	7.3
Moyenne	7.38	7.4	7.44	7.62	7.44	7.32	7.44	7.36	7.18	7.52

Relevés	élément analysé (conductivité électrique)									
	contraintes									
	Incendie		Labour		Erosion Hydrique		Surpaturage		Piste forestière	
	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté	Témoin	Infecté
1	0.22	0.2	0.15	0.15	0.36	0.3	0.2	0.16	0.23	0.19
2	0.26	0.15	0.15	0.16	0.22	0.19	0.31	0.15	0.17	0.21
3	0.26	0.19	0.19	0.17	0.15	0.2	0.18	0.13	0.14	0.13
4	0.22	0.22	0.2	0.17	0.21	0.18	0.13	0.14	0.16	0.15
5	0.15	0.16	0.29	0.18	0.28	0.24	0.2	0.13	0.17	0.19
Moyenne	0.222	0.184	0.196	0.166	0.244	0.222	0.204	0.142	0.174	0.174

élément analysé (matière organique)							
contraintes	contraintes	relevé	Tare (p0)	Peser	Peser(p1)	p2	Total
Incendie	Infecté	1	74.17	10.09	84.26	83.48	7.73
	Témoin	2	93.73	10.01	103.74	102.13	16.08
Erosion Hydrique	Infecté	1	78.72	10.04	88.76	87.49	12.65
	Témoin	2	79.74	10.01	89.75	88.9	8.49
Labour	Infecté	1	74.28	10	84.28	83.83	4.50
	Témoin	2	72.11	10.02	82.13	81.27	8.58
Infrastructure (route)	Infecté	1	80.65	10.06	90.71	90.08	6.26
	Témoin	2	89.64	10.04	99.68	98.74	9.36
Surpaturage	Infecté	1	91.37	10.11	101.48	100.65	8.21
	Témoin	2	71.38	10.11	81.49	80.29	11.87

contraintes	Humidité							Moyenne
	sites	relevé	Tare(p1)	Peser	Peser(p2)	p3	Total	
Incendie	Infecté	1	24.75	3.81	28.56	28.41	4.10	3.33
		2	24.53	3.74	28.27	28.2	1.91	
		3	24.82	3.24	28.06	27.97	2.86	
		4	24.53	3.97	28.5	28.36	3.66	
		5	24.74	3.78	28.52	28.37	4.13	
	Témoin	6	24.73	3.45	28.18	27.79	12.75	8.22
		7	25.08	3.52	28.6	28.43	5.07	
		8	24.44	3.62	28.06	27.74	9.70	
		9	24.67	3.33	28	27.71	9.54	
		10	24.48	4.11	28.59	28.43	4.05	
Erosion Hydrique	Infecté	11	37.1	3.83	40.93	40.75	4.93	5.48
		12	37.68	3.31	40.99	40.76	7.47	
		13	38.14	4.32	42.46	42.26	4.85	
		14	38.13	4.19	42.32	42.28	0.96	
		15	39.62	4.04	43.66	43.32	9.19	
	Témoin	16	39.21	4.57	43.78	43.55	5.30	5.15
		17	38.5	3.65	42.15	41.94	6.10	
		18	37.8	4.55	42.35	42.07	6.56	
		19	38.02	3.47	41.49	41.33	4.83	
		20	38.85	3.49	42.34	42.24	2.95	
Labour	Infecté	21	24.84	3.67	28.51	28.38	3.67	3.11
		22	24.53	4.28	28.81	28.72	2.15	
		23	24.79	4.92	29.71	29.6	2.29	
		24	37.55	4.61	42.16	41.97	4.30	
		25	39.58	4.61	44.19	44.05	3.13	
	Témoin	26	25.04	3.35	28.39	28.33	1.82	3.71
		27	25.07	3.69	28.76	28.65	3.07	
		28	24.61	3.91	28.52	28.32	5.39	
		29	24.53	3.59	28.12	27.94	5.28	
		30	25.04	3.8	28.84	28.73	2.98	
Piste forestiere	Infecté	31	38.15	4.95	43.1	42.99	2.27	2.64
		32	38.17	4.09	42.26	42.18	2.00	
		33	38.26	3.04	41.3	41.24	2.01	
		34	38.03	4.41	42.44	42.32	2.80	
		35	39.81	3.03	42.84	42.72	4.12	
	Témoin	36	39.25	3.03	42.28	42.12	5.57	5.74
		37	39.7	3.76	43.46	43.27	5.32	
		38	38.54	3.23	41.77	41.62	4.87	
		39	38.18	4.54	42.72	42.37	8.35	
		40	40	3.43	43.43	43.28	4.57	
Surpaturage	Infecté	41	38.06	4	42.06	41.96	2.56	2.76
		42	38.1	3.68	41.78	41.68	2.79	
		43	37.64	5.25	42.89	42.72	3.35	
		44	38.11	3.25	41.36	41.29	2.20	
		45	39.87	3.57	43.44	43.34	2.88	
	Témoin	46	39.62	3.87	43.49	43.18	8.71	7.83
		47	39.23	3.11	42.34	42.09	8.74	
		48	37.53	3.68	41.21	40.99	6.36	
		49	38.04	3.21	41.25	41.05	6.64	
		50	37.91	3.63	41.54	41.25	8.68	

contraintes	Densité apparente								Moyenne
	contraintes	relevé	C,H	C,S	C,V	Masse sèche	Vollume T	Total	
Incendie	Infecté	1	218	213	97	116	100.48	1.15	1.23
		2	265	262	115	147	100.48	1.46	
		3	251	245	116	129	100.48	1.28	
		4	235	230	115	115	100.48	1.14	
		5	234	229	117	112	100.48	1.11	
	Témoin	6	216	206	117	89	100.48	0.89	1.06
		7	241	233	115	118	100.48	1.17	
		8	221	211	117	94	100.48	0.94	
		9	236	226	116	110	100.48	1.09	
		10	243	236	116	120	100.48	1.19	
Erosion Hydrique	Infecté	11	238	228	116	112	100.48	1.11	1.18
		12	237	227	117	110	100.48	1.09	
		13	247	239	117	122	100.48	1.21	
		14	255	252	115	137	100.48	1.36	
		15	221	209	98	111	100.48	1.10	
	Témoin	16	227	222	97	125	100.48	1.24	1.29
		17	224	216	97	119	100.48	1.18	
		18	244	235	116	119	100.48	1.18	
		19	255	249	115	134	100.48	1.33	
		20	273	267	117	150	100.48	1.49	
Labour	Infecté	21	266	260	116	144	100.48	1.43	1.37
		22	265	262	118	144	100.48	1.43	
		23	280	275	166	109	100.48	1.08	
		24	271	263	116	147	100.48	1.46	
		25	268	262	116	146	100.48	1.45	
	Témoin	26	278	273	116	157	100.48	1.56	1.25
		27	249	244	116	128	100.48	1.27	
		28	239	231	117	114	100.48	1.13	
		29	245	240	117	123	100.48	1.22	
		30	233	224	117	107	100.48	1.06	
Piste forestiere	Infecté	31	270	265	117	148	100.48	1.47	1.38
		32	235	231	97	134	100.48	1.33	
		33	256	251	115	136	100.48	1.35	
		34	267	261	116	145	100.48	1.44	
		35	252	245	116	129	100.48	1.28	
	Témoin	36	256	247	117	130	100.48	1.29	1.29
		37	243	234	97	137	100.48	1.36	
		38	247	240	98	142	100.48	1.41	
		39	208	200	98	102	100.48	1.02	
		40	260	253	116	137	100.48	1.36	
Surpaturage	Infecté	41	239	235	97	138	100.48	1.37	1.45
		42	284	278	117	161	100.48	1.60	
		43	271	267	116	151	100.48	1.50	
		44	262	257	115	142	100.48	1.41	
		45	258	254	117	137	100.48	1.36	
	Témoin	46	242	232	117	115	100.48	1.14	1.07
		47	200	190	96	94	100.48	0.94	
		48	242	235	114	121	100.48	1.20	
		49	197	189	97	92	100.48	0.92	
		50	223	214	97	117	100.48	1.16	

contraintes	Densité réelle								Moyenne
	contraintes	relevé	P	P1	P2	densité	Vollume T	Total	
Incendie	Infecté	1	10	206.05	212.82	0.88	3.67	2.72	2.42
		2	10	197.13	203.44	0.88	4.19	2.38	
		3	10	199.32	205.44	0.88	4.41	2.27	
		4	10	197.13	203.69	0.88	3.91	2.56	
		5	10	199.32	205.27	0.88	4.60	2.17	
	Témoin	6	10	206.05	211.76	0.88	4.88	2.05	2.39
		7	10	197.13	203.11	0.88	4.57	2.19	
		8	10	199.32	204.22	0.88	5.80	1.73	
		9	10	197.13	204.26	0.88	3.26	3.07	
		10	10	199.32	206.31	0.88	3.42	2.92	
Erosion Hydrique	Infecté	11	10	206.05	212.97	0.88	3.50	2.86	2.50
		12	10	197.13	203.62	0.88	3.99	2.51	
		13	10	199.32	204.96	0.88	4.95	2.02	
		14	10	197.13	204.31	0.88	3.20	3.12	
		15	10	199.32	204.88	0.88	5.05	1.98	
	Témoin	16	10	206.05	212.77	0.88	3.73	2.68	2.42
		17	10	197.13	203.62	0.88	3.99	2.51	
		18	10	199.32	204.88	0.88	5.05	1.98	
		19	10	197.13	203.44	0.88	4.19	2.38	
		20	10	199.32	205.88	0.88	3.91	2.56	
Labour	Infecté	21	10	206.05	213.32	0.88	3.10	3.22	2.90
		22	10	197.13	204.3	0.88	3.22	3.11	
		23	10	199.32	205.78	0.88	4.02	2.49	
		24	10	197.13	204.19	0.88	3.34	2.99	
		25	10	199.32	206.04	0.88	3.73	2.68	
	Témoin	26	10	206.05	213.59	0.88	2.80	3.58	2.67
		27	10	197.13	204.09	0.88	3.45	2.89	
		28	10	199.32	205.36	0.88	4.50	2.22	
		29	10	197.13	203.37	0.88	4.27	2.34	
		30	10	199.32	205.5	0.88	4.34	2.30	
Piste forestiere	Infecté	31	10	206.05	213.08	0.88	3.38	2.96	2.75
		32	10	197.13	204.37	0.88	3.14	3.19	
		33	10	199.32	205.58	0.88	4.25	2.35	
		34	10	197.13	204	0.88	3.56	2.81	
		35	10	199.32	205.73	0.88	4.08	2.45	
	Témoin	36	10	206.05	212.83	0.88	3.66	2.73	2.65
		37	10	197.13	203.4	0.88	4.24	2.36	
		38	10	199.32	206.27	0.88	3.47	2.89	
		39	10	197.13	203.62	0.88	3.99	2.51	
		40	10	199.32	206.13	0.88	3.63	2.76	
Surpaturage	Infecté	41	10	206.05	213.68	0.88	2.69	3.71	3.19
		42	10	197.13	203.96	0.88	3.60	2.78	
		43	10	199.32	205.96	0.88	3.82	2.62	
		44	10	197.13	204.93	0.88	2.50	4.00	
		45	10	199.32	206.2	0.88	3.55	2.82	
	Témoin	46	10	206.05	213.21	0.88	3.23	3.10	2.79
		47	10	197.13	203.8	0.88	3.78	2.64	
		48	10	199.32	205.97	0.88	3.81	2.63	
		49	10	197.13	203.62	0.88	3.99	2.51	
		50	10	199.32	206.44	0.88	3.27	3.06	

