



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار - عنابة

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR - ANNABA

FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

THESE EN VUE DE L'OBTENTION D'UN DIPLOME DE DOCTORAT L.M.D

Spécialité: ECOLOGIE ANIMALE

Intitulé

**Résilience des écosystèmes forestiers du nord-est
algérien après incendie :
Cas des subéraies**

Presentée par: M^{me}. CHOUAHDA Soumaya

Membre de Jury:

BEDDIAR Arifa	Prof.	Président	Universié d'Annaba
BENYACOUB Slim	Prof.	Directeur de thèse	Universié d'Annaba
BENSLAMA Mohamed	Prof.	Examineur	Universié d'Annaba
DJEMAI Rachid	Prof.	Examineur	Universié d'Annaba
BOUHRAOUA Rachid tarik	Prof.	Examineur	Universié de Tlemcen
BENHOUHOU Salima	Prof.	Examineur	E.N.S.A Alger

Année universitaire: 2015/2016

REMERCIEMENT

En préambule à ce mémoire, je remercie le bon Allah qui m'a éclairé le chemin pour réaliser ce travail.

A ce terme, je tiens à adresser mes sincères remerciements aux membres du jury pour avoir accepté de juger ce travail.

A mon encadreur monsieur **BENYACOUB Slim**, professeur à l'université Badji MOKHTAR ANNABA, pour m'avoir accueilli et ouvert les portes de son laboratoire et de m'avoir, dirigé tout le long de la réalisation de ce travail.

A madame **BEDDIAR Arifa**, professeur à l'université Badji MOKHTAR, pour m'avoir fait l'honneur de présider ce jury de thèse.

A Monsieur **BENSLAMA Mohamed**, professeur à l'université Badji MOKHTAR, d'avoir accepté de juger ce travail et d'apporter des critiques tant constructives.

A Monsieur **DJEMAI Rachid**, professeur à l'université Badji MOKHTAR, d'avoir accepté de prendre part à l'appréciation de ce travail et d'apporter ses bonnes suggestions.

A Monsieur **BOUHRAOUA Rachid**, professeur à l'université de Tlemcen, pour s'être montré disponible et m'avoir fait l'honneur d'examiner ce travail.

A Madame **BENHOUHOU Salima**, professeur d'E.N.S.A Alger, pour m'avoir fait le plaisir et l'honneur d'accepter et d'examiner ce travail.

Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à mes chers **PARENTS**, mon frère **Yahia** (pour son aide sur terrain), mon frère **Younes**, mes sœurs (**Salima et Zohra**) et mon mari (**Oualid**) qui m'ont toujours soutenus et encouragés au cours de la réalisation de cette thèse.

Mes remerciements les plus sincères à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de cette thèse ainsi qu'à la réussite de ces années de recherches.

LISTE DES TABLEAUX

<u>Tableau 1 :</u>	Répartition mondiale de la subéraie (Silva et Catry, 2006).....	25
<u>Tableau 2 :</u>	Modalités du régime des feux.....	50
<u>Tableau 3 :</u>	Transformation des notes d'abondance-dominance (AD) en valeurs ordinales.....	51
<u>Tableau 4 :</u>	Données des statistiques descriptives du nombre des tiges.....	53
<u>Tableau 5 :</u>	Données des statistiques descriptives de la hauteur (m).....	54
<u>Tableau 6 :</u>	Données des statistiques descriptives du diamètre (cm).....	56
<u>Tableau 7 :</u>	Données des statistiques descriptives du recouvrement d'houpier (%)...	57
<u>Tableau 8 :</u>	Données des statistiques descriptives de la surface terrière (m ² /ha).	58
<u>Tableau 9 :</u>	Variations significatives des variables structurales (<i>F: fréquence du feu, Df: date du dernier feu, Ex: exposition, P: pente, NT: nombre de tiges observés dans toutes les parcelles, N/ha: nombre de tige par hectare, N: nombre de tige moyen, h : la hauteur , D1.30 : diamètre a 1m.30, RH: recouvrement d'houpier , G: surface terrière</i>). Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	60
<u>Tableau 10 :</u>	Variations significatives des variables structurales (<i>N: nombre de tige moyen, 5h : la hauteur, D1.30 : diamètre a 1m.30, RH: recouvrement d'houpier, G: surface terrière</i>) par rapport aux modalités du régime des feux (<i>fréquence du feu, durée entre deux derniers feux, dernier feu</i>). Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis.....	61
<u>Tableau 11 :</u>	Recouvrement moyen (%) de la strate buissonnante dans les sites étudiés.....	62
<u>Tableau 12 :</u>	La hauteur (cm) plus dominante de la strate buissonnante dans les sites étudiés.....	63
<u>Tableau 13 :</u>	Données des statistiques descriptives du nombre des tiges en fonction de la pente.....	69
<u>Tableau 14:</u>	Données des statistiques descriptives de la hauteur (m).....	70
<u>Tableau 15 :</u>	Données des statistiques descriptives du diamètre (cm).....	71
<u>Tableau 16 :</u>	Données des statistiques descriptives du recouvrement d'houpier (%)...	72

<u>Tableau 17 :</u>	Données des statistiques descriptives de la surface terrière (m ² /ha).....	73
<u>Tableau 18 :</u>	Corrélation entre pente, Nombre des tiges (N), hauteur (H), diamètre (D1.30), recouvrement d'houpier (Rh) et surface terrière (G).....	74
<u>Tableau 19 :</u>	Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate buissonnante dans les trois classes de la pente. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls. Teste de corrélation.....	76
<u>Tableau 20 :</u>	Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate herbacée dans les trois classes de la pente. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls. Teste de corrélation.....	77
<u>Tableau 21 :</u>	Données des statistiques descriptives du nombre des tiges.....	77
<u>Tableau 22 :</u>	Données des statistiques descriptives de la hauteur (m).....	78
<u>Tableau 23 :</u>	Données des statistiques descriptives du diamètre (cm).....	78
<u>Tableau 24 :</u>	Données des statistiques descriptives du recouvrement d'houpier (%)....	79
<u>Tableau 25 :</u>	Données des statistiques descriptives de la surface terrière (m ² /ha).....	79
<u>Tableau 26:</u>	Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate buissonnante dans les deux expositions, sud et nord. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	81
<u>Tableau 27 :</u>	Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate herbacée dans les deux expositions, sud et nord. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	81
<u>Tableau28 :</u>	Corrélations entre la température, l'humidité et les teneurs en eau des espèces étudiées.....	87

LISTE DES FIGURES

Figure 1:	Evolution annuelle des nombres de feux et des superficies parcourues par le feu en Algérie (période 1985-2010) (Meddour, 2012).....	13
Figure 2:	Importance des superficies parcourues par le feu selon les essences (période 1985-2010) (Meddour, 2012).....	14
Figure 3:	Le triangle du feu.....	15
Figure 4:	Situation géographique du Parc National d'El Kala (Benyacoub <i>et al</i> , 1998).....	22
Figure 5:	Image 3D de la topographie de la région d'El Kala. Extrait d'image SRTM (modifié par Ahmed BOUGHERARA, 2010).	23
Figure 6:	Position de la région d'El-Kala sur le diagramme d'Emberger (1955)...	25
Figure 7:	Diagramme ombrothermique de la station d'El Kala.....	26
Figure 8:	Températures moyennes minimales et maximales dans la région d'El Kala (Période 1995 à 2012).....	27
Figure 9:	Taux de la précipitation dans la région d'El Kala (Période 1995 à 2012). Source : station météorologique d'El Kala.....	27
Figure 10:	Humidités relatives de l'air (%) dans la région d'El Kala (Période 1995 à 2012). Source : station météorologique d'El Kala.....	28
Figure 11:	Variation annuelle du nombre de feux dans la wilaya d'El Tarf et la région d'El Kala.....	29
Figure 12:	Variation annuelle de la superficie incendiée dans la wilaya d'El Tarf et la région d'El Kala.....	30
Figure 13:	Variation annuelle des surfaces incendiées des subéraie dans la wilaya d'El Tarf et la région d'El Kala.....	31
Figure 14:	Suivi de la surface incendiée entre 1994 et 2009 Variation dans la région d'El Kala.....	31
Figure 15:	Chêne liège (<i>Quercus suber</i>).....	32
Figure 16:	Aire de répartition naturelle du chêne-liège à l'échelle mondiale.....	34
Figure 17:	Aire de répartition du chêne liège en Algérie (source DGF, 2003).....	36
Figure 18:	Schéma explicatif de la stratégie d'échantillonnage appliquée dans notre travail.....	37
Figure 19:	Limitation des surfaces incendiées sur l'image RASTAR prise en 2000..	38
Figure 20:	Limitation des surfaces incendiées sur l'image satellite SPOT prise en 2008.....	39
Figure 21:	Figuincendies de forêts en 2000 et en 2008 dans la willaya d'El tarf.....	40
Figure 22:	Situation géographique des sites sélectionnés dans notre étude.....	41