contraintes	Capacité de rétention						Moyenne
	contraintes	relevé	Tare(p1)	Peser(p2)	p3	Total	
Incendie	Infecté	1	11.98	57.4	40.12	61.41	61.21
		2	10.74	52.09	39.41	44.23	
		3	11.28	55.97	39.35	59.21	
		4	12.17	59.19	40.4	66.56	
		5	13.11	61.45	40.79	74.64	
	Témoin	6	12.27	62.61	38.05	95.27	78.96
		7	13.4	56.19	41.11	54.42	
		8	13.25	66.2	39.98	98.09	
		9	12.17	60.79	38.69	83.33	
		10	12.41	58.33	40.46	63.71	
Erosion Hydrique	Infecté	11	12.12	58.03	39.24	69.28	63.22
		12	12.33	58.41	38.98	72.91	
		13	11.61	55.46	38.87	60.86	
		14	12.45	50.58	40.01	38.35	
		15	12.63	59.12	39.24	74.71	
	Témoin	16	12.16	60.04	39.66	74.11	62.42
		17	13.05	57.12	40.56	60.20	
		18	11.79	60.46	39.02	78.74	
		19	22.19	64.96	49.81	54.85	
		20	13.25	52.87	40.72	44.23	
Labour	Infecté	21	11.73	52.64	39.45	47.58	45.55
		22	11.39	49.21	38.34	40.33	
		23	12.66	52.63	40.52	43.47	
		24	11.44	52.03	38.47	50.17	
		25	12.84	53.54	40.68	46.19	
	Témoin	26	13.05	52.54	41.19	40.33	58.45
		27	12.71	55.24	40.28	54.26	
		28	11.55	53.58	38.59	55.44	
		29	11.84	59.17	39.38	71.86	
		30	10.2	58.68	38.66	70.34	
Piste forestiere	Infecté	31	21.02	61.01	49.11	42.36	47.19
		32	22.78	63.55	51.24	43.25	
		33	20.15	61.16	48.51	44.61	
		34	12.28	53.27	40.35	46.03	
		35	22.82	67.15	50.58	59.69	
	Témoin	36	11.72	53.36	39.15	51.80	55.87
		37	11.11	53.24	38.58	53.37	
		38	11.34	53.71	39.27	51.70	
		39	11.86	59.21	39.59	70.75	
		40	13.18	55.77	41.25	51.73	
Surpaturage	Infecté	41	12.75	53.61	41.25	43.37	45.17
		42	12.49	53.53	40.36	47.26	
		43	11.86	52.91	39.66	47.66	
		44	11.31	51.6	39.55	42.67	
		45	11.09	52.22	39.48	44.87	
	Témoin	46	13.99	61.39	40.93	75.95	72.78
		47	12.26	61.73	38.81	86.33	
		48	12.32	57.11	40.11	61.17	
		49	13.21	61.18	40.39	76.49	
		50	11.09	55.03	37.89	63.96	

contraintes	Permiabilité					Moyenne
	contraintes	relevé	Mésure	Constant	Total	
Incendie	Infecté	1	3.1	0.857	2.66	2.64
		2	3.2	0.857	2.74	
		3	3.1	0.857	2.66	
		4	3	0.857	2.57	
		5	3	0.857	2.57	
	Témoin	6	3	0.857	2.57	2.74
		7	2.9	0.857	2.49	
		8	3.4	0.857	2.91	
		9	3.3	0.857	2.83	
		10	3.4	0.857	2.91	
Erosion Hydrique	Infecté	11	2.8	0.857	2.40	2.55
		12	3	0.857	2.57	
		13	3.3	0.857	2.83	
		14	3.3	0.857	2.83	
		15	2.5	0.857	2.14	
	Témoin	16	2.5	0.857	2.14	2.64
		17	3.3	0.857	2.83	
		18	3.1	0.857	2.66	
		19	3.1	0.857	2.66	
		20	3.4	0.857	2.91	
Labour	Infecté	21	3	0.857	2.57	2.49
		22	3.1	0.857	2.66	
		23	2.8	0.857	2.40	
		24	3.1	0.857	2.66	
		25	2.5	0.857	2.14	
	Témoin	26	3.1	0.857	2.66	2.49
		27	3.1	0.857	2.66	
		28	3.1	0.857	2.66	
		29	2.9	0.857	2.49	
		30	2.3	0.857	1.97	
Piste forestiere	Infecté	31	3.4	0.857	2.91	2.91
		32	3.5	0.857	3.00	
		33	3.6	0.857	3.09	
		34	3.3	0.857	2.83	
		35	3.2	0.857	2.74	
	Témoin	36	3	0.857	2.57	2.67
		37	3.2	0.857	2.74	
		38	3.3	0.857	2.83	
		39	3.2	0.857	2.74	
		40	2.9	0.857	2.49	
Surpaturage	Infecté	41	3.3	0.857	2.83	3.03
		42	3.5	0.857	3.00	
		43	3.7	0.857	3.17	
		44	3.4	0.857	2.91	
		45	3.8	0.857	3.26	
	Témoin	46	3.4	0.857	2.91	2.69
		47	2.9	0.857	2.49	
		48	3.2	0.857	2.74	
		49	2.9	0.857	2.49	
		50	3.3	0.857	2.83	

		Calcaire total						
contraintes	contraintes	relevé	Pt	Vt	Pe	Ve	Total	Moyenne
Incendie	Infecté	1	0.5	100	2	50	12.5	15.8
		2	0.5	100	2	4.5	1.1	
		3	0.5	100	2	58	14.5	
		4	0.5	100	2	120	30.0	
		5	0.5	100	2	82.5	20.6	
	Témoin	6	0.5	100	2	110	27.5	21.0
		7	0.5	100	2	61	15.3	
		8	0.5	100	2	67.5	16.9	
		9	0.5	100	2	105	26.3	
		10	0.5	100	2	76	19.0	
Erosion Hydrique	Infecté	11	0.5	100	2	47.5	11.9	9.3
		12	0.5	100	2	39.5	9.9	
		13	0.5	100	2	42.5	10.6	
		14	0.5	100	2	16	4.0	
		15	0.5	100	2	41	10.3	
	Témoin	16	0.5	100	2	14.5	3.6	3.8
		17	0.5	100	2	2	0.5	
		18	0.5	100	2	15	3.8	
		19	0.5	100	2	17	4.3	
		20	0.5	100	2	27	6.8	
Labour	Infecté	21	0.5	100	2	17.5	4.4	6.2
		22	0.5	100	2	22.5	5.6	
		23	0.5	100	2	14	3.5	
		24	0.5	100	2	26.5	6.6	
		25	0.5	100	2	42.5	10.6	
	Témoin	26	0.5	100	2	40	10.0	10.4
		27	0.5	100	2	40	10.0	
		28	0.5	100	2	17.5	4.4	
		29	0.5	100	2	45	11.3	
		30	0.5	100	2	65	16.3	
Piste forestiere	Infecté	31	0.5	100	2	32	8.0	6.2
		32	0.5	100	2	45	11.3	
		33	0.5	100	2	1.5	0.4	
		34	0.5	100	2	13	3.3	
		35	0.5	100	2	32.5	8.1	
	Témoin	36	0.5	100	2	32.5	8.1	4.5
		37	0.5	100	2	2.5	0.6	
		38	0.5	100	2	3	0.8	
		39	0.5	100	2	48	12.0	
		40	0.5	100	2	3	0.8	
Surpaturage	Infecté	41	0.5	100	2	2	0.5	0.6
		42	0.5	100	2	3	0.8	
		43	0.5	100	2	2.5	0.6	
		44	0.5	100	2	2	0.5	
		45	0.5	100	2	2.5	0.6	
	Témoin	46	0.5	100	2	32.5	8.1	7.9
		47	0.5	100	2	25	6.3	
		48	0.5	100	2	15	3.8	
		49	0.5	100	2	8.5	2.1	
		50	0.5	100	2	77.5	19.4	

Contraintes	Respiration basale		Biomasse microbienne		gCO ₂	
	Infecté	témoin	Infecté	témoin	Infecté	témoin
Incendie	1.01	2.05	0.09	0.29	11.22	7.07
	0.95	2.08	0.08	0.25	11.88	8.32
	0.97	2.1	0.05	0.23	19.40	9.13
	0.99	2.03	0.07	0.27	14.14	7.52
	0.98	2.09	0.06	0.26	16.33	8.04
Erosion Hydrique	1.3	2.11	0.03	1.09	43.33	1.94
	1.32	2.05	0.05	1.01	26.40	2.03
	1.26	2.07	0.06	1.05	21.00	1.97
	1.28	2.03	0.09	1.07	14.22	1.90
	1.24	2.09	0.07	1.08	17.71	1.94
Labour	1.18	2.15	0.4	0.8	2.95	2.69
	1.19	2.12	0.38	0.72	3.13	2.94
	1.14	2.16	0.32	0.76	3.56	2.84
	1.15	2.13	0.31	0.79	3.71	2.70
	1.14	2.09	0.39	0.73	2.92	2.86
Piste forestiere	1.51	1.56	0.07	0.08	21.57	19.50
	1.48	1.57	0.08	0.1	18.50	15.70
	1.54	1.53	0.04	0.07	38.50	21.86
	1.47	1.49	0.05	0.09	29.40	16.56
	1.55	1.5	0.06	0.11	25.83	13.64
Surpaturage	0.57	1.37	0.08	0.51	7.13	2.69
	0.56	1.38	0.06	0.44	9.33	3.14
	0.64	1.35	0.04	0.47	16.00	2.87
	0.63	1.32	0.07	0.45	9.00	2.93
	0.65	1.33	0.05	0.48	13.00	2.77

Annexe 10 : Résultats de la restauration écologique des propriétés physiques, chimiques par l'apport de compost.

élément analysé (pH _{EAU})						
Relevés	Incendie	Labour	Erosion Hydrique	Surpaturage	Piste forestiere	Témoin
1	8.05	8.08	8.09	7.96	8.07	8.18
2	8	8.02	8.08	8.14	8.07	8.05
3	8.11	7.97	8.11	8.38	8.09	8.08
4	8.21	8	8.11	8.13	8.03	8.16
5	8.14	7.94	8.14	8.19	8.04	8.1
Moyenne	8.10	8.00	8.11	8.16	8.06	8.11

élément analysé (pH _{KCl})						
Relevés	Incendie	Labour	Erosion Hydrique	Surpaturage	Piste forestiere	Témoin
1	7.4	7.57	7.62	7.52	7.6	7.43
2	7.33	7.84	7.57	7.61	7.57	7.26
3	7.56	7.39	7.55	7.82	7.63	7.46
4	7.69	7.39	7.67	7.55	7.5	7.36
5	7.64	7.39	7.54	7.64	7.53	7.49
Moyenne	7.52	7.52	7.59	7.63	7.57	7.4

élément analysé (conductivité électrique)						
Relevés	Incendie	Labour	Erosion Hydrique	Surpaturage	Piste forestiere	Témoin
1	0.17	0.14	0.24	7.52	0.19	0.25
2	0.15	0.17	0.21	7.61	0.26	0.16
3	0.15	0.16	0.24	7.82	0.19	0.2
4	0.18	0.13	0.19	7.55	0.17	0.17
5	0.14	0.15	0.22	7.64	0.2	0.21
Moyenne	0.16	0.15	0.22	7.63	0.20	0.20

élément analysé (Porosité totale)						
Relevés	Incendie	Labour	Erosion Hydrique	Surpaturage	Piste forestiere	Témoin
1	33.79	26.53	48.79	44.50	50.77	33.19
2	48.16	45.39	40.74	54.96	54.66	39.26
3	44.88	40.33	51.30	24.34	36.63	46.02
4	56.65	54.59	57.35	55.48	50.81	45.42
5	44.98	42.98	48.21	31.80	52.31	43.86
Moyenne	45.69	41.97	49.28	42.21	49.04	41.55

élément analysé (Matiere organique)						
Relevés	Incendie	Labour	Erosion Hydrique	Surpaturage	Piste forestiere	Témoin
1	4.61	2.05	4.00	16.71	14.85	2.15
2	5.34	2.67	10.00	9.62	10.69	2.67
3	4.84	2.69	6.24	6.45	12.36	3.76
4	16.16	3.23	5.30	4.85	12.39	4.85
5	15.90	2.65	3.90	10.07	12.19	3.71
Moyenne	9.37	2.66	5.89	9.54	12.50	3.43

contraintes	Humidité						Moyenne
	Relevé	Tare(p1)	Peser	Peser(p2)	p3	Total	
Incendie	1	24.9	4.33	29.23	28.85	9.62	9.52
	2	21.82	3.41	25.23	24.93	9.65	
	3	23.26	3.98	27.24	26.89	9.64	
	4	21.82	3.59	25.41	25.08	10.12	
	5	22.17	4.06	26.23	25.91	8.56	
Erosion Hydrique	6	38.02	3.79	41.81	41.49	9.22	11.95
	7	38	3.2	41.2	40.97	7.74	
	8	38.13	3.13	41.26	40.98	9.82	
	9	42.69	3.31	46	45.64	12.20	
	10	37.97	4.42	42.39	41.63	20.77	
Labour	11	26.61	4.99	31.6	31.42	3.74	5.60
	12	37.66	5.51	43.17	42.95	4.16	
	13	39.48	4.22	43.7	43.49	5.24	
	14	37.67	4.18	41.85	41.56	7.46	
	15	34.98	5.22	40.2	39.84	7.41	
Piste forestiere	16	37.53	4.34	41.87	41.37	13.02	12.46
	17	38.89	4.31	43.2	42.72	12.53	
	18	38.53	4.08	42.61	42.17	12.09	
	19	38.11	5.19	43.3	42.67	13.82	
	20	37.67	4.3	41.97	41.55	10.82	
Surpaturage	21	38.06	5.55	43.61	43.2	7.98	8.60
	22	34.85	3.5	38.35	38.01	10.76	
	23	38.17	5.87	44.04	43.7	6.15	
	24	38.05	4.81	42.86	42.53	7.37	
	25	39.8	4.32	44.12	43.7	10.77	
Témoin	26	24.51	3.72	28.23	28.07	4.49	7.80
	27	22.22	3.66	25.88	25.66	6.40	
	28	21.04	3.96	25	24.72	7.61	
	29	24.61	3.46	28.07	27.72	11.25	
	30	24.43	3.42	27.85	27.56	9.27	

contraintes	Densite apparente						Moyenne
	Relevé	C,S	C,V	Masse sèche	Vollume T	Total	
Incendie	1	227.26	97.44	129.82	100.48	1.29	1.28
	2	237.23	115.96	121.27	100.48	1.21	
	3	256.01	116.37	139.64	100.48	1.39	
	4	234.2	115.54	118.66	100.48	1.18	
	5	250.54	116.89	133.65	100.48	1.33	
Erosion Hydrique	6	248.14	116.9	131.24	100.48	1.31	1.25
	7	238.98	116.84	122.14	100.48	1.22	
	8	243.71	117.07	126.64	100.48	1.26	
	9	236.5	115.25	121.25	100.48	1.21	
	10	227.12	98.12	129	100.48	1.28	
Labour	11	265.96	116.97	148.99	100.48	1.48	1.45
	12	269.85	116.08	153.77	100.48	1.53	
	13	256.78	116.46	140.32	100.48	1.40	
	14	257.22	116.34	140.88	100.48	1.40	
	15	259.5	115.86	143.64	100.48	1.43	
Piste forestiere	16	203.75	117.2	86.55	100.48	0.86	1.10
	17	202.07	96.85	105.22	100.48	1.05	
	18	241.32	115.41	125.91	100.48	1.25	
	19	234.69	117.13	117.56	100.48	1.17	
	20	230.89	116	114.89	100.48	1.14	
Surpaturage	21	219.97	98.8	121.17	100.48	1.21	1.29
	22	226.01	116.9	109.11	100.48	1.09	
	23	270.31	116.51	153.8	100.48	1.53	
	24	237.34	115.08	122.26	100.48	1.22	
	25	256.76	116.84	139.92	100.48	1.39	
Témoïn	26	278.67	116.81	161.86	100.48	1.61	1.43
	27	264.21	115.85	148.36	100.48	1.48	
	28	246.36	117.35	129.01	100.48	1.28	
	29	260.57	116.52	144.05	100.48	1.43	
	30	249.74	116.31	133.43	100.48	1.33	

contraintes	Densité réelle							Moyenne
	relevé	P	P1	P2	densité	Vollume T	Total	
Incendie	1	10	181.13	186.62	0.88	5.12	1.95	2.39
	2	10	177.79	184.01	0.88	4.30	2.33	
	3	10	180.4	186.91	0.88	3.97	2.52	
	4	10	177.88	184.65	0.88	3.67	2.72	
	5	10	178.22	184.58	0.88	4.14	2.42	
Erosion Hydrique	6	10	177.55	184.1	0.88	3.92	2.55	2.50
	7	10	178.07	183.78	0.88	4.87	2.05	
	8	10	177.55	184.15	0.88	3.86	2.59	
	9	10	178.07	184.96	0.88	3.53	2.83	
	10	10	177.55	184	0.88	4.03	2.48	
Labour	11	10	181.13	186.77	0.88	4.95	2.02	2.55
	12	10	177.79	184.65	0.88	3.57	2.80	
	13	10	180.4	186.64	0.88	4.27	2.34	
	14	10	177.88	185.03	0.88	3.24	3.09	
	15	10	178.22	184.71	0.88	3.99	2.51	
Piste forestiere	16	10	181.13	186.1	0.88	5.72	1.75	2.16
	17	10	177.79	183.98	0.88	4.33	2.31	
	18	10	180.4	185.95	0.88	5.06	1.98	
	19	10	177.88	184.18	0.88	4.20	2.38	
	20	10	178.22	184.55	0.88	4.17	2.40	
Surpaturage	21	10	181.13	187.08	0.88	4.60	2.17	2.28
	22	10	177.79	184.14	0.88	4.15	2.41	
	23	10	180.4	186.05	0.88	4.94	2.02	
	24	10	177.88	184.66	0.88	3.66	2.73	
	25	10	178.22	183.91	0.88	4.90	2.04	
Témoins	26	10	181.13	187.48	0.88	4.15	2.41	2.44
	27	10	178.22	184.6	0.88	4.11	2.43	
	28	10	180.4	186.7	0.88	4.20	2.38	
	29	10	177.88	184.53	0.88	3.81	2.63	
	30	10	177.79	184.07	0.88	4.23	2.37	

contraintes	Capacité de rétention					Moyenne
	relevé	Tare(p1)	Peser(p2)	p3	Total	
Incendie	1	12.2	55.81	39.34	60.69	59.72
	2	10.77	53.28	37.7	57.85	
	3	13.29	54.93	40.22	54.62	
	4	12.19	57.15	39.09	67.14	
	5	13.13	56.6	40.59	58.30	
Erosion Hydrique	6	12.13	56.81	39.32	64.33	65.67
	7	13.07	56	40.58	56.05	
	8	11.8	56.5	38.69	66.23	
	9	12.37	58.29	38.8	73.74	
	10	12.19	56.79	38.74	67.98	
Labour	11	13.05	52.81	40.62	44.21	49.73
	12	11.4	51.26	38.77	45.63	
	13	12.67	53.98	40.31	49.46	
	14	11.55	52.06	38.53	50.15	
	15	12.83	55.66	39.73	59.22	
Piste forestiere	16	21.03	69.65	47	87.22	72.49
	17	22.77	65.48	48.82	63.95	
	18	20.23	64.59	46.14	71.21	
	19	12.29	56.81	38.15	72.16	
	20	22.87	68.15	49.84	67.89	
Surpaturage	21	14.01	58.35	41.23	62.89	45.44
	22	12.35	58.61	38.98	73.71	
	23	11.87	33.55	39.55	-21.68	
	24	11.34	53.88	38.78	55.03	
	25	11.12	53.14	37.84	57.26	
Témoin	26	11.73	50.88	39.66	40.17	53.17
	27	11.13	51.91	38.71	47.86	
	28	11.36	53.69	38.35	56.84	
	29	11.87	55.37	38.51	63.29	
	30	11.88	54.36	38.82	57.68	

	Permiabilité				
contraintes	relevé	Mésure	Constant	Total	Moyenne
Incendie	1	3.6	0.857	3.09	3.67
	2	3	0.857	2.57	
	3	5.9	0.857	5.06	
	4	5.5	0.857	4.71	
	5	3.4	0.857	2.91	
Erosion Hydrique	6	2.2	0.857	1.89	1.95
	7	2.4	0.857	2.06	
	8	2.1	0.857	1.80	
	9	2.3	0.857	1.97	
	10	2.4	0.857	2.06	
Labour	11	4.9	0.857	4.20	4.52
	12	4.3	0.857	3.69	
	13	4	0.857	3.43	
	14	7.1	0.857	6.08	
	15	6.1	0.857	5.23	
Piste forestiere	16	2.7	0.857	2.31	2.09
	17	2.4	0.857	2.06	
	18	2.1	0.857	1.80	
	19	2.9	0.857	2.49	
	20	2.1	0.857	1.80	
Surpaturage	21	2.4	0.857	2.06	1.65
	22	2	0.857	1.71	
	23	1.8	0.857	1.54	
	24	1.8	0.857	1.54	
	25	1.6	0.857	1.37	
Témoïn	26	4	0.857	3.43	3.86
	27	3.8	0.857	3.26	
	28	5.7	0.857	4.88	
	29	5.4	0.857	4.63	
	30	3.6	0.857	3.09	

contraintes	Calcaire total						Moyenne
	relevé	Pt	Vt	Pe	Ve	Total	
Incendie	1	0.5	105	1	12.5	5.95	16.19
	2	0.5	105	1	10	4.76	
	3	0.5	105	1	15	7.14	
	4	0.5	105	1	65	30.95	
	5	0.5	105	1	67.5	32.14	
Erosion Hydrique	6	0.5	105	1	22.5	10.71	15.00
	7	0.5	105	1	25	11.90	
	8	0.5	105	1	75	35.71	
	9	0.5	105	1	35	16.67	
	10	0.5	105	1		0.00	
Labour	11	0.5	105	1	7.5	3.57	4.60
	12	0.5	105	1	12	5.71	
	13	0.5	105	1	7.8	3.71	
	14	0.5	105	1	10	4.76	
	15	0.5	105	1	11	5.24	
Piste forestiere	16	0.5	105	1	21	10.00	9.24
	17	0.5	105	1	17.5	8.33	
	18	0.5	105	1	22	10.48	
	19	0.5	105	1	14	6.67	
	20	0.5	105	1	22.5	10.71	
Surpaturage	21	0.5	105	1	25	11.90	11.90
	22	0.5	105	1	31	14.76	
	23	0.5	105	1	22	10.48	
	24	0.5	105	1	17	8.10	
	25	0.5	105	1	30	14.29	
Témoïn	26	0.5	105	1	8.5	4.05	3.81
	27	0.5	105	1	7.5	3.57	
	28	0.5	105	1	7	3.33	
	29	0.5	105	1	8	3.81	
	30	0.5	105	1	9	4.29	

ARTICLE SCIENTIFIQUE



Effects of Overgrazing on the Physico-chemical and Biological Properties of Semi-arid Forest Soils in Western Algeria

Allam Ayoub, Borsali Amine Habib, Kefifa Abelkrim, Zouidi Mohamed
and Gros Raphael¹

Water Resources and environment, University of Dr Moulay Tahar-20 000 Saïda, Algeria

¹ *Faculty of Sciences and Techniques of Saint-Jérôme Mediterranean Institute of Biodiversity and Ecology University of Aix-Marseille-13397 Marseille Cedex 20, France*

E-mail: all-4@hotmail.fr

Abstract: In Algeria, in recent years long periods of drought have forced several breeders to ride with their herds to the north of the country to find food for their flocks. The semi-arid zone that represents the last barrier against desertification is fragile and vulnerable. The pressures exerted by these animals have an effect on the soil. In present study, the impact of overgrazing on the quality of semi-arid soils in western Algeria was estimated on the physicochemical and biological properties of a grazed area were compared with that of a protected area in an Aleppo pine forest in wilaya of Saïda. The physical properties like bulk density, moisture and retention capacity are negatively affected by overgrazing. The overgrazing has a negative effect on organic matter. Microbial biomass and basal respiration decreased in the grazed area compared with the witness. The metabolic quotient recorded a higher rate in the area affected by overgrazing than the protected area. This research shows us that overgrazing can affect certain soil characteristics and irreversibly degrades the soil continuum of the semi-arid zones.

Keywords: Aleppo pine, Forest, Overgrazing, Soil quality, Semi-arid

The conservation of forests in the mediterranean basin is a complex problem because of the heterogeneity of the situations, the multiple uses and anthropic pressures practiced by the various cultural entities of the Mediterranean for millennial (Quézel and Médail 2003). Grazing is an important factor in the structuring and functioning of ecosystems (Rossignol 2006). The degradation of ecosystems in Algeria by the drought encountered in recent years is associated with the impact of sheep grazing (Slimani et al 2010). Statistics have shown that, 60 to 80% of the flock sheep population is concentrated in the steppe and between the 1960 and 2000 the herd multiplied by four. This growth, among the fastest in North Africa, at the same time, forage production in the steppe was reduced about 30% during one of the longest periods of rainfall deficiency of the century (Aidoud et al 2006).