<u>Figure 23:</u>	Subéraie El Koursi 1.....	42
<u>Figure 24:</u>	Subéraie El Koursi 2.....	42
<u>Figure 25:</u>	Subéraie El Mellah.....	43
<u>Figure 26:</u>	Subéraie Boumerchen.....	43
<u>Figure 27 :</u>	Subéraie Meziraa.....	44
<u>Figure 28 :</u>	Modèle de recouvrement d'houpier très faible.....	46
<u>Figure 29 :</u>	Modèle de recouvrement d'houpier moyenne.....	46
<u>Figure 30 :</u>	Variation (avec écart type) du nombre des tiges moyen dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	54
<u>Figure 31 :</u>	Variation (avec écart type) de la hauteur (m) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls....	55
<u>Figure 32 :</u>	Variation (avec écart type) du diamètre à 1,30 (cm) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	56
<u>Figure 33 :</u>	Variation (avec écart type) du recouvrement d'houpier (%) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	57
<u>Figure 34 :</u>	Variation (avec écart type) de la surface terrière (m ² /ha) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	58
<u>Figure 35 :</u>	Projection des variables structurales des modalités du régime des feux et de la pente sur le premier plan de l'acp (groupe des placettes : A= site 1, B= site 2, C= site 3, D= site 4, E= site 5).....	59
<u>Figure 36 :</u>	Variation des moyennes (avec écart type) du recouvrement de la strate buissonnante dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	62
<u>Figure 37 :</u>	Variation des moyennes (avec écart type) de la hauteur de la strate buissonnante dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	63
<u>Figure 38 :</u>	Variations (avec écart type) des abondances et des hauteurs des trois espèces (<i>Erica arborea</i> , <i>Calicotome villosa</i> , <i>Phillyrea ssp</i>) dans les sites étudiés. Valeur de p indique la signification entre les sites déterminée par le test de Kruskal-Wallis. Groupes homogènes classés par le test de Newmans et Keuls.....	64
<u>Figure 39 :</u>	Recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 1 (0 – 50 cm) dans les sites étudiés.....	65
<u>Figure 40 :</u>	Recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 2 (50 - 100 cm) dans les sites étudiés.....	66
<u>Figure 41 :</u>	Recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 3 (100 - 200 cm) dans les sites étudiés.....	66
<u>Figure 42 :</u>	Recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 4 (200 - 400 cm)	

	dans les sites étudiés.....	67
Figure 43 :	Variation des moyennes de la hauteur et du recouvrement de la strate herbacée dans les sites étudiés.....	68
Figure 44 :	Variation des moyennes (%) avec écart type de la teneur en matière organique des trois horizons du sol dans les sites étudiés.....	68
Figure 45 :	Variation (avec écart type) du nombre des tiges moyennes en fonction de la pente. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	70
Figure 46 :	Variation (avec écart type) de la hauteur (m) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls....	71
Figure 47 :	Variation (avec écart type) du diamètre à 1,30 (cm) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	72
Figure 48 :	Variation (avec écart type) du recouvrement d'houpier (%) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	73
Figure 49 :	Variation (avec écart type) de la surface terrière (m ² /ha) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	74
Figure 50:	Corrélation entre les classes de pente, hauteur (H), diamètre (D1.30), recouvrement d'houpier (Rh) et surface terrière (G).....	75
Figure 51:	Corrélation entre les classes de pente, le recouvrement (%) et la hauteur de la strate buissonnante.....	76
Figure 52 :	Variation (avec écart type) des moyennes du nombre de tige (N), hauteur (H), diamètre (D1.30), recouvrement d'houpier (Rh) et surface terrière (G) dans les versant sud et nord. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.....	80
Figure 53 :	Evolution moyenne de la teneur en eau du chêne liège (<i>Quercus suber</i>) dans deux versants, sud et nord et pour deux plantes jeunes et âgées..	82
Figure 54 :	Evolution moyenne de la teneur en eau du calycotome (<i>Calycotome sp</i>) dans deux versants, sud et nord et pour deux plantes jeunes et âgées..	83
Figure 55 :	Evolution moyenne de la teneur en eau de la bruyère arborescente (<i>Erica arborea</i>) dans deux versants, sud et nord et pour deux plantes jeunes et âgées.....	84
Figure 56 :	Evolution moyenne de la teneur en eau du ciste à feuille de sauge (<i>Cistus salviaefolius</i>) dans deux versants, sud et nord et pour deux plantes jeunes et âgées.....	84
Figure 57 :	Evolution moyenne de la teneur en eau de la phyllaire (<i>Phillyrea sp</i>) dans deux versants, sud et nord et pour deux plantes jeunes et âgées.....	85
Figure 58 :	Evolution moyenne de la teneur en eau du lentisque (<i>Pistacia lentiscus</i>) dans deux versants, sud et nord et pour deux plantes jeunes et âgées...	86
Figure 59 :	Cercle des corrélations.....	86

RESILIENCE DES ECOSYSTEMES FORESTIERS DU NORD-EST ALGERIEN APRES INCENDIE : CAS DES SUBERAIES

INTRODUCTION	9
MATERIEL ET METHODES	20
1. Description générale de la région d'étude.....	20
2. Le chêne-liège.....	32
3. Méthodologie de travail.....	36
3.1. l'effet de la récurrence du feu.....	36
3.2. Présentation des sites d'étude.....	41
3.3. Technique d'échantillonnage.....	44
3.4. L'effet des facteurs mésologiques.....	48
3.5. Teneur en eau des principales végétations de la zone d'étude.....	49
3.5. Analyses statistiques	50
RESULTATS	52
1. Caractérisation de la structure de la végétation dans des milieux incendiés à différentes périodes. (Comparaison avec des milieux non incendiés).....	53
1.1. Structure du chêne liège.....	53
1.1.1. Nombre des tiges.....	53
1.1.2. Hauteur	54
1.1.3. Diamètre.....	55
1.1.4. Recouvrement d'houpier	56
1.1.4. Surface terrière	57
1.2. Influence des incendies sur la structure du chêne liège.....	59
Analyse en composantes principales (ACP).....	59
1.2. Influence des incendies sur la strate buissonnante.....	61
1.3. La structure verticale	65
1.4. Influence des incendies sur les herbacées.....	67
1.5. Influence des incendies sur le sol	68
2. Détermination des facteurs mésologiques permettant d'améliorer la résilience de l'habitat forestier.....	69
2.1. Influence de la pente sur la strate arborée.....	69
2.1.1. Nombre des tiges	69
2.1.2. Hauteur	70
2.1.3. Diamètre	71
2.1.4. Recouvrement d'houpier	72
2.1.5. Surface terrière	73
2.1.6. Relation pente et paramètres de la croissance du chêne liège	74
2.2. Influence de la pente sur la strate buissonnante	75

2.3. Influence de la pente sur la strate herbacée	76
2.4. Influence de l'exposition sur la strate arborée.....	77
2.4.1. Nombre des tiges.....	77
2.4.2. Hauteur	77
2.4.3. Diamètre	78
2.4.4. Recouvrement d'houpier	78
2.4.5. Surface terrière	79
2.5. Influence de l'exposition sur la strate buissonnante.....	80
2.6. Influence de l'exposition sur la strate herbacée.....	81