Soil has long been a "black box" in the functioning of the ecosystem, so taking into account the regulatory role of soil in ecosystems only appears late in the 20th century (Andrews et al 2004). Changes in use and intensive exports are among the major causes of soil degradation and directly impact or threaten human well-being (Stallman 2011). This recent and slow conscience of their rapid global destruction has led to the emergence of the need to define soil quality, coupled with the need to protect (Robinson et al 2012). Considered a mineral environment, the soil is also a place of life. It is home to a very high diversity of species (23%), macro organisms

and microorganisms that participate in the operation and the supply of ecosystem services necessary for our survival (vegetable production, biogeochemical cycles, biodegradation of organic matter, purification of pollutants, etc.) (Lucas et al 2007). Different studies have shown that herbivores, through the removal of plant biomass, soil trampling and the deposition of urine and feces, have important effects on vegetation characteristics (Fournier et al 2001, Zoffoun et al 2013) and on soil functioning (Silveira et al 2013). In the arid and semi-arid zones of North Africa, many studies (Amghar et al 2012 in Algeria, Abdallah et al 2012 in Tunisia, Acherkouk and El Houmaizi 2013 in Morocco) have described the positive effects of grazing control on biodiversity and soil properties. Most scientific research in Algeria have been oriented towards the study of overgrazing and its effects on vegetation, but studies on the impact of this pressure on the soil have been completely neglected. Therefore, the objective of this study is to estimate the effect of overgrazing on the physicochemical and microbiological properties, of forest soils populated mainly by Aleppo pine in two stations of the semi-arid zone of western Algeria.

MATERIAL AND METHODS

Study area: The study was carried out in forest (Djebel Keroua) dominated by Aleppo pine which covers an area of 760 ha and is located in the town of Ouled Khaled Saïda with an average altitude of 900 m. For reasons of homogenization,

the same environmental conditions were chosen for the two stations (slope, exposure, altitude, bedrock). The first station is a protected zone and is considered a witness with an area of approximately 300 ha (34° 55'12.79 "N; 0 ° 7'23.77" E). This station is marked much more by the tree and shrubby strata such as the aleppo pine (*Pinus halepensis* mill), mastic pistachio (*Pistacia lentiscus* L), juniper oxycèdre (*Juniperus oxycedrus* L), olive tree (*Olea europaea* Mill italique). The second station covers an area of 460 ha (34°54'56.26 "N; 0 ° 7'12.16" E). The livestock that use this station as range land is more than 37012 heads. The composition of this flock shows an overwhelming predominance of small livestock, especially sheep which occupy about 94% of the total, 3% for goats and 3% for cattle (ASB2017). In this station, grazing has strongly influenced the plant cover, which is very open with the abundance of alfa (*Stipa tenacissima* Mill italique), diss (*Ampelodesmos maunitanicus* Poir italique) and asphodel (*Asphodelus albus* Mill), which are signs of environmental degradation. As well as the soil, that is characterized by the appearance of the bedrock.

The study area is characterized by a Mediterranean-type climate belonging to the semi-arid fresh, wet period spans two months (January and December) while the dry period starts from February until November. The area is characterized by an annual rainfall of 345.16 mm with a seasonal regime of winter, spring, summer and autumn (WSSA) type; the maximum temperature is 24.6°C and minimum 11°C with thermal amplitude of 19.9°C (SMS 2017).

Soil sampling methods: In each station, five sites were selected, in which five soil samples were randomly collected with a shovel at the 0-10 cm horizon, the total number being 25 samples at each station. These soil samples were sieved to 2 mm, then packaged in plastic bags, and stored at 4°C before proceeding to microbiological analysis.

Physical analysis: Soil moisture was obtained by subtracting the mass of a kiln dried soil sample (105°C, 24h) from that sample before drying. The retention capacity was obtained using the protocol described by Saetre (1998). The permeability of a soil is the measured water elevation per centimetre that infiltrates per unit time, in the soil. (Mathieu and Pieltain 1998). The bulk density (bd) corresponds to the dry weight of a volume of soil whose structure has not been disturbed and was measured by the cylinder method using undisturbed samples, knowing the constant dry weight of the samples at 105°C and the volume of the cylinders of the samples used (Blake and Hartage 1986). The measurement of the real density (rd) was determined by the pycnometer method, which consists of determining the volume of benzene displaced by the solid phase of a known mass sample in a known volume. From bulk density and real

density, total porosity was estimated as $(rd - bd) / rd \times 100$.

Chemical analysis: The measurement of the pH water and the electrical conductivity of the soil is an empirical measure in which 20 g of fine soil dried in the open air are mixed in a beaker with a volume of 50 ml of distilled water. Both measurements are performed in the same solution. While KCl police is measured in a separate solution which contains 50 ml of potassium chloride. The total limestone (CaCO_3) was estimated by the Bernard calcimeter method. The organic matter was measured by loss mass of a dry sample at calcination at 550°C for 16 hours.

Microbiological analysis: Basal respiration ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g dry soil}$) was measured according to the protocol described by Anderson and Domsch (1978) to assess the physiological status of soil microbial communities. 10 g (dry equivalent) of fresh soil kept at 4°C were weighed in a glass vial (117 mL). The vials were closed with a hermetically sealed plug immediately after the replacement (4 minutes) of their internal atmosphere by a stable CO_2 concentration atmosphere and incubated 4 hours at 25 °C. After incubation, an aliquot of atmosphere of the vial (1 mL) was injected using a syringe into a gas chromatograph (Chrompack CHROM3 – CP 9001). The chromatograph was equipped with a TCD detector and a filled column (Porapack) in which helium circulates at a flux of 60 mL h⁻¹. The values obtained were adjusted to 22°C according to the law of the gases perfect at $Q_{10} = 2$. Ambient CO_2 concentrations were subtracted from the CO_2 concentrations measured after incubation to obtain the amount of CO_2 produced by the heterotrophic microorganisms contained in the sample.

Microbial biomass (MB) was estimated using substrate-induced respiration (SIR) rates (Anderson and Domsch 1978). Ten grams (dry weight equivalent) of sub-samples were placed in 117 ml glass jars and amended with powdered glucose ($1000 \mu\text{g C g}^{-1}$ soil). One ml of air was sampled in the head space with a syringe and injected into a gas chromatograph (Chrompack CHROM 3 – CP 9001) equipped with a thermal conductivity detector and a packed column (Porapack) to analyse CO_2 production. The CO_2 concentration of flushed air was subtracted from CO_2 concentrations of each samples and resulting values were adjusted to 22°C according to Ideal Gas Laws using a $Q_{10} = 2$. SIR rates were converted into MB (Beareet al1990).The metabolic quotient for CO_2 ($q\text{CO}_2$) was obtained by dividing basal respiration by the microbial biomass calculated from SIR (Anderson and Domsch 1978).

Statistical analysis: Statistical analyses were conducted using Minitab software version 17. All data were checked for normality before applying suitable testing method (test-t for student to compare the averages).

RESULTS AND DISCUSSION

The results of the physical properties show a significant decrease of moisture, bulk density and retention capacity in the grazed area compared to their witnesses, whereas for the real density and total porosity, no significant difference was recorded. The results of the chemical properties show a significant decrease in the organic matter content in the grazed soils compared to the witnesses, whereas for the pH water, pH_{Ca} , electrical conductivity and the total limestone, the statistical analysis showed no significant difference between the two areas (Table 1). Statistical analysis shows that overgrazing significantly decreased all basal respiration and microbial biomass compared to the ungrazed area ($0.61\text{--}1.35 \mu\text{g CO}_2\text{-C/g soil h}^{-1}$; $0.06\text{--}0.47 \text{ masse } \mu\text{g C-mic g}^{-1} \text{MS}$ respectively). Conversely, the metabolic quotient increased significantly in the grazed area than the protected zone (Fig. 2).

Effect of overgrazing on the properties of forest soils:

The overgrazing in the forest affects negatively the soil by increasing its bulk density, a reduction of the volume of the soil without modification of the mass (Renouf 2009). This modification results from the physical action exerted by the herd during its displacement which compact the soil. Earlier studies have shown that conversion of forest soil into pasture causes its compaction, largely due to trampling by animals (Krishnaswamy and Richter 2002, Milne and Haynes 2004). Steffens et al (2009) mentioned that in the arid and semi-arid tropics, the increase in soil bulk density is related to the increase of animal load due to overgrazing. This soil

compaction also significantly reduced soil moisture and its retention capacity in the grazed area compared to the control. Barik et al (2004) observed soil compaction, affects its moisture. Pietola et al (2005) have shown that soil compaction reduces water retention in pastures. The high bulk density recorded in the surficial horizons decreases the moisture and the retention capacity of grazed soils, which promotes surface water runoff as that their infiltration into the soil.

Soil permeability showed that overgrazing has increased the infiltration capacity of water in the grazed area than that of the protected area. Literature is contradictory for this property of the soil. Studies have noted the increase in permeability in pasted soils, while others have found the opposite. The present study suggest that this increase in permeability in the grazed area is due to the nature of the soils. Statistical tests have shown that overgrazing has no significant effect on the rest of the physical properties. A small decrease in total porosity in the grazed area means that the voids are reduced by the high apparent density recorded in this zone. For the real density, a slight increase was recorded in the area affected by overgrazing. The origin of this increase is unknown, so a granulometric study could indicate whether this slight difference in real density is due solely to the texture of the two soils or not.

The overgrazing has influenced soil organic matter, but not other chemical parameters. The rates of organic matter recorded in the pasted area are lower than the protected area. Several authors observed that organic matter starts to

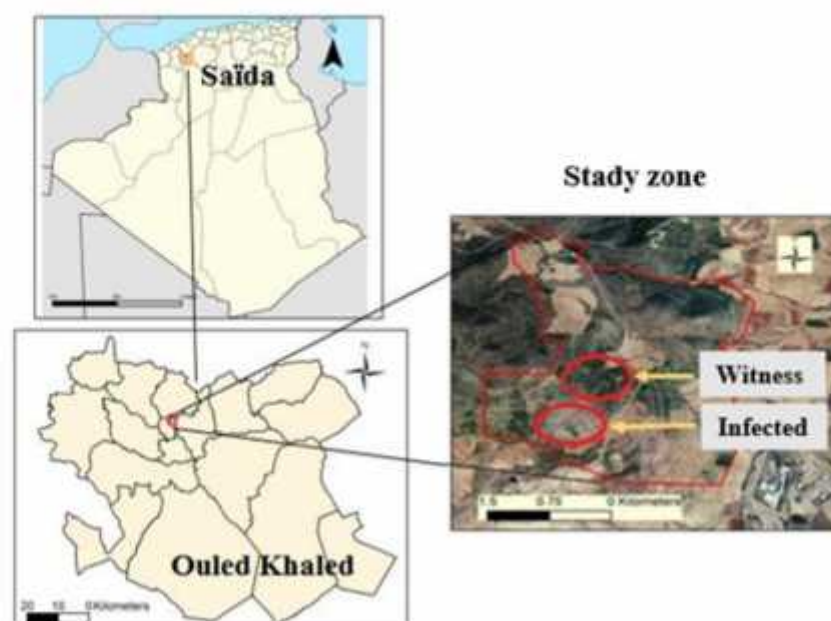


Fig. 1. Location of the study zone

increase as soon as soils are protected from grazing. Amghar et al (2016) in Algerian arid course showed that the organic matter increased significantly after four years in the protected zone compared to the grazed area. Jeddi and Chaieb (2010) concluded that, in the degraded steppes of southern Tunisia, organic matter begins to increase after 6 to 12 years of exclusion from grazing. Su et al (2005) report that in semi-arid soils in northern China, organic matter decreases in grazed soils compared with protected areas older than 5 years. The high rate of organic matter in present study in protected area is the result of stopping overgrazing, which allowed to preserve the primary production of the plants, and to ensure soil amendment with a large quantity of litter. Statistical analysis has shown that overgrazing has no significant effect on the following chemical parameters. The pH water of the two stations is basic (slightly alkaline) with almost equal values. Similarly tend was for pH_{soil} . The electrical conductivity in the two stations showed that the soil is not salty (≤ 0.6 m/s). For total limestone, the grazed area has non-calcareous soil ($\leq 1\%$), while its witness is moderately calcareous ($5 < CaCO_3 < 25\%$), this difference is due to the depth of the bedrock relative to the superficial horizon.