3. Détermination de la teneur en eau de la végétation la plus abondante dans la zone étudiée.....	82
3.1. Teneur en eau du chêne liège (<i>Quercus suber</i>).....	82
3.2. Teneur en eau du calycotome (<i>Calycotome sp</i>).....	83
3.3. Teneur en eau de la bruyère arborescente (<i>Erica arborea</i>).....	83
3.4. Teneur en eau du ciste à feuille de sauge (<i>Cistus salviaefolius</i>).....	84
3.5. Teneur en eau du phyllaire (<i>Phillyrea sp</i>)	85
3.6. Teneur en eau du lentisque (<i>Pistacia lentiscus</i>).....	86
3.7. Corrélations entre la température, l'humidité et les teneurs en eau des espèces étudiées.....	87

DISCUSSION	88
Feu affecte Chêne liège	89
Feu et végétation.....	90
Feu et matière organique du sol	91
Effets des facteurs mésologiques	92
Teneur en eau des végétaux.....	93

CONCLUSION	95
-------------------	-----------

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	100
------------------------------------	------------

Introduction

Introduction

Histoire des feux sur terre

« On répète actuellement que le problème des incendies incontrôlés est un phénomène récent, qu'il est le résultat d'un déséquilibre entre l'homme et son milieu »

Marcel FAURE, 1987

Le feu a pu survenir dès qu'une végétation terrestre a existé (Harris, 1958 et Kamarek, 1973). Il y a 350-400 millions d'années, pendant l'âge paléozoïque sur la Terre, les conditions favorables pour les premiers feux de végétation sont réunies : une accumulation suffisante de combustible (végétation en état de sécheresse critique), du carburant (air ambiant avec présence de dioxygène) et une énergie d'activation (fournie, par exemple, par un éclair) (Pyne et al., 1949). Pendant cette époque, le déclenchement du feu est absolument d'origine naturel. La foudre et les éruptions volcaniques sont les causes connues dans les ères géologiques (Trabaud, 1991). L'arrivée de l'homme préhistorique a appris à créer et à maîtriser le feu vers 1,5-2 millions d'années (James, 1989; Schule, 1990). En conséquence, de nouvelles causes anthropiques du déclenchement du feu sont ajoutées aux phénomènes naturels et elles se diversifient suite au développement de la vie humaine. D'abord, on utilise le feu pour cuisiner, chasser et plus tard dans l'agriculture, le pâturage, la poterie, la métallurgie, etc. (Pyne and Goldammer, 1997). Aujourd'hui, les causes anthropiques ont été classées en deux catégories, des causes involontaires et volontaires.

Premièrement, les causes involontaires englobent les imprudences (dépendent des activités en forêt et aux abords immédiats) et les accidents (dépendent de la circulation en forêt ou en périphérie, les lignes électriques, les dépôts d'ordures...etc.).

Deuxièmement, les causes volontaires réunissent la pyromanie (mettre le feu par plaisir ou par jeu), la vengeance (suite à une exclusion sociale, à une expropriation...etc) et quand la forêt devient un enjeu pour des raisons économique (incendies criminels pour une amélioration des pâturages, une exploitation du bois...etc.) ou politique (utilisée comme outil de revendication). En fait, dans les pays plus développés, les feux de végétation sont souvent accidentels, volontaires ou criminels (Leone et al., 2009), alors que dans les pays en voie de développement, les feux de végétation gardent encore un rôle très important dans la culture et l'économie des populations (Andreae, 1991; Pyne and Goldammer, 1997).

Forêts et feux à l'échelle mondiale

« La scène change continuellement dans ces montagnes; mais on est constamment attristé par le spectacle des bois incendiés; quoique les arbres soient écartés les uns des autres, ils sont brûlés comme si le feu avait ravagé en un jour toute la contrée ».

A.L. MILLIN, 1807

Avant la révolution industrielle, près de 50% des terres immergées de la planète étaient couvertes de forêts. L'estimation faite en 1955 fait ressortir une diminution en moitié, en 1980 la superficie mondiale atteint 2.5 milliards d'hectares (Mol et al., 1997). En 2005, la superficie forestière totale était estimée à 30% des terres de la planète, soit un peu moins de 40 millions de km². Cette estimation se base sur les données fournies par 228 pays et régions (FAO, 2006). Tous les ans, des incendies se déclarent sur plusieurs centaines de millions d'hectares de forêts et d'autres formations végétales à travers le monde. Autour de l'an 2000, la superficie de forêt brûlée chaque année s'élevait à au moins 277 000 km², soit environ 1 % de la superficie forestière des 91 pays ayant soumis des données à ce sujet. En outre, selon les données, 51 000 km² d'autres terres boisées auraient également été fortement touchées par le feu (FAO, 2006). Une autre estimation déclarée par les évaluations des ressources forestières mondiales (FRA) en 2010, a fourni des informations sur les forêts brûlées entre les années 2003-2007 de 118 sur 233 pays et régions de l'FRA. Basé sur les données de ces 118 pays, qui représentent 65 pour cent de la superficie forestière mondiale, soit une moyenne de 19,8 millions d'hectares de forêts ont été touchés par le feu chaque année. Cette surface présente moins d'un pour cent (0.7%) de la surface totale de ces pays.

L'Afrique « Le continent du feu », qui est le plus touché par les incendies dans le monde, présente 8,3 millions d'hectares annuellement (FAO, 2010). Deux zones particulièrement touchées par les incendies se démarquent : le Nord de l'Angola englobant le Sud de la république démocratique du Congo et le Sud du Soudan plus la République Centrafricaine (Bekdouche, 2010). L'Océanie est la deuxième région présentant une haute surface brûlée annuellement avec 3,9 millions d'hectares ensuite l'Amérique du Nord et Centrale avec 3,6 millions d'hectares puis le continent asiatique avec de 2,6 millions d'hectares et l'Europe avec 1,3 millions d'hectares. Les plus grandes surfaces de forêts touchées par le feu ont été signalées par le Tchad, l'Australie, les Etats-Unis d'Amérique, l'Inde et le Canada, qui ont tous rapporté une moyenne de plus d'un million d'hectares de forêt brûlés chaque année (FAO, 2010).

Les feux des forêts se différencient entre eux par la flore et le climat présent dans la région considérée. Une classification typique sépare les écosystèmes en quatre classes : boréal, tempéré, tropical et méditerranéen (Pyne et al., 1949). Une étude faite en 2005 par AFO estime les surfaces forestières de ces écosystèmes : 1200 millions d'hectares pour les forêts boréales, 570 millions d'hectares pour les forêts tempérées, 1620 millions d'hectares pour les forêts tropicales et 85 millions d'hectares pour les forêts méditerranéennes. La saisonnalité des feux de végétation est bien marquée et est principalement liée à la persistance des conditions de sécheresse. Les feux boréaux se caractérisent soit par des épisodes rares et intenses avec les feux de forêt, soit par des feux de tourbière qui peuvent se prolonger pendant des mois, sur de très larges surfaces (entre 10000 et 100000 ha, Beverly and Martell, 2005). Le régime du feu dans les régions tempérées est gouverné par les conditions météorologiques plutôt que climatiques car cet écosystème présente une alternance moins marquée entre les différentes saisons (Pyne et al., 1949). Dans l'écosystème tropical, les températures restent relativement constantes pendant toute l'année et l'alternance saisonnière est donc réglementée par les précipitations (saison sèche ou humide). Alors, les feux brûlent dans l'hémisphère

Nord entre décembre et mars et dans l'hémisphère Sud entre juin et septembre (Andreae, 1991; Langmann et al., 2009; Dwyer et al., 2000; Carmona-Moreno et al., 2005).

Feux des forêts en méditerranée

« La région méditerranéenne est un laboratoire avancé des changements globaux : ce qui s'y produit actuellement se produira ensuite ailleurs ».