That the overgrazing negatively affected basal respiration and microbial biomass. The growth and activity of microorganisms that control the processes of soil nitrogen decomposition and mineralization depend on the quantity and quality of organic matter intake to the soil (Knops et al 2002). The present study showed that overgrazing decreased soil organic matter, and this had a negative impact on bacterial respiration and microbial biomass. Therefore, this shows that there is a dependent relationship between these two properties of the soil (organic matter/biological properties). Wang et al (2003) observed that growth of basal respiration and microbial biomass are generally limited by the carbon availability of organic matter in soil. Reduction of this in the soil can lead to a decrease in microbial biomass, which will reduce the quantity of nitrogen immobilized in the microbial biomass. The results also corroborate those obtained by Lambiénou et al (2016) which showed that the reduction of microbial activity in the soil is a consequence to unfavourable conditions resulting from overgrazing. Shahzad et al (2012) indicate that defoliation of plant species decreased the respirometric activity of soils. The metabolic quotient is used as an indicator of the physiological state of soil microorganisms (Mbonigaba et al 2009). The result in present study vary significantly between the grazing area where the highest values were recorded compared to the witness which reveals a significant change in the respirometric activities of microbial communities in soils

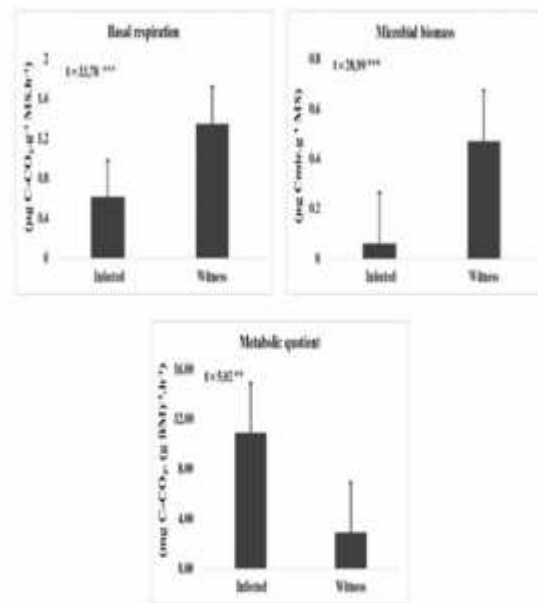


Fig. 2. Variation of basal respiration, microbial biomass and metabolic quotient in the grazed soils and are witnessed; mg: milligram; μ g: microgram

Table 1. Physicochemical properties of grazed soils and their witnesses

Properties	Grazing	Witness	Signification
Physical			
Bulk density ($g\ cm^{-3}$)	1,451	1,073	**
Real density ($g\ cm^{-3}$)	3,186	2,786	NS
Total porosity (%)	52,8	61,44	NS
Moisture (%)	2,757	7,83	**
Retention capacity (%)	45,17	72,8	**
Permeability ($mm\ h^{-1}$)	3,03	2,69	*
Chemical			
pH water	7,600	7,700	NS
pH _{soil}	7,360	7,440	NS
Electrical conductivity ($m\ s^{-1}$)	0,142	0,204	NS
Organic matter (%)	8,210	11,870	***
Total limestone (%)	0,600	7,92	NS

This table records the mean values with its significance threshold (*: $P < 0,05$; **: $P < 0,01$; ***: $P < 0,001$; NS: not significant)

affected by overgrazing. Zaller et al (2004) and Fließbach et al (2007) indicate that, high values of qCO_2 reflect growing microbial communities with high energy needs to sustain themselves, while low values of qCO_2 indicate less disturbed soils, harboring communities more diversified which interact strongly between them. Böhme et al (2005) indicate that high qCO_2 values reflect a poor quality of the substrate and low metabolic efficiency. Lower values recorded of metabolic quotient in the protected area are the results of microorganisms stability and, the higher content of organic

matter in the soil. The high efficiency of use of available soil carbon by microbial communities in agroforestry systems could be due to a greater diversity of microbial communities in these soils (Lacombe et al 2009).

CONCLUSION

Overgrazing has negatively affected the physical properties of the soil such as apparent density, moisture and retention capacity. As for the chemical properties, it only reduced the organic matter. Biological properties are also adversely affected by overgrazing, which has decreased basal respiration and microbial biomass in these soils. As a result, the metabolic quotient has increased, confirming that the microbial community of these soils is under stress.

REFERENCES

- Abdallah F, Noumi Z, Ouled-Belgacem A, Michalet R, Touzard B and Chaieb M 2012. The influence of *Acacia tortilis* (Forssk.) ssp. *raddiana* (Savi) Brenan presence, grazing, and water availability along the growing season, on the understory herbaceous vegetation in southern Tunisia. *Journal of Arid Environments* **76**: 105-114.
- Acherkouk M, and El Houmaizi MA 2013. Évaluation de l'impact des aménagements pastoraux sur la dynamique de la production des pâturages dégradés au Maroc oriental. *International Journal of Mediterranean Ecology* **39**(2): 69.
- Aidoud A, Le Floch E and Le Houerou H N 2006. The arid steppes of northern Africa. *Science and Planetary Changes / Drought* **17**: 19-30.
- Amghar F, Forey E, Margerie P, Langlois E, Brouri L and Kadi-Hanifi H 2012. Grazing enclosure and plantation: A synchronic study of two restoration techniques improving plant community and soil properties in arid degraded steppes (Algeria). *Ecology (Earth Life)* **67**: 257-269.
- Amghar F, Langlois E, Forey E and Margerie P 2016. Protected zone and fodder planting: two restoration methods to improve vegetation, fertility and the state of the soil surface in arid Algerian courses. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* **20**(3): 386-396.
- Anderson JPE and Domsch KH 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* **10**(3): 215-221.
- Andrews S, Karlen D and Cambardella C 2004. The Soil Management Assessment Framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America* **68**: 1945-1962.
- Barik K, Aksakal EL, Islam KR, Sari S and Angin I 2014. Spatial variability in soil compaction properties associated with field traffic operations. *Catena* **120**: 122-133.
- Beare MH, Neely CL, Coleman DC and Hargrove WL 1990. A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. *Soil Biology and Biochemistry* **22**(5): 585-594.
- Blake GR and Hartge KH 1986. Bulk density: Part 1 Physical and Mineralogical Methods, pp 363-382. In: Klute A (2nd ed), *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin USA.
- Böhme L, Langer U and Böhme F 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **109**(1-2): 141-152.
- El Hamrouni A and Loisel R 1978. Contribution to the study of Tunisian Tetraclina in the groupings of Djebels Bou-Komine and Ressas, notes phytosociologiques north-Africa. *Ecologia Mediterranea* **4**: 133-139.
- Fearnside PM 1980. The effects of pasture on soil fertility in the Brazilian Amazon: Consequences for the sustainability of bovine production. *Acta Amazonica* **10**(1): 119-132.
- Fließbach A, Oberholzer HR, Gunst L and Mäder P 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **118**(1-4): 273-274.
- Fournier A, Floret C and Gnahoua GM 2001. Vegetation of Fallow Land and Post-Cultural Succession in Tropical Africa, pp 123-168. In: Floret C and Pontanier R (eds). *Fallow in tropical Africa*. John Libbey Eurotext, Paris, France.
- Jeddi K and Chaieb M 2010. Changes in soil properties and vegetation following livestock grazing exclusion in degraded and environments of South Tunisia. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* **205**(3): 184-189.
- Jordan CF 1989. *An Amazonian Rainforest. The structure and function of a nutrient stressed ecosystem and the impact of slash-and-burn agriculture*. Man and the biosphere series. J N R Jeffers, Athens, Georgia, USA, UNESCO and the Parthenon publishing group 2, p 176.
- Knops JMH, Bradley KL and Wedin DA 2002. Mechanisms of plant species impacts on ecosystem nitrogen cycling. *Ecology Letters* **5**(3): 454-466.
- Krishnaswamy J and Richter DD 2002. Properties of advanced weathering stage soils in tropical forests and pastures. *Soil Science Society of America* **66**(1): 244-253.
- Lacombe S, Bradley RL, Hamel C and Beaulieu C 2009. Do tree-based intercropping systems increase the diversity and stability of soil microbial communities? *Agriculture, Ecosystems and Environment* **131**(1-2): 25-31.
- Lambiéou YE, Jean CL, Dominique M, Hassan BN and Sébastien B 2016. Effects of grazing on herbaceous biomass, chemical and biological parameters of soils in shrubby savanna in Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* **10**(6): 2539-2554.
- Lucas W, Casper BB, Jackson JK and Baiser TC 2007. Soil microbial communities and extracellular enzyme activity in the new jersey pinelands. *Soil Biology and Biochemistry* **39**(10): 2508-2519.
- Marie Ph 1990. *Evolution of organic matter under prairie cultivated after burning forest in ferralsitic soil of Brazilian Amazonia*. D.A.S Pedology, University of Nancy 1, France.
- Mathieu C and Pieltain F 1998. *Physical analysis of soils*. Tec and Doc Lavoisier, Paris, p 275.
- Mbonigaba JJM, Nzeyimana I, Bucagu C and Culot M 2009. Physical, chemical and microbiological characterization of three tropical acid soils from Rwanda under natural fallows: Constraints on their productivity. *Rwanda Journal* **17**(1): 34-63.
- Milne RM and Haynes R 2004. Comparative effects of annual and permanent dairy pastures on soil physical properties in the Tsitsikamma region of South Africa. *Soil Use and Management* **20**(1): 81-88.
- Pietola L, Horn R and Yli-Halla M 2005. Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and Tillage Research* **82**(1): 99-108.
- Quézel P and Médail F 2003. *Ecology and biogeography of forests in the Mediterranean basin*. Elsevier, Paris, p 552.
- Renouf L 2009. *Conciliation of Forest exploitation and respect for the soil: A concrete example in Picardie*. Graduation Thesis, Agriparis tech, University of Paris-Saclay, Paris, France.
- Robinson DA, Hockley N, Dominati E, Lebrun I, Scow KM, Reynolds B, Emmett BA, Ketih AM, De jonge LW, Schjenning P, Moldrup P, Jones SB and Tuller M 2012. Natural capital, ecosystem services, and soil change: Why soil science must embrace an ecosystems approach. *Vadose Zone* **11**(1): 5-10.

- Rossignol N 2006. *Heterogeneity of vegetation and grazing: functional consequences in natural prairies*. Doctoral thesis, Health University of Rennes, Rennes, France.
- Saetre P 1998. Decomposition microbial community structure and earthworm effects along a birch spruce soil gradient. *Ecology* **79**(3): 834-846.
- Silveira ML, Liu K, Sollenberger LE, Follett RF and Vendramini JMB 2013. Short-term effects of grazing intensity and nitrogen fertilization on soil organic carbon pools under perennial grass pasture in the southeastern USA. *Soil Biology and Biochemistry* **58**: 42-49.
- Slimani H, Aidoud A and Roze F 2010. 30 Years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification. *Arid Environments* **74**(6): 685-691.
- SMS 2017. Climatic data. *Saïda Meteorological Station*.
- Stallman HR 2011. Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics* **71**: 131-139.
- Steffens M, Kölbl A, Giese M, Hoffmann C, Totsche KU, Breuer L and Kögel KI 2009. Spatial variability of top soils and vegetation in a grazed steppe ecosystem in Inner Mongolia (PR China). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **172**(1): 78-90.
- Su YZ, Li YL, Cui HY and Zhao WZ 2005. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. *Catena* **59**(3): 267-278.
- Wang WJ, Dalal RC, Moody PW and Smith CJ 2003. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biology and Biochemistry* **35**(2): 273-284.
- Zaller JG and Köpke U 2004. Effects of traditional and biodynamic farmyard manure amendment on yields, soil chemical, biochemical and biological properties in a longterm field experiment. *Biology and Fertility of Soils* **40**(4): 222-229.
- Zemiti B 2001. *Mechanisms of desertification in a steppe of White wormwood (Artemisia herbaalba Asso) Case of the EL May region (South-Oran, Algeria)*. Magister thesis, Houari Boumediène University, Algeria Capital, Algeria.
- Zoffoun AG, Aboh AB, Adjoloheun S, Houinato M and Sinsin B 2013. Effect of age and grazing intensity on tufts development and biomass production of *Panicum maximum* var. C1 in artificial pastures in Sudan and subequatorial areas. *Biological and Chemical Sciences* **7**(3): 1168-1179.