Michel VENNETIER, 2011

Les forêts méditerranéennes sont l'un des points chauds de la biodiversité mondiale (Myers et al., 2000; Olson et Dinerstein, 2002) puisqu'elles englobent une forte concentration d'espèces endémiques et connaissent une perte exceptionnelle de leurs habitats. Il est estimé qu'environ 25 000 espèces de plantes sont présentes dans la région (Myers et al., 2000), et qu'environ 60 % sont endémiques (Thompson et al., 2005). Ainsi, environ 18% des espèces méditerranéennes sont menacées d'extinction (FAO, 2013) et environ 70% des zones arbustives et des forêts originelles de la Méditerranée ont été déjà détruites avant l'année 1990 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ces perturbations, qui rendent la zone méditerranéenne fragile et instable, sont liées notamment à la pression humaine de longue date, aux changements climatiques et aux incendies à répétition

Au cours de la période (1995-2004), les feux de forêts dans le bassin méditerranéen sont estimés à 50 000 foyers en moyenne par année et les superficies incendiées représentent une moyenne annuelle allant de 700 000 à 1 million d'hectares. Pour la période (2006-2010), plus de 269 000 feux de forêts ont été rapportés dans la région méditerranéenne entre 2006 et 2010 soit une moyenne de presque 54 000 feux annuels. 81 pour cent de ces feux de forêts se sont déclenchés dans les pays de l'Ouest de la Méditerranée, 13 pour cent dans les pays de l'Est de la Méditerranée et 6 pour cent dans le Sud de la Méditerranée (FAO, 2013). Par rapport aux décennies passées, le problème s'est aggravé durant les années 70 et plus encore durant les années 80, tant du point de vue nombre d'incendies que de la superficie dévastée (Dimitrakopoulos et Mistopoulos, 2006).

D'après la taille moyenne des feux de forêts calculée dans la région méditerranéenne pour la période 2000-2010, on observe que la taille moyenne des feux de forêts est significativement plus haute en Algérie, en Bulgarie, à Chypre, en Grèce et, dans une moindre mesure, en Italie en comparaison avec les autres pays du pourtour de la Méditerranée (FAO, 2013).

Feux des forêts en Algérie

En Algérie, l'incendie est le facteur de dégradation le plus redoutable de sa forêt (Missouni et al., 2002 ; Madoui, 2002). D'après l'analyse faite par Meddour *et al* en 2008, l'évolution annuelle des nombres de feux est classée en deux périodes : la période coloniale

(1876-1962) et celle de l'Algérie indépendante (1963-2007). La période coloniale a été fatale, une surface cumulée de 3 506 942 ha a été parcourue par le feu, sur une période de 87 ans (1876-1962), soit une moyenne de 41 258 ha/an. Durant la période de l'Algérie indépendante (1963-2007) (45 ans), la superficie forestière totale incendiée durant la période 1963-2007 (45 ans) est évaluée à 1 556 807 ha, le feu a donc détruit en moyenne 34 596 ha/an. Après l'indépendance, la forêt algérienne a donc connu une relative accalmie, puisque les superficies brûlées ont diminué par rapport à la période coloniale, où la moyenne annuelle était, rappelons-le, de 41 258 ha (soit 16 % de moins). Les années 1983 et 1994 qualifiées d'années noires de la forêt algérienne, ont enregistré des records en termes de superficie brûlée (220 570 ha. et 271 246 ha. respectivement). Ces deux années, à elles seules, totalisent 491 816 ha, soit un taux de 42.31 % sur le total de la période allant de 1979 à 2009 (Bekdouche, 2010).

Des nouvelles statistiques pour la période allant de 1985 à 2010, relèvent que les feux ont détruit une superficie totale de 910 640 hectares, soit une moyenne annuelle de 35 025 hectares de surface brûlée (Meddour, 2012) (figure 1). Sur cette période de 26 ans, ce sont les formations forestières qui sont les plus touchées par les incendies, avec une moyenne de 20 376 hectares par an, soit 58 % de la superficie totale incendiée, ensuite, les maquis, avec 23 %, puis les broussailles 17 %. Les nappes alfatières sont également touchées par les incendies sur 312 hectares par an, soit 0,89 % (Meddour, 2012).

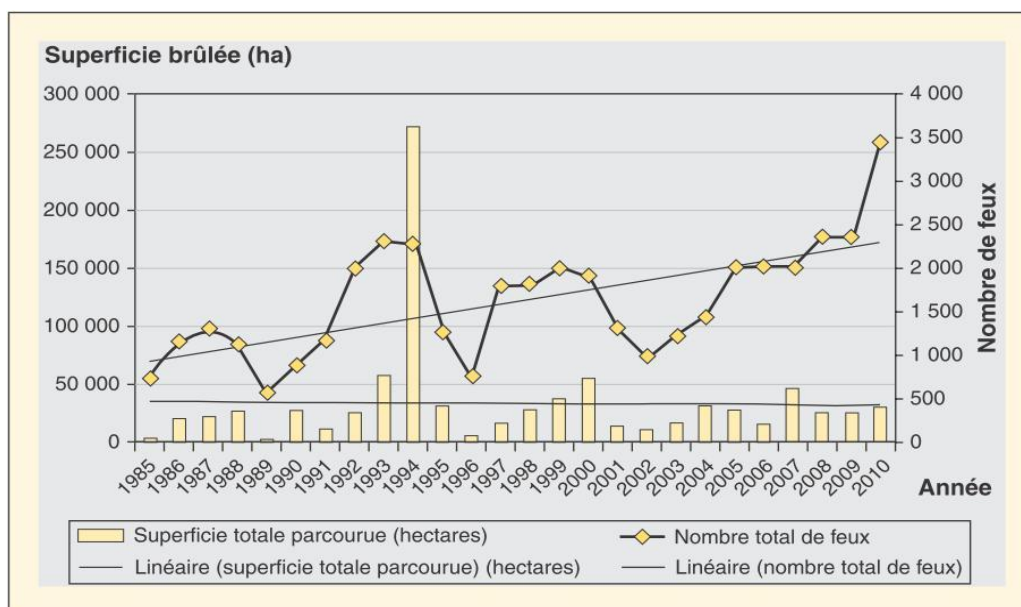


Figure 1. Evolution annuelle des nombres de feux et des superficies parcourues par le feu en Algérie (période 1985-2010) (Meddour, 2012).

L'essence la plus touchée par le feu en Algérie est le pin d'Alep (*Pinus halepensis*), avec 48,36 % du total de la surface brûlée (figure 2). Ce qui est logique, car cette espèce résineuse prédomine et représente 68 % du total de la superficie forestière de l'Algérie (Meddour, 2012). Le pin d'Alep, qui se rencontre principalement dans les zones semi-arides et surtout dans la partie occidentale de l'Algérie, mais également au centre, est réputé pour sa grande inflammabilité et son sous-bois dense favorable à la propagation rapide

du feu (Quezel, 1976). Le chêne liège (*Quercus suber*) vient en seconde position, avec 34,33 % de surface brûlée au total. Là aussi, il est utile de le relativiser puisqu'il occupe 21 % de la surface forestière totale, principalement dans le Nord-est du pays. Son sous-bois encore plus dense est très inflammable et permet une progression rapide du feu (Meddour, 2012). En Afrique du Nord, de manière plus globale, les boisements les plus sensibles et les plus vulnérables sont ceux du chêne liège et du pin d'Alep (Boudy, 1948).

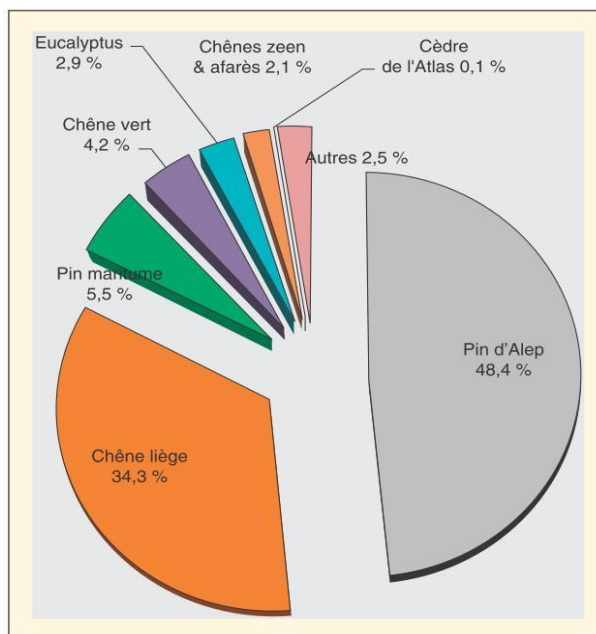


Figure 2 : Importance des superficies parcourues par le feu selon les essences (période 1985-2010) (Meddour, 2012).

Les données disponibles montrent que la part des incendies d'origine inconnue est de 88% sur le total des incendies déclarés (FAO, 2013). Les incendies involontaires (accidents, imprudences) regroupent en Algérie diverses causes (régénération des parcours, incinérations des chaumes, chercheurs de miel sauvage, bergers, échappement de véhicules, fumeurs, etc.) et ne représentent que 3,56 % de l'ensemble des feux identifiés (Meddour, 2012). D'autre part, les conditions climatiques y sont responsables pour une grande part. En effet, l'Algérie a connue une période de sécheresse durant la décennie 80, où le déficit hydrique a atteint un niveau critique (Meddour, 2008).