Received 28 June, 2019; Accepted 10 October, 2019

Acta Technologica Agriculturae 3
Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2020, pp. 111–117

EFFECT OF FIRES ON CERTAIN PROPERTIES OF FOREST SOILS IN WESTERN ALGERIA

Ayoub ALLAM^{1*}, Amine Habib BORSALI¹, Abdelkrim KEFIFA¹, Mohamed ZOUIDI¹, Raphael GROS²

¹University of Dr Moulay Tahar, Saïda, Algeria

²Aix-Marseille University, Marseille Cedex, France

Natural disturbances, such as forest fires, cause significant changes in the structure and functioning of semi-arid ecosystems. After such disturbances, the impact on the soil ecosystem in its entirety is misunderstood. In this study, two years after the last fire, changes in the physicochemical and biological properties of Aleppo pine forest soils in the semi-arid zone were observed. Among all physical properties analysed, only the soil moisture remained significantly lower in the burnt zone in contrast to control zone. Considering the chemical properties, the only negatively affected parameter is the rate of organic matter. In terms of biological properties, results showed that the fire caused a significant decrease in soil microorganisms by decreasing basal respiration and microbial biomass. Conversely, the metabolic quotient recorded higher values in the fire zone than in the control zone. These results indicate that microbial communities in semi-arid soils, already stressed by climatic hazards, are very sensitive to the passage of even low-intensity fires.

Keywords: degradation; organic matter; microbial biomass; semi-arid regions

The forest ecosystems of the Mediterranean basin contain remarkable biodiversity, providing important economic resources in terms of silvo-pastoral production, as well as tourism and leisure areas. Furthermore, they also provide essential ecosystem services, e.g. water erosion reduction by the retention of water in the soil (Eamus et al., 2005). Drought is one of the most unfavourable and most common constraints in arid and semi-arid regions (Sabaghnia and Janmohammadi, 2014), and the presence of pyrophyte species in these regions, such as *Cistus* (*Cistus ladaniferus*) or Aleppo Pine (*Pinus halepensis* Mill), can promote fires (Borsali, 2013). Soil degradation by any means represents one of the most significant issues in terms of maintaining the soil quality (Nouraein et al., 2020).

Numerous authors confirm that the origins of fire are mainly related to humans and directly depend on imprudence and insouciance of people, especially in terms of the agricultural and pastoral utilization of land (Meddour, 2014). According to the statistics provided by the Direction General of Forests, Algeria is seriously affected by fires, especially the north of the country. In 2017, the total area burnt by fires was 51,908 ha. Due to the significant evolution of this disaster and observed damage on the forest ecosystem, it is highly recommendable to investigate the changes in properties of these burnt soils.

Certini (2005) synthesizes the effects of fire on the properties of forest soils and shows that the main factor is the severity of fire, which depends on the environmental factors involved in the combustion processes: quantity; nature and moisture of the dead and living combustible;

wind speed; and site topography. This severity depends on two factors: the intensity and duration of the fire. High intensity combined with a long duration of fire would cause the greatest damage to vegetation and soil. The decline in soil protection leads to lower stability and, as a result, increased vulnerability to erosion risk (Hart et al., 2005).

The increase in the number of fires and their frequency have reduced the time between the two successive fires to less than 20 years (Vennetier et al., 2008). Their effects on soil biology are both direct – instantaneous destruction of organisms living on the surface – and indirect – environment modification (soil, vegetation cover) (Uroz et al., 2014). In addition to their effect on physicochemical parameters, fires also directly or indirectly affect the soil organisms. Direct effects induce short-term changes that modify species composition and abundance of taxonomic groups (Gongalsky et al., 2012).

Algerian soils are naturally vulnerable, sometimes highly degraded, especially in the semi-arid zone. These soils are highly affected by the issue of forest fires and their impact on soils is not very investigated by scientists. In addition, the difficulty of returning to an optimal performance level after fire must be enlightened by an objective evaluation of the short-term return dynamics of these soil properties. In order to answer the most significant questions related to the state of Algerian post-fire soils, a comparative study of selected physicochemical and biological parameters of a soil after two years of the last fire and a control soil that did not undergo fire for twenty years was carried out.

Contact address: Ayoub Allam, University of Dr Moulay Tahar, 20 000 Saïda, Algeria, e-mail: all-4@hotmail.fr

Material and methods

Study area

The study area is in the semi-arid bioclimatic stage of Ouled Khaled Saïda. This private forest, known as Keroua, is located between (34° 54' 55.00" N 0° 7' 29.14" E). It covers an area of 760 ha (Fig. 1).

This bioclimatic domain receives 345.16 mm of precipitation with a seasonal rainfall regime of winter, spring, summer and autumn (WSSA). According to the Saïda Meteorological Station (SMS, 2017), the maximum average temperature is 24.6 °C; the minimum average temperature is 11 °C and the thermal average amplitude is 19.9 °C. In the observed area, the number of fires for the period from 1999 to 2016 is 190 in total, which destroyed a total forest area of 3,355.25 ha. This corresponds to an annual average of 10.56 fires and 186.40 ha of burnt area. The number of fires varies from year to year – in 2007, fires burnt the smallest area of 9 ha, and in 1999 an absolute

maximum of 1,160.5 ha, while in 2015, only a small number of fires (9) was recorded, yet a total forest area of 720.75 ha was destroyed as a result.

The plots used for control measurements are in the same area but were not affected by fires for at least twenty years. This zone is characteristic with good density of vegetal cover dominated mainly by the Aleppo Pine and different plant strata.

Methodology and soil sampling

The study of the fire effects on the soil properties required determination of an appropriate methodology with the thematic, for that, the following criteria were respected:

1. the forest cover in observed zone was to predominantly compose of a monospecific population of Aleppo pine;
2. the control zone must be at least by 50 m away from the fire border;
3. the analysis is conducted two years after the fire that was recorded in 2015. Thus, the plots were visited in

spring of 2017 for the collection of soil samples.

In each zone (burnt and control), five plots were randomly selected. Soil samples were taken from the first horizon with a depth of 0–10 cm, sieved to particle size of 2 mm at maximum and conditioned in cold for biological analysis.

Physical analysis

Soil moisture content (d.b.) was determined by weighing a certain amount of soil before and after drying in an oven at 105 °C for 24 h. The soil mass loss represents the mass of water evaporated during drying (Mathieu and Pielain, 1998). The soil moisture content was determined as follows:

$$u = \left(\frac{m_{B2} - m_{B1}}{m_{S2} - m_{S1}} \right) 100 \text{ (\%)} \quad (1)$$

where:

u – soil moisture content (%); m_{B1} – mass of empty breaker (g); m_{B2} – mass of breaker + fresh soil (5 g); m_{S2} – mass of breaker + dried soil (g)

Soil permeability is given by the height of water measured per centimetre of infiltration per unit of time (Mathieu and Pielain, 1998).

The samples were placed in graduated cylinders up to 100 ml, which are then filled with distilled water up to 200 ml. Subsequently, it is left resting for 12 h, and after it, the water height is measured. Permeability is defined as follows:

$$K = 0.857 \cdot h \quad (2)$$

where:

K – permeability (cm·h⁻¹); h – water height (cm)

The soil sample is moistened for 12 h by capillary rise in a sintered glass Buchner filter. Then, the filter is placed on a vacuum flask connected to a water pump to remove water in pores with a diameter less than 8 µm. The retention capacity (RC) is defined as the water content remaining in the soil after 24 h (Saetre, 1998). It was calculated according to the following formula:

$$RC = \left[\frac{(m_{S2} - m_{S1}) - (m_{B2} - m_{B1})}{(m_{S1} - m_{B1})} \right] 100 \text{ (\%)} \quad (3)$$

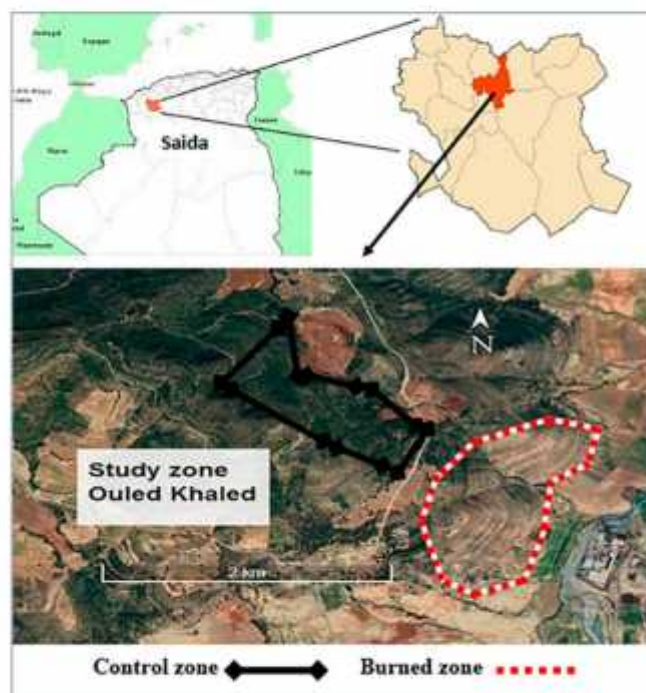


Fig. 1 Location of the observed zone

where:

RC – retention capacity (%); m_{B1} – empty filter mass (g); m_{B2} – filter mass with moistened soil for 12 h (g); m_{B3} – mass of (filter + moist soil) after drying for 24 h at 105 °C (g)

The bulk density (ρ_V) corresponds to the dry mass of a soil volume, the structure of which has not been disturbed, knowing the constant dry mass of the sample at 105 °C and the volume of the cylinders used (Blake and Hartge, 1986). Bulk density was calculated according to the following formula:

$$\rho_V = \frac{m_s}{V} \quad (4)$$

where:

ρ_V – bulk density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$); m_s – dry soil mass (g); V – cylinder volume (cm^3)

$$V = \pi \cdot r^2 \cdot h$$

where:

π – 3.14; r – cylinder radius (cm); h – cylinder height (cm)

The measurement of the real density (ρ) was determined by the pycnometer method, which consists of determining the volume of benzene displaced by the solid phase of sample with a known mass in a known volume (Pétard, 1993). The real density was obtained as follows:

$$\rho = \frac{m_s}{V} \quad (5)$$

$$V = \frac{(m_{B1} + m_s) - m_{B2}}{\rho_B} \quad (6)$$

where:

ρ – real density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$); m_s – 10 g of soil dried in oven at 105 °C (g); V – volume of used soil (cm^3); m_{B1} – mass of pycnometer filled with benzene up to the mark (g); m_{B2} – mass of pycnometer with 10g of soil filled with benzene up to the mark after the disappearance of air bubbles (g); ρ_B – benzene density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)

The porosity was determined by the following formula:

$$p = \left(\frac{\rho - \rho_V}{\rho} \right) 100 \text{ (\%)} \quad (7)$$

where:

p – porosity; ρ – real density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$); ρ_V – bulk density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)

The soil electrical conductivity measurement was performed by a conductivity meter HI2300, (HANNA Instruments, Italy) using a ratio of 20 g of dried fine soil in the open air and 50 ml of distilled water (Paycheng, 1980).

Chemical analysis

The measurement of the $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ and pH_{KCl} of the soil is an empirical measurement. For the measurement of $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, 20 g of fine soil dried in the open air were mixed in a beaker with 50 ml of distilled water. For the measurement of pH_{KCl} , 20 g of soil and 50 ml of potassium chloride were mixed in separate beaker (Paycheng, 1980). The measurements were conducted using a pH meter HI2210 (HANNA Instruments, Italy).

Total limestone (CaCO_3) was estimated by the Bernard calcimeter. This method allows the measurement of the volume of CO_2 released by the soil samples under the action of hydrochloric acid (HCl). The total limestone was calculated using the following expression:

$$TL = \left[\left(\frac{V_1}{m_{B1}} \right) \left(\frac{m_s}{V} \right) \right] 100 \text{ (\%)} \quad (8)$$

where:

TL – total limestone (%); m_s – reference sample mass ($\text{CaCO}_3 = 1$ g); m_{B1} – mass of soil samples (1 g); V – volume generated by reference sample ($V = 225 \text{ cm}^3$); V_1 – volume generated by soil samples (cm^3)

The organic matter (OR) was determined by mass loss of dry sample after the calcination at 550 °C for 16 h. It was calculated using the following formula:

$$OR = \left[\frac{(m_{B1} - m_s) - (m_{B2} - m_s)}{(m_{B1} - m_s)} \right] 100 \text{ (\%)} \quad (9)$$

where:

OR – organic matter (%); m_s – empty breaker mass (g); m_{B1} – breaker mass with dried soil (g); m_{B2} – breaker mass with calcined soil (g)

Biological analysis

Basal respiration (BR) was measured according to the protocol described by Anderson and Domsch (1978) to assess the physiological status of soil microbial communities. Ten grams (dry equivalent) of fresh soil kept at 4 °C were weighted in a glass phial (117 ml). The phials were hermetically sealed with a plug immediately after the replacement (4 min) of their internal atmosphere by a stable CO_2 concentration atmosphere and incubated for 4 h at 25 °C. After incubation, an aliquot of phial atmosphere (1 ml) was injected using a syringe into a gas chromatograph (Chrompack CHROM3 – CP 9001). Ambient CO_2 concentrations were subtracted from the CO_2 concentrations measured after incubation to obtain the amount of CO_2 produced by the heterotrophic microorganisms contained in the sample.