Relation feu-végétation

Le feu nécessite un combustible, de l'oxygène et de l'énergie d'allumage (chaleur) qu'ils constituent le triangle du feu. Le combustible des feux de forêts est du matériel végétal. Il est plus ou moins inflammable selon sa densité, sa composition chimique et son degré d'humidité. Après le déclenchement du feu plusieurs facteurs facilitent sa propagation et conditionne sa taille.

Facteurs influençant l'origine et le développement des feux de forêt

Les facteurs influençant l'origine et le développement des feux de forêts sont divisés en trois catégories : les facteurs topographiques, les facteurs météorologiques et le type de végétation. En région méditerranéenne, le type de végétation et le climat sont des facteurs importants de prédisposition au feu. Certaines formations végétales sont plus sensibles au feu que d'autres : les maquis et garrigues sont plus vulnérables que les zones forestières. Cette sensibilité s'explique par la différence de composition de ces formations et par les conditions climatiques auxquelles elles sont soumises, en particulier leur teneur en eau. Celle-ci est influencée par les conditions climatiques que sont la température, le degré hygrométrique de l'air, l'absence ou l'abondance des précipitations et les épisodes de vents violents et desséchants (Meddour-Sahar, 2008)

Facteurs topographiques

La topographie est une variable constante, c'est-à-dire qu'elle ne varie pas dans le temps. On peut donc facilement déterminer son influence. Trois paramètres topographiques influencent les incendies de forêt à savoir :

L'inclinaison des pentes : le pourcentage de la pente influence directement le comportement des incendies de forêt, puisqu'il amplifie l'effet de radiation et de convection.

L'exposition des pentes au soleil et au vent : l'exposition de la pente qui affecte la quantité de chaleur reçue par les combustibles en fonction de l'insolation, les vents locaux, la quantité et le type de combustible.

L'élévation du terrain : l'élévation du terrain au dessus du niveau de la mer affecte le comportement des incendies de forêt en modifiant la météo et la végétation.

Facteurs météorologiques

Les incendies de forêt dans le Bassin Méditerranéen dépendent pour une bonne part des conditions climatiques dominantes. Des étés prolongés (s'étendant de juin à octobre et parfois plus longtemps), avec une absence éventuelle de pluie et des températures diurnes moyennes bien supérieures à 30 °C réduisent la teneur en eau de la litière forestière à moins de 5 % (Dimitrakopoulos, 1994 ; Mitsopoulos, 2006). Les facteurs météorologiques jouant un rôle important sur le comportement des incendies sont :

Température : La principale source de chaleur est le soleil, les combustibles exposés au soleil se réchauffent plus rapidement que ceux sous couvert forestier, il peut y avoir jusqu'à 10°C de différence. La température peut avoir une influence directe ou indirecte : Influence directe par le réchauffement ou le refroidissement des matériaux ; Influence indirecte par la modification du contenu en humidité de l'atmosphère.

Vent : le vent augmente la combustion et la propagation en augmentant l'apport en oxygène, asséchant les combustibles, favorisant le réchauffement des combustibles à

l'avant du feu, influençant la direction de propagation du feu et transportant les étincelles ou autres matières enflammées sur de grandes distances.

Humidité relative : c'est la proportion, exprimée en pourcentage, entre la vapeur d'eau effectivement contenue dans l'air et la capacité d'absorption de l'air à une température donnée. Elle n'agit pas directement sur le phénomène d'apparition des incendies, mais elle conditionne la teneur en eau des combustibles.

Précipitations : l'effet des précipitations sur les incendies de forêt dépend de deux paramètres : la quantité d'eau et la durée des précipitations. Les petits combustibles réagissent rapidement à de petites quantités de précipitation, la durée des précipitations est importante pour les gros combustibles qui réagissent plus lentement à la pluie. Peu d'eau sur une longue période est préférable à beaucoup d'eau en peu de temps.

Stabilité de l'air : la stabilité de l'air peut être définie comme la résistance de l'atmosphère au mouvement vertical. L'air instable amplifie le comportement du feu en favorisant le mouvement vertical (convection).

Type de végétation

Une espèce inflammable constituant des formations très combustibles. Les notions d'inflammabilité et de combustibilité sont généralement utilisées par les forestiers pour caractériser le risque que présente la végétation vis à vis du feu. L'inflammabilité représente la capacité d'une espèce à s'enflammer et la combustibilité est la capacité d'une espèce à propager un incendie. Certaines formations végétales sont plus sensibles au feu que d'autres : les landes, maquis et garrigues sont plus vulnérables que les zones forestières. Cette sensibilité s'explique par la différence de composition de ces formations et par les conditions climatiques auxquelles elles sont soumises, en particulier leur teneur en eau. Celle-ci détermine la probabilité d'ignition ou la facilité d'allumage, la vitesse de propagation et la quantité de combustible brûlé. La végétation méditerranéenne riche en résine et d'une faible teneur en eau brûle facilement (Schnitzler-Lenoble, 2002).

Facteurs influençant l'effet des feux sur la végétation

Dans la plupart des études considérant l'action des feux sur la végétation et le caractère de survie utilisé par les végétaux sont envisagés en liaison avec l'apparition d'un seul incendie, bien que la plante individuelle puisse être soumise à plusieurs feux (Trabaud, 1991). Les effets du feu, doivent donc être évalués en termes de régime des incendies : type, intensité, fréquence et saison d'apparition des incendies et contexte environnemental (Gill, 1979 ; Trabaud, 1991 ; Paussas et al., 2008 ; Keeley, 2009).

Le moment et la périodicité du passage du feu ont une importance capitale sur la vie des communautés végétales, en liaison avec la survie et la floraison des végétaux ; tandis que l'intensité du feu détermine la résistance des végétaux (plus particulièrement des ligneux), la libération et la germination des graines (Trabaud, 1989).

Intensité du feu

L'intensité du feu, chaleur libérée lors de la combustion de la végétation, varie selon la quantité du combustible, sa structure et sa teneur en eau, mais aussi selon la saison. Dans les communautés où les strates sont largement séparées, les feux peuvent être confinés au sol ; tandis que lorsque la distribution verticale du combustible est continue, des feux plus intenses peuvent éclater (Trabaud, 1989). L'intensité élevée de l'incendie occasionne une mortalité importante des graines réparties au niveau superficiel du sol (De Luis et al., 2008).

Fréquence du feu

La forme mosaïque des paysages est expliquée par l'histoire des feux aux cours des années. La fréquence du passage du feu a un effet sur la composition floristique des écosystèmes, en sélectionnant les espèces qui continueront à faire partie de la végétation d'une région donnée (Trabaud, 1989). Suite au passage des incendies, les espèces présentes avant feu devraient réapparaître pour autant qu'il y ait présence de graines, d'un lit de germination favorable et de bonnes conditions climatiques (Van Wagner et Methven, 1978). Si un autre feu survient avant que ces espèces aient atteint leur maturité sexuelle, des changements dramatiques dans la composition et la physionomie de la végétation peuvent se produire (Arianoutsou, 1999). La répétition des incendies à des intervalles de temps très courts, peut entraîner une réduction de la germination des espèces ligneuses, en raison probablement, de la diminution de la banque de semence du sol et offrir ainsi plus d'opportunités à l'établissement des herbacées (Duguy et Vallejo, 2008).

Taille de l'incendie

La superficie brûlée est aussi un facteur écologique important influençant la recolonisation par les espèces. Ainsi, si de nombreux végétaux ne peuvent pas se régénérer par rejets, et sont tributaires d'apport de diaspores par le vent ou les animaux, lorsque la superficie brûlée est très grande, reléguant les porte-graines à très longue distance, l'installation de certaines espèces ne sera pas immédiate, ou celles qui pourront parvenir les premières sur le lieu occuperont l'espace. Le poids et les propriétés aérodynamiques des fruits ou des graines joueront un rôle déterminant (Trabaud, 1989).