Microbial biomass (MB) was estimated using substrate-induced respiration (SIR) rates (Anderson and Domsch, 1978). Ten grams (dry mass equivalent) of sub-samples were placed in 117 ml glass jars and amended with powdered glucose ($1,000 \mu\text{g}\cdot\text{C}\cdot\text{g}^{-1}$). One millilitre of air was sampled in the head space with a syringe and injected into a gas chromatograph (Chrompack CHROM 3 – CP 9001). SIR rates were converted to microbial biomass value using the equation given by Beare et al. (1990).

The metabolic quotient (qCO_2) was calculated as follows (Anderson and Domsch, 1978):

$$qCO_2 = \frac{BR}{MB} \quad (10)$$

where:

qCO_2 – metabolic quotient ($mg\ C-CO_2(g\ Cmic)^{-1}h^{-1}$);
 BR – basal respiration ($\mu gC-CO_2g^{-1}\ DM-h^{-1}$); MB – microbial biomass ($\mu gCmic-g^{-1}\ DM$)

Statistical analysis

Collected data were analysed using the Minitab 17 software (Minitab, LLC, company, United States). The 5% threshold comparison test was used to compare the averages (student's test). The thresholds of significance considered are: (* Significant: $P < 0.05$; ** Very significant: $P < 0.01$; *** Highly significant; $P < 0.001$; NS: Not significant).

Results and discussion

The results obtained by the chemical properties evaluation show that the organic matter content of burnt soils (7.73%) was significantly lower compared to the control zone (16.08%) ($P < 0.001$). However, the statistical tests of the other properties do not indicate a significant difference, only a slight decrease was noticed for total limestone in the burnt soil in contrast to control zone. The average values of pH_{H_2O} and pH_{KCl} approach each other in both zones.

The fire did not significantly affect the physical parameters except soil moisture. Here, a decrease of 4.89% between the burnt zone and its control zone ($P < 0.05$) was observed. In terms of permeability, retention capacity, porosity and electrical conductivity, a slight decrease was observed in burnt soils compared to control zone. Considering the bulk density and real density, an increase in both parameters was observed in the burnt zone in contrast to control zone (Table 1).

The results obtained for the biological analyses show that the basal respiration and microbial biomass were significantly lower in burnt area than in control zone ($P < 0.001$) despite the passing of two years since the fire. decrease was approx. $1.09 (\mu g\ C-CO_2-g^{-1}\ DM-h^{-1})$ for basal respiration and $0.19 (\mu gCmic-g^{-1}\ DM)$ for microbial biomass.

Considering the metabolic quotient, there was a significant increase ($P < 0.05$) in burnt zone compared to control zone – values 14.59 and 8.02 ($mg\ C-CO_2(g\ Cmic)^{-1}h^{-1}$), respectively (Fig. 2).

Two years since the fire, results show that organic matter decreased significantly in the burnt soil compared to control zone. According to Verma and Jayakumar (2012), high intensity fires can result in a total loss of soil organic matter. Similarly, Annabi et al. (2009) recorded critical organic carbon values for forest soils in the semi-arid zone eight years after the last fire.

The role of organic matter as a cementing agent for soil aggregates is extremely important after a fire (Granged et al., 2011). Therefore, the higher the organic matter content in soil, the better the cohesion between soil particles, and thus higher resistance to erosion.

This deficit in organic matter is a direct result of the combination of total vegetation burning in this area and the water erosion phenomenon. Van der Werf et al. (2010) and Guenon et al. (2011) reported that fires eliminate large quantities of organic matter from ecosystems by vegetation burning and complete oxidation of soil organic matter. Furthermore, Knicker (2007) concluded that erosion and burning progressively deplete organic matter and nutrients of soil. Wind and water erosion of ash is a significant risk in recently burnt areas. In general, the wind carries them to gullies, where they accumulate and from which they are leached by runoff, causing a net loss of soil fertility (Vennetier et al., 2014).

In terms of the rest of chemical properties, the average values of the two zones (burnt and control) were getting closer, showing the absence of a significant difference. This means that either these soil properties have not been affected by the fire from the beginning, or the impact was

Table 1 Physicochemical properties of burnt and control soils

Properties	Burnt	Control	Signification	
Chemical	pH_{H_2O}	7.64	7.64	NS
	pH_{KCl}	7.40	7.38	NS
	organic matter (%)	7.73	16.08	***
	total limestone (%)	15.80	20.98	NS
Physical	bulk density ($g\ cm^{-3}$)	1.23	1.05	NS
	real density ($g\ cm^{-3}$)	2.42	2.39	NS
	total porosity (%)	49.17	56.07	NS
	moisture (%)	3.33	8.22	*
	retention capacity (%)	61.20	79	NS
	permeability ($cm\ h^{-1}$)	2.63	2.74	NS
	electrical conductivity ($dS\ m^{-1}$)	0.18	0.22	NS

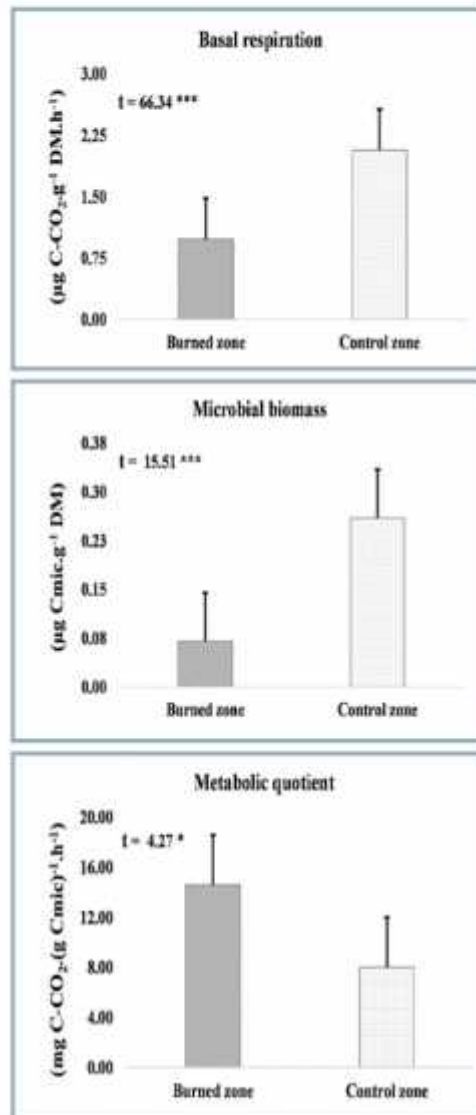


Fig. 2 Variation in biological properties in burnt and control soils

particularly significant during the first months after the fire, and over time, the differences between the two zones gradually disappeared.

Study results indicate that after two years since the last fire, the physical properties of these soils were not significantly affected with exception of the moisture – there was a decrease in this value in the burnt zone compared to control zone. The results obtained corroborate those obtained by Mabuhay et al. (2006), who reported that after thirteen months, the soil moisture content was significantly higher in the unburnt site in contrast to the burnt site. Moreover, Holden et al. (2013) reported a decrease in soil moisture after the fire.

The decrease in soil moisture is due to absolute destruction of trees protecting the soil against the direct effect of solar radiation, and their replacement by the herbaceous stratum, which increases the use of water in the superficial horizon. This will accentuate evapotranspiration in burnt soils. Mulumba and Lal (2008) demonstrated the relationship between the soil organic matter and moisture: they observed that moisture increases in soils containing higher amount of organic matter, which comes from plant residues.

Considering the other physical properties, there were only slight differences between the two areas, but these were not statistically significant. Bulk density and real density increased in burnt soils in contrast to control zone; this increase in density reduced the porosity, permeability and retention capacity in burnt soils.

After two years since fire, basal respiration and microbial biomass in burnt soils remained lower in all cases compared to the control zone. Therefore, the effect of this constraint on the soil biological properties can persist for multiple years after the fire passage. According to the results obtained by Holden and Treseder (2013), microbial reactions were significantly negative after fires, a reduction in microbial biomass was positively correlated with low values of microbial respiration. After the fires, Smith et al. (2008) observed a reduction in microbial biomass and diversity of microorganisms. Furthermore, Barcenas et al. (2011) reported that soil respiration decreased to lower values in contrast to unburnt reference site thirty-two months after the fire.

This decrease in basal respiration and microbial biomass was due to low rate of organic matter and moisture in these burnt soils, which prevented the rapid maintenance of microbial communities. Papa et al. (2006) suggested that a low moisture and high temperatures can be considered the most important factors affecting soil biological activities in Mediterranean ecosystems.

The metabolic quotient is used as an indicator of the physiological state of soil microorganisms. It shows how efficiently microorganisms use the available carbon in soil for their biosynthesis (Anderson, 2003). Fleißbach et al. (2007) suggested that high values of $q\text{CO}_2$ reflect the growing microbial communities with high energy needs to sustain themselves, while low values of $q\text{CO}_2$ indicate less disturbed soils; harbouring communities, more diversified communities with more prominent mutual interactions.

Statistical analysis shows that the metabolic quotient in the burnt zone was significantly higher compared to the control zone. Therefore, the fire has a negative impact on the microbial community metabolic efficiency. This confirms our results (decrease of basal respiration and microbial biomass) and shows that the microbial population of these soils is still stressed and affected by the fire even after two years of its passage.

Conclusion

Forest fires are one of the most widespread factors responsible for the degradation of forest ecosystems in the world, especially their frequency poses a permanent threat to the already fragile biodiversity in the Mediterranean basin. In this study, changes in the physicochemical and biological properties of forest soils after two years since the last fire were evaluated.

The results of the physicochemical properties show that, after two years since the last fire, only the soil organic matter content and soil moisture are significantly affected with lower rates in the burnt area in contrast to control zone. A slight decrease in permeability and water retention capacity is caused by a reduction in porosity resulting from the increase in bulk and real density. Considering the rest of the chemical properties, the recorded values were almost similar, indicating the absence of a significant difference between the two zones.

In terms of biological properties, the burnt zone showed lower rates of basal respiration and microbial biomass compared to unburnt zone. The metabolic quotient was significantly higher in the burnt zone in comparison to control zone, indicating persistent disturbance of the microbial community in these soils.

Acknowledgement

All thanks are addressed to the team of the two research laboratories (Water Resources and Environment, University of Dr Moulay Tahar, Saïda, Algeria, and the Faculty of Sciences and Technologies of Saint-Jerome, Mediterranean Institute of Biodiversity and Ecology, University of Aix-en-Provence, Marseille, France), for the support and contribution to the realization of this study.