Résilience de l'écosystème

Le feu est une perturbation clé dans les régions méditerranéennes qui affecte considérablement la composition et la dynamique des écosystèmes (Naveh, 1994; Pausas et al., 1999), notamment son architecture (Barbero et al., 1987; Papio et Trabaud, 1991), sa phytomasse (Trabaud, 1991) et son recouvrement ou sa densité (Tavsanoglu et Gürkan, 2005). Suite au passage des incendies, les espèces présentes avant feu devraient réapparaître pour autant qu'il y ait présence de graines, d'un lit de germination favorable et de bonnes conditions climatiques (Van Wagner et Methven, 1978). Le maintien de ces conditions en bon état est très difficile voire impossible à cause des changements climatiques globaux. De ce fait, la régénération de la végétation après un incendie dépend principalement de la capacité de

résilience de l'espèce dans la communauté (Kuhnholz-Lordat, 1938; Naveh, 1975; Pausas, 2004).

Cependant, la résilience est la capacité d'une communauté de revenir à un état antérieur après une perturbation exogène (Lincoln et al., 1998). Elle est une propriété d'écosystèmes souvent citée mais rarement quantifiée. Il est difficile de tester ou d'appliquer dans des situations du monde réel (Cumming et al., 2005). Bien que la vitesse de retour d'un système ou d'une communauté à un état antérieur (Pimm, 1991 ; Holling, 1973) n'est pas toujours considérée comme la mesure de la résilience (Walker et al 2004), en mettant l'accent sur le retour à un état identique à la pré-perturbation a l'avantage d'offrir des possibilités de mesures empiriques.

Dans l'ensemble, la résilience est la capacité d'une forêt de supporter (absorber) les pressions externes et de retrouver, avec le temps, son état original après avoir subi des perturbations (Thompson et al, 2009). Elle rend compte de la capacité d'un écosystème à s'adapter au changement, à se rétablir et à se réorganiser après perturbation.

Problématique et objectif de l'étude

L'incendie représente l'un des facteurs de dégradation le plus dévastateur de la forêt dans le nord-est algérien. Sa conséquence est une perturbation du milieu naturel à plusieurs échelles (migration et mort des animaux ; brûlage, faiblesse et mort des végétaux ; brûlage du sol et apparition de risque d'érosion). Parmi ces perturbations, le feu représente l'une des plus importantes. Après un incendie, les écosystèmes forestiers essaient de se reconstituer pour atteindre une résilience globale et qualitative du milieu. Le feu influe, par son intensité et sa fréquence, sur la dynamique de reconstitution de la végétation et tend à simplifier l'écosystème : prélude à la perte de la formation forestière.

Les études menées sur les incendies des forêts concernent surtout le Portugal (Esperito-Santo et al., 1992), l'Espagne (Luis-Calabuig & Tarrega, 1992 ; Calvo et al., 1992, 1999 ; Pausas, 1999), la France (Trabaud, 1987, 1994 ; Bonnet & Tatoni, 2003 ; Bergaglio et al., 2006), l'Italie (De Lilli & Testi, 1990 ; Mazzoleni & Pizzolongo, 1990 ; Esposito et al., 1999) et la Grèce (Margaris, 1976 ; Arianoutsou & Margaris, 1981 ; Arianoutsou-Faraggi-taki, 1984 ; Böhling & Gerold, 1995). En Algérie, les travaux sont menés par Kaci (1989), Et-Tobi (1998), Meddour (1992), Hadjadji (1995), Haou (1998), Bekdouche (1997 et 2010), Lounis (1998), Tlili (2003), Slimani (2002) et IOulemouhoub (2007).

Pour cette raison, après le passage d'un feu, on pose les questions suivantes :

- Quelles sont les conséquences des incendies sur la structure de la subéraie algérienne?
- Quelles sont les espèces ligneuses favorisant la propagation du feu?
- Est-ce que la structure de la végétation doit être simplifiée avec l'augmentation de la fréquence du feu?

- Une forêt incendiée peut-elle revenir à son état initial?
- Quelle est sa capacité de résilience?
- Est-ce que le chêne liège a besoin du feu pour se régénérer?
- Comment protéger les peuplements forestiers?
- Comment favoriser leurs reconstitutions?

L'objectif de la présente étude est de mettre en évidence l'influence des incendies sur les subéraies de la région d'El Kala et leur capacité de résilience suite aux incendies qu'il a subit en 1983, 1993, 2000 et 2008.

Notre étude vise à décrire et mesurer les aspects écosystémiques suivants :

- Caractérisation de la structure de la végétation au niveau des strates herbacée, buissonnante et arborée dans des milieux incendiés à différentes périodes. Comparaison avec des milieux non incendiés.
- Détermination des facteurs mésologiques permettant d'améliorer la résilience de l'habitat forestier.
- Détermination de la teneur en eau de la végétation la plus abondante dans la zone étudiée.

Matériel

Et

Méthodes

Matériel et méthodes

1. Description générale de la région d'étude

1.1. Situation géographique

Le parc national d'el kala (PNEK) est situé à l'extrême nord-est de l'Algérie. Il représente l'est de la wilaya d'El Tarf, dont 6 des 24 communes sont entièrement incluses dans le P.N.E.K et 2 autres en partie seulement. Les limites géographiques de cette région sont représentées à l'est par la frontière algéro-tunisienne, au nord par la mer Méditerranée, à l'ouest par les plaines d'Annaba et au sud par les montagnes de la Medjerda, qui sont le prolongement extrême de l'Atlas tellien. Il comprend le littoral méditerranéen au nord, le Cap Rosa à l'ouest et les contre forts du djebel El Ghorra au sud. Le P.N.E.K est à la fois un parc marin, lacustre et terrestre (figure 4).

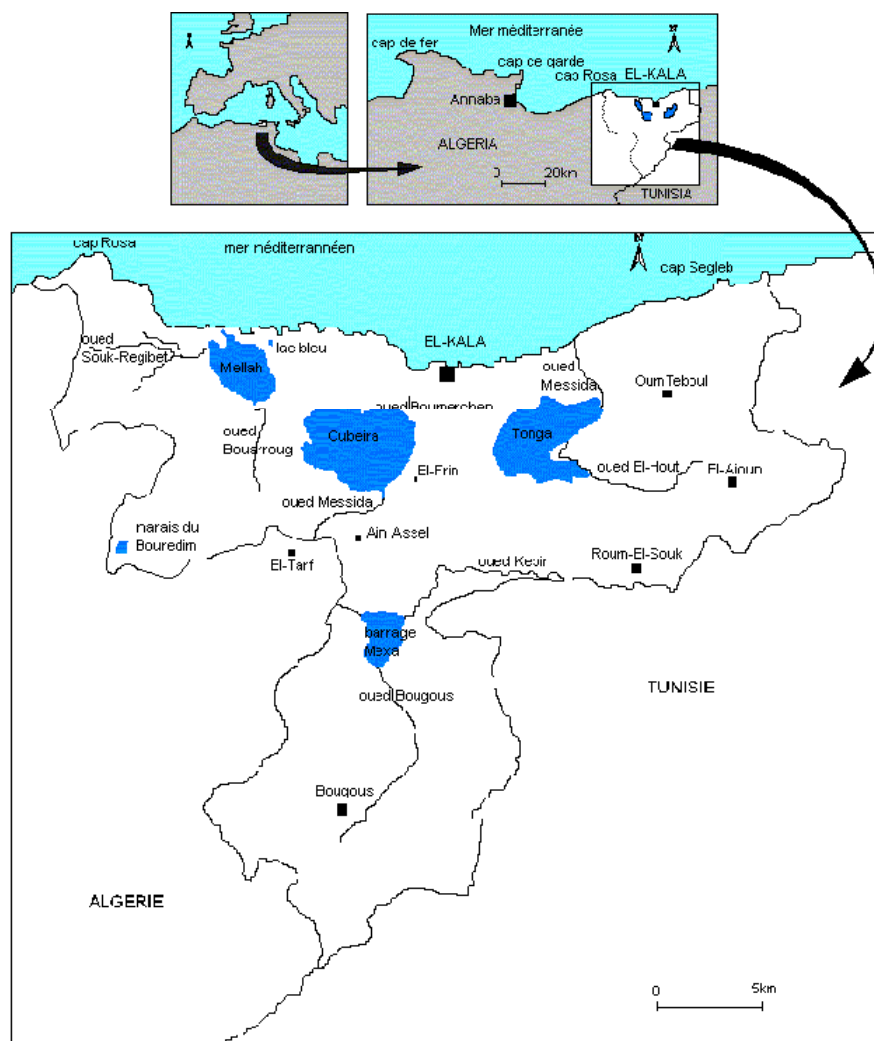


Figure 4 : Situation géographique du Parc National d'El Kala (Benyacoub *et al.*, 1998).

Le parc est un site d'importance capitale en raison, non seulement, de biotopes remarquable, où se côtoient des espèces endémiques, boréales et tropicales, mais aussi parce

qu'il rassemble à lui seul une majeure partie de la faune et de la flore du pays. Le territoire est constitué d'unités physiques variées, opposant en général un relief de montagne et des basses plaines marécageuses. Cette région est, à ce titre, instituée en aire protégée (parc national d'El Kala), sur une superficie de près de 76000 ha et reconnue comme étant un des points chauds de biodiversité végétale dans le bassin méditerranéen (Vela & Benhouhou, 2007).

1.2. Topographie

Le relief du PNEK se compose d'une juxtaposition de dépressions, dont certaines sont occupées par des formations lacustres ou palustres, et de hautes collines aux formes variées : dôme, escarpements, alignement, crête généralement couvertes par une végétation dense (de Belair, 1990). Le long d'une coupe Nord-Sud, le relief passe de 0 à 1200 m d'altitude (figure 5).

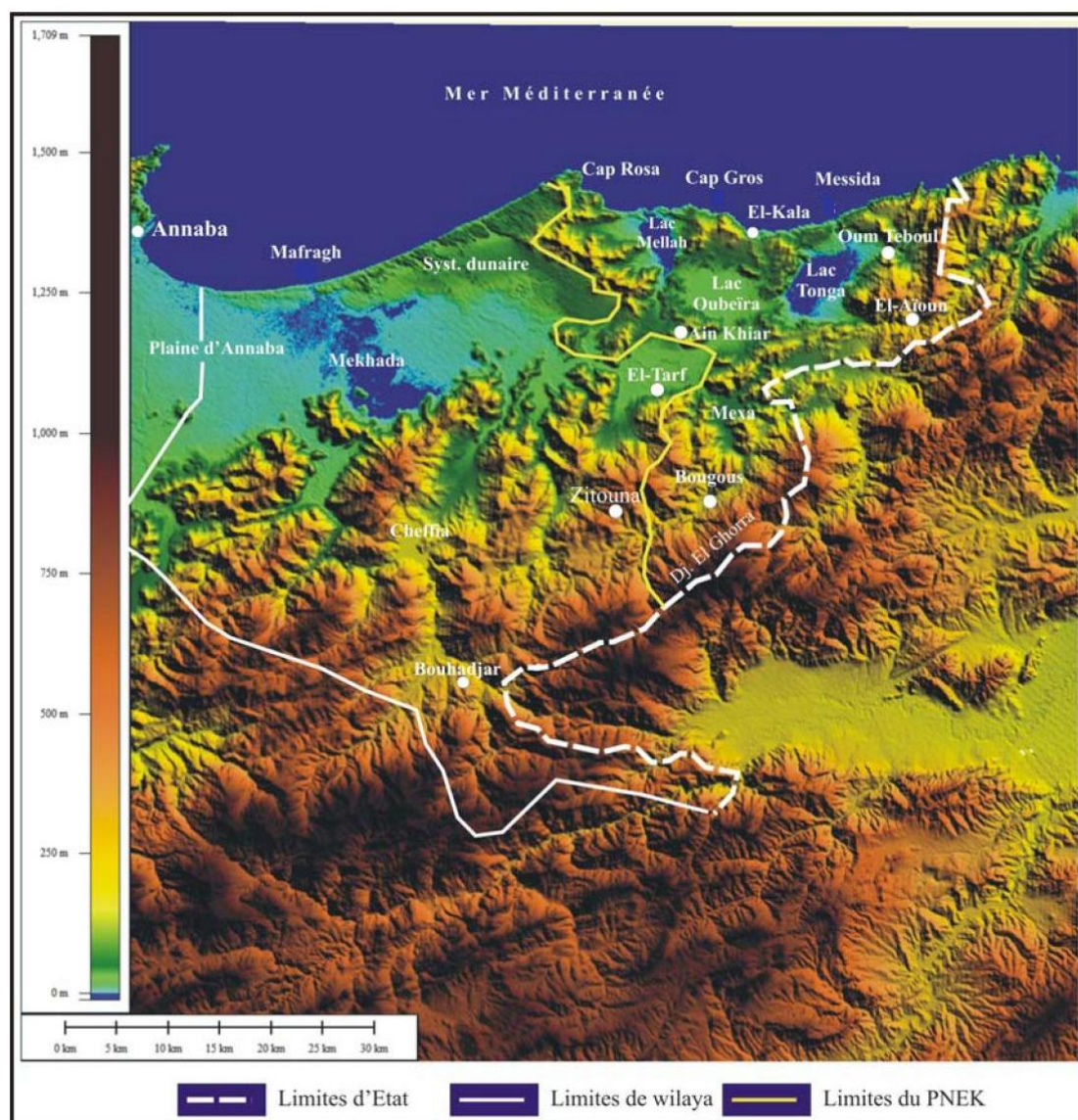


Figure 5 : Image 3D de la topographie de la région d'El Kala.
Extrait d'image SRTM (modifié par Ahmed BOUGHERARA, 2010).

Le relief du P.N.E.K se caractérise par un pendage important. Il est constitué de 9% de pentes faibles, 10% de pentes moyennes et 80 % de pentes fortes à très fortes. La région d'El-Kala est marquée essentiellement par les deux ensembles structurables formés lors des deux époques : Tertiaire et Quaternaire. L'actuelle structure morphologique résulte donc d'une activité tectonique datant du Tertiaire (il y'a 65 millions d'années) et du Quaternaire (il y a 2 millions d'années). Cette structure a été soumise à une érosion intense à la fin du Miocène, et se poursuit jusqu'à présent notamment grâce à une pluviométrie importante (Benyacoub, 1993).

Ces reliefs sont des écosystèmes complexes qui forment trois grands ensembles écologiques se succédant du nord au sud, dans un alignement approximativement parallèle : la zone littorale méditerranéenne, la zone sub-littorale, formée de collines et de dépressions et les montagnes de la Medjerda susdites.

1.2.1. La zone littorale

Le littoral du Parc s'étend sur environ 50 km entre la frontière algéro-tunisienne à l'Est jusqu'au Cap Rosa à l'Ouest. Le cordon dunaire littoral s'étend d'Ouest en Est sur une longueur de 40 km et se prolonge vers le sud jusqu'au pied de Djebel Segleb. Ce système dunaire s'étend en réalité encore plus à l'ouest, jusqu'à l'embouchure de l'oued Seybouse, à l'entrée de la ville d'Annaba. La largeur de ce système dunaire est de 7 à 8 km et atteint, à son maximum, 120 m d'altitude (Marre, 1987).

Le couvert végétal présente deux faciès dominants : un faciès à dominante de pin maritime (*Pinus pinaster*) et un faciès à dominante de chêne Kermès (*Quercus coccifera*). Celui-ci forme une cocciféraie pure, atteignant 3 à 4 m de hauteur, ou se trouve associé aux genévriers (*Juniperus oxycedrus* et *J.phoenicea*). Les zones dégradées (notamment à cause des incendies) présentent des faciès à Héliantheme (*Halimium halimifolium*) et palmiernain (*Chamaerops humilis*) (Boulahbal, 2012).

1.2.2. La zone sub-littorale

Elle présente un relief plat à ondulé avec une altitude moins de 600 m. Elle jouxte au sud le cordon dunaire littoral et s'achève aux piémonts de la Medjerda, environ 30 km au sud. Limitée à l'Est au Cap Segleb, elle se poursuit à l'ouest jusqu'à la plaine d'Annaba, sur une distance de 60 km. Cette zone est très hétérogène, composé de divers habitats :

- Des collines gréseuses de faible altitude (maximum 300 m au Djebel Koursi). C'est le domaine du chêne liège.
- Des dépressions alluvionnaires occupées par des étangs et marais qui forment un des plus importants complexes de zones humides de méditerranée occidentale, dit complexe d'El Kala. Elles contiennent les quatre lacs principaux de la zone : lac Oubeira, lac Tonga, lac des oiseaux et lac El Mellah.
- Des forêts marécageuses représentées par des massifs naturels d'aulne glutineux (aulnaies), purs, ou mélangés aux saules pédonculés, aux peupliers noirs et blanc, aux frênes et ormes champêtres.