References

- ANDERSON, J. P. E. – DOMSCH, K. H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. In *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 10, no. 3, pp. 215–221.
- ANDERSON, T. H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. In *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 98, no. 1–3, pp. 285–293.
- ANNABI, M. – BAHRI, H. – LATIRI, K. 2009. Organic status and microbial respiration of soils in northern Tunisia. In *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, vol. 13, no. 3, pp. 401–408. (In French: Statut organique et respiration microbienne des sols du nord de la Tunisie).
- BARCENAS, M. G. – GARCIA, O. F. – MATAIX, S. J. – MATAIX, B. J. – BÀATH, E. 2011. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. In *Biology and Fertility of Soils*, vol. 47, no. 3, pp. 261–272.
- BEARE, M. H. – NEELY, C. L. – COLEMAN, D. C. – HARGROVE, W. L. 1990. A substrate-induced respiration (SIR) method for measurement of fungal and bacterial biomass on plant residues. In *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 22, no. 5, pp. 585–594.
- BLAKE, G. R. – HARTGE, K. H. 1986. Part 1. Bulk density in physical and mineralogical methods. In: KLUTE, A. (2nd ed.). *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin USA, pp. 363–382. doi:10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13.
- BORSALI, A. H. 2013. Contribution to the assessment of the impact of fires on forest ecosystems: case of Fènoouane Forest, Ain El Hadjer town, Saïda Province, Algeria. Doctoral dissertation, University of Aix-Marseille, 200 pp. (In French: Contribution à l'évaluation de l'impact des incendies sur les écosystèmes forestiers: cas de la Forêt de Fènoouane, Commune d'Ain El Hadjer, Wilaya de Saïda, Algérie).
- CERTINI, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. In *Decologia*, vol. 143, no. 1, pp. 1–10.
- EAMUS, D. – MACINNIS-NG, C. M. – HOSE, G. C. – ZEPPEL, M. J. – TAYLOR, D. T. – MURRAY, B. R. 2005. Ecosystem services: an ecophysiological examination. In *Australian Journal of Botany*, vol. 53, no. 1, pp. 1–19.
- FLIEBBACH, A. – OBERHOLZER, H. R. – GUNST, L. – MIDER, P. 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 118, no. 1–4, pp. 273–274.
- GONGALSKY, K. B. – MALMSTRÖM, A. – ZAITSEV, A. S. – SHAKHAB, S. V. – BENGTSOON, J. – PERSSON, T. 2012. Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. In *Applied Soil Ecology*, vol. 59, pp. 73–86.
- GRANGED, A. J. – JORDAN, A. – ZAVALA, L. M. – MUÑOZ-ROJAS, M. – MATAIX-SOLERA, J. 2011. Short-term effects of experimental fire for a soil under eucalyptus forest (SE Australia). In *Geoderma*, vol. 167, pp. 125–134.
- GUENON, R. – VENNETIER, M. – DUPLY, N. – ZIARELLI, F. – GROS, R. 2011. Soil organic matter quality and microbial catabolic functions along a gradient of wildfire history in a Mediterranean ecosystem. In *Applied Soil Ecology*, vol. 48, no. 1, pp. 81–93.
- HART, S. C. – DELUCA, T. H. – NEWMAN, G. S. – MACKENZIE, M. D. – BOYLE, S. I. 2005. Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. In *Forest Ecology and Management*, vol. 220, no. 1–3, pp. 166–184.
- HOLDEN, S. R. – GUTIERREZ, A. – TRESEDER, K. K. 2013. Changes in soil fungal communities, extracellular enzyme activities, and litter decomposition across a fire chronosequence in Alaskan boreal forests. In *Ecosystems*, vol. 16, no. 1, pp. 34–46.
- HOLDEN, S. R. – TRESEDER, K. K. 2013. A meta-analysis of soil microbial biomass responses to forest disturbances. In *Frontiers in Microbiology*, vol. 4, pp. 163.
- KNICKER, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. In *Biogeochemistry*, vol. 85, no. 1, pp. 91–118.
- MABUHAY, J. A. – NAKAGOSHI, N. – ISAGI, Y. 2006. Soil microbial biomass, abundance, and diversity in a Japanese red pine forest: first year after fire. In *Journal of Forest Research*, vol. 11, no. 3, pp. 165–173.
- MATHIEU, C. – PIELTAIN, F. 1998. *Physical analysis of soils. Selected methods*. Montpellier, France: Research Institute for Development, 275 pp. ISBN 2-7430-0285-2. (In French: Analyse physique des sols: méthodes choisies).
- MEDDOUR, S. O. 2014. Forest fires in Algeria: Risk analysis, study of causes, evaluation of the defense system and management politics. PhD Thesis in Agricultural Sciences, University of Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 256 pp. (In French: Les feux de forêt en Algérie: Analyse du risque, étude des causes, évaluation du dispositif de défense et des politiques de gestion).

- MULUMBA, L. N. – LAL, R. 2008. Mulching effects on selected soil physical properties. In *Soil and Tillage Research*, vol. 98, no. 1, pp. 106–111.
- NOURAEIN, M. – KOUCHAK-KHANI, H. – JANMOHAMMADI, M. – MOHAMADZADEH, M. – ION, V. 2020. The effects of tillage and fertilizers on growth characteristics of Kabuli chickpea under Mediterranean conditions. In *Acta Technologica Agriculturae*, vol. 23, no. 1, pp. 18–23.
- PAPA, S. – PELLEGRINO, A. – FIORETTO, A. 2008. Microbial activity and quality changes during decomposition of *Quercus ilex* leaf litter in three Mediterranean woods. In *Applied Soil Ecology*, vol. 40, no. 3, pp. 401–410.
- PAYCHENG, C. 1980. Analytical methods used at the Dakar Laboratory. Nouméa, French: ORSTOM, 109 pp. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers10-09/010005303.pdf (In French: Méthodes d'analyses utilisées au laboratoire commun de Dakar).
- PÉTARD, J. 1993. Soil analysis: Methods of analysis (volume 1). Nouméa, French: ORSTOM, 192 pp. ISBN 010005303. (In French: Les méthodes d'analyses: tome 1. Analyse de sols).
- SABAGHNI, N. – JANMOHAMMADI, M. 2014. Evaluation of selection indices for drought tolerance in some chickpea (*Cicer arietinum* L.) genotypes. In *Acta Technologica Agriculturae*, vol. 17, no. 1, pp. 6–12.
- SAETRE, P. 1998. Decomposition, microbial community structure, and earthworm effects along a birch-spruce soil gradient. In *Ecology*, vol. 79, no. 3, pp. 834–846.
- SMITH, N. R. – KISHCHUK, B. E. – MOHN, W. W. 2008. Effects of wildfire and harvest disturbances on forest soil bacterial communities. In *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 74, no. 1, pp. 216–224.
- SMS. 2017. Climatic data. Saida Meteorological Station.
- UROZ, S. – BISPO, A. – BUÉE, M. – CEBRON, A. – CORTET, J. – DECAENS, T. – HEDDE, M. – PERES, G. – VENNETIER, M. – AND VILLENAVE, C. 2014. Overview of advances in the field of forest soil biology. In *French Forest Review*, vol. 66, no. 4, pp. 467–477. (In French: Aperçu des avancées dans le domaine de la biologie des sols forestiers).
- VAN DER WERF, G. R. – RANDERSON, J. T. – GIGLIO, L. – COLLATZ, G. J. – MU, M. – KASIBHATLA, P. S. – VAN LEEUWEN, T. T. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). In *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 10, no. 23, pp. 11707–11735.
- VENNETIER, M. – CECILLON, L. – GUENON, R. – SCHAFFHAUSER, A. – VERGNOUX, A. – BOICHARD, J. L. – Masion, A. – BOTTERO, J. Y. – RUY, S. – DOUSSAN, C. – GAUDU, J. C. – RENARD, D. – CURT, T. – FAIVRE, N. – RIPERT, C. – ESTÈVE, R. – MARTIN, W. – MAS, C. – MORGE, D. – BRUN, J. J. – JUVY, B. – CASSAGNE, N. – MERMIN, E. – TARDIF, P. – FAVIER, G. – DE DANIELI, S. – GROS, R. – TATONI, T. – CARRARA, M. – DOUMENQ, P. – GIULIANO, M. – MILLE, G. – MALLERET, L. – LEBARRILLER, S. – ASIA, L. – DOMEIZEL, M. – VASSALO, L. – MASSIANI, C. – THÉRAULAZ, F. – DI ROCCO, R. – CZARNES, S. – CLAYS-JOSSERAND, A. – COMMEAUX, C. – DEGRANGE, V. – GUILLAUMAUD, N. – LE ROUX, X. – POLY, F. – HOEPPFNER, M. – PIGNOT, V. – CHANDIOUX, D. 2008. Study of the impact of repeated forest fires on biodiversity and soils: search for indicators. Final report, CEMAGREF, Ministry of Agriculture and Fisheries, European Union, Aix en Provence, 236 pp. (In French: Etude de l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols: recherche d'indicateurs).
- VENNETIER, M. – LADIER, J. – REY, F. 2014. Control of forest soil erosion by vegetation in the face of global changes. In *French Forest Review*, vol. 66, no. 4, pp. 467–478. (In French: Le contrôle de l'érosion des sols forestiers par la végétation face aux changements globaux).
- VERMA, S. – JAYAKUMAR, S. 2012. Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil. In *Review, Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, vol. 2, no. 3, pp. 168–176.

Résumé

L'Algérie par son emplacement constitue une entité écologique exceptionnelle dans la biosphère. Les perturbations climatiques, la croissance démographique, la surexploitation des ressources naturelles ont dégradé les parcours forestiers en exposant leurs sols aux différentes agressions anthropiques. Le premier objectif de cette étude était d'identifier les actions anthropiques les plus frappantes dans la forêt (Keroua), et d'évaluer leurs effets sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol. Le second objectif été la mise en place d'une restauration écologique par l'apport de compost, et d'évaluer son efficacité pour récupérer ou améliorer les propriétés de ces sols dégradés. Dans notre forêt on a pu recenser cinq actions qui sont : le surpâturage, l'érosion hydrique, l'ouverture des pistes forestières, d'incendie et le labour. Pour les effets de ses actions anthropiques sur les propriétés des sols forestiers, on a soulevé des modifications pour l'ensemble des propriétés physico-chimiques représenté par le pH_{EAU} , pH_{KCl} , conductivité électrique, calcaire total, matière organique, humidité, capacité de rétention, perméabilité densité apparente et réelle et la porosité totale. Alors que pour les propriétés biologiques, toutes les contraintes ont provoqué une diminution de la respiration basale et la biomasse microbienne et une augmentation du quotient métabolique. L'ajout de compost sur les sols affectés par les actions anthropiques a donné des résultats mitigés. Pour les contraintes de surpâturage, l'érosion hydrique et de l'ouverture des pistes forestières, on a enregistré une augmentation marquée de l'ensemble de pH_{KCl} , conductivité électrique, calcaire total, matière organique et la capacité de rétention du sol. A l'inverse, on a enregistré une diminution importante de la perméabilité et de la densité apparente dans les sols restaurés. Alors que pour les contraintes d'incendie et le labour leurs restaurations par l'ajout de compost n'ont pas apporté des résultats encourageants.

Mot clés : Actions anthropiques, Restauration écologique, Compost, Sol forestier, Semi-aride.

Abstract

Algeria by their location constitutes an exceptional ecological entity in the biosphere. Climatic disturbances, population growth and the over-exploitation of natural resources have degraded forest areas, exposing their soil to various anthropogenic attacks. The first objective of this study was to identify the most striking anthropogenic actions in our forest (Keroua), and to assess their effects on the physico-chemical and biological properties of soil. The second objective was to set up an ecological restoration by adding compost, and devalued their effectiveness in recovering or improving the properties of these degraded soils. In our forest, five actions have been identified, which are overgrazing, water erosion, forest tracks, fire and plowing. For the effects of these anthropogenic actions on the properties of forest soils, we raised a modification for all the physico-chemical properties represented by pH_{EAU} , pH_{KCl} , electrical conductivity, total limestone, organic matter, moisture, retention capacity, bulk and real density, permeability and total porosity. While for the biological properties, all the constraints caused a decrease in basal respiration and microbial biomass and an increase in the metabolic quotient. Adding compost to soils affected by anthropogenic actions has given mixed results. For overgrazing, water erosion and forest tracks, recorded a marked increase in the whole of pH_{KCl} , electrical conductivity, total limestone, organic matter and retention capacity in the soil. Conversely, there has been a marked decrease of permeability and bulk density in restored soils. For plowing and fire constraints. Their restorations by adding compost did not bring encouraging results.

Keywords: Anthropogenic actions, Ecological restoration, Compost, Forest soil, Semi-arid

موقعها كياناً إيكولوجياً استثنائياً المحيط الحيوي. المناخية،
الطبيعية تدهور ية تربتها للعديد التغيرات بفعل العامل الهدف هذه ه تحديد
البشرية تأثيرا (Keroua) وتقييم آثارها الفيزيائية، الكيميائية والبيولوجية. لهدف هو
هذه الخواص بطريقة إيكولوجية وتقييم مدى فعالية هذه الطريقة. تحديد
عوامل وهي: التعرية بالمياه، الغابية، الحرائق هذه البشرية قد أثرت
الغابية. أما لتأثير هذه البشرية القاعدية الناقلية الكهربائية، الفيزيائية
والكيميائية من بينها. الظاهري والحقيقية والمسامية الكلية. بينما جميع العضوية،
نفاذية، الحيوية الميكروبية وزيادة الأيض. يع التأثيرات البشرية
البشرية متباينة. الغابية فلقد سجلنا تغيرات ملحوظة البيولوجية،
القاعدية الناقلية الكهربائية، العنصرية هناك
كبير نفاذية الظاهرية. بينما الحريق ينتج السماد العضوي لتربتهما أي
المفتاحية: البشرية، الإصلاح الإيكولوجي ية شبه