- Des cours d'eau, dont le plus important est l'oued Kebir-Est. Celui-ci, prenant sa source dans la Medjerda tunisienne, traverse la région en direction S.S.E-N.N.O sur une distance de 40 km environ, rejoint la plaine alluviale de la Mekkhada pour se déverser en mer par l'oued Mafragh.

1.2.3. La zone montagneuse

La zone montagneuse fait partie du massif de la Medjerda, partagé entre l'Algérie et la Tunisie. Ces reliefs, d'une altitude moyenne de 900 m, résultent de l'importante activité tectonique de la fin du tertiaire, qui a défini les grands traits de la topographie régionale (Marre, 1987). Une partie du versant nord de la chaîne de Medjerda s'élève à une altitude de 1100 m. Le point culminant est le Djebel Ghorra (1202m) au sud du Parc. Les monts de la Medjerda ont subi des phénomènes de torsion qui ont brutalement incurvé leur direction générale vers le Nord-Est. Le relief se caractérise par des versants abrupts. Ces fortes pentes (80% de pentes fortes à très fortes), conjuguées à l'activité agropastorale exercée par la population locale, défrichant les terres, favorisent le phénomène naturel de l'érosion. La subéraie se développe jusqu'à une altitude moyenne de 600 m, avec un sous bois dominé par la bruyère, le cytise, l'arbousier et la phyllaie. Des subéraies mûres s'observent encore plus en altitude, autour de 800 m, où les arbres ont une hauteur de 12 à 15 m.

1.3. Géologie

La zone montagneuse comprise entre la vallée de la Seybouse au nord-ouest et la Médjerda au sud, correspond à un empilement de nappes de charriage. Cet ensemble est formé essentiellement de flysch numidien (Vila, 1980 ; Marre, 1987). Ainsi, les montagnes telliennes sont occupées par une épaisse formation grés-argileuse du flysch numidien (formations siliceuses), domaine d'expansion favorite du chêne-liège calcifuge (Aouadi, 1989). Les formations récentes résultent de la combinaison et de l'alternance d'un alluvionnement continental et marin entrecoupé de lits sableux indurés (Joleaud, 1936). Les dunes présentent à leur base un niveau à nappe aquifère alimentée par les précipitations et les crues des « châabets ». Ces nappes affleurent dans les dépressions inter dunaires, et dans les zones de déflations du sable par le vent (Marre, 1987 ; Tomas, 1977).

D'une manière générale, on distingue, selon une coupe nord-sud, les ensembles morphologiques suivants (Bougherara, 2010) :

- le cordon dunaire, constitué de sables quaternaires, qui peut atteindre par endroit des épaisseurs considérables. Ce massif dunaire est un grand réservoir d'eau (quantité et qualité). Ce milieu très fragile subit des défrichements importants qui ne sont pas sans conséquences sur la stabilité du milieu ;
- les collines argilo-gréseuses constituent l'essentiel du relief isolant des bassins ou de petites plaines. Du point de vue lithologique, il s'agit d'un relief d'érosion différentielle

mettant en valeur l'opposition de deux couches dures et tendres composées de grès et d'argiles. Ces formations numidiennes (Flysch numidien et argiles sous numidiennes) constituent un milieu défavorable à l'agriculture mais très favorable aux formations ligneuses et particulièrement au chêne liège. C'est le domaine des forêts et des maquis denses. Les affleurements argileux sont souvent défrichés et exploités sous forme d'enclaves ;

- les dépressions ou les bas-fonds, formées à la faveur d'affleurements des formations les moins résistantes et les plus imperméables (argiles sous numidiennes), elles occupent les bas reliefs des bassins et/ou plaines. De ce fait elles sont traversées par les lits des oueds ou occupées par les zones humides. Les terrasses des oueds constituent les zones les plus fertiles de cet ensemble ;

- les zones humides qui peuvent être subdivisées en deux catégories : l'une située sur le cordon dunaire (dépressions inter-dunaires) et qui subissent un assèchement en raison de l'exploitation excessive des eaux souterraines du massif dunaire (Benzouai, 1987), l'autre occupe les dépressions des plaines sous forme de lacs, de marais, de marécages (« gareat ») alimentées par les eaux provenant des reliefs environnants;

- la basse montagne (altitude entre 500 et 1500 m) représentée par les contreforts de la terminaison Est de la chaîne numidique, où prédominent aussi les mêmes formations du Flysch numidien. Vers le sud, cet ensemble se caractérise par la massivité du relief et l'altitude atteint les 1200 mètres à Djebel El Ghorra (limite sud du parc national).

1.4. Caractéristiques climatiques

La région d'étude est sous l'influence d'un climat méditerranéen et d'après le climagramme d'Emberger (1955), la région d'El-Kala se situe dans un étage bioclimatique sub-humide caractérisé par un hiver chaud (figure 6).

Ainsi, la région d'étude est caractérisée par une saison douce et pluvieuse entre les mois d'octobre et avril et une saison chaude et sèche entre juin et septembre. L'Automne et le printemps y sont d'assez courtes durées et sont marqués souvent par des changements brutaux du climat tels que des vagues de chaleurs dûes aux siroccos, suivies par des orages violents.

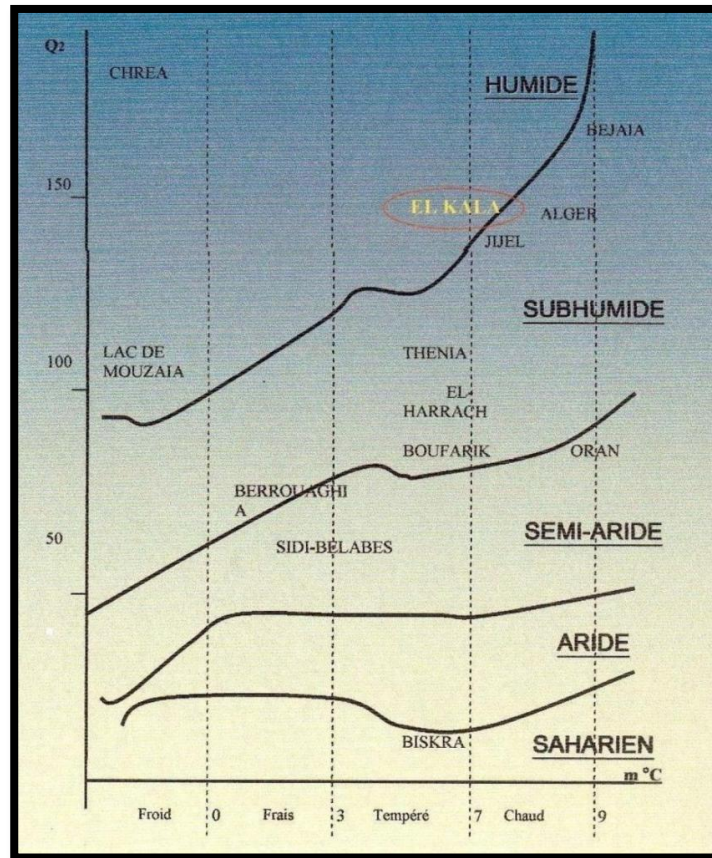


Figure 6 : Position de la région d'El-Kala sur le diagramme d'Emberger (1955).

1.4.1. Température

La température est en général influencée par l'altitude, l'exposition, l'orientation du relief, l'éloignement de la mer, la réverbération au sol ainsi que par le couvert végétal. La région se caractérise par des amplitudes thermiques élevées entre les extrêmes les plus froides «m» = **14,6°C** et les plus chaudes «m» = **22,6°C** (Chabi, 1998).

D'après les données recueillies auprès du service météorologiques d'El Kala entre les années 1995 à 2012, les températures maximales sont enregistrées au mois d'août avec une moyenne de **33,1°C**. Les températures minimums sont enregistrées au cours de mois du février avec une moyenne de **8,5°C** (Figure 8).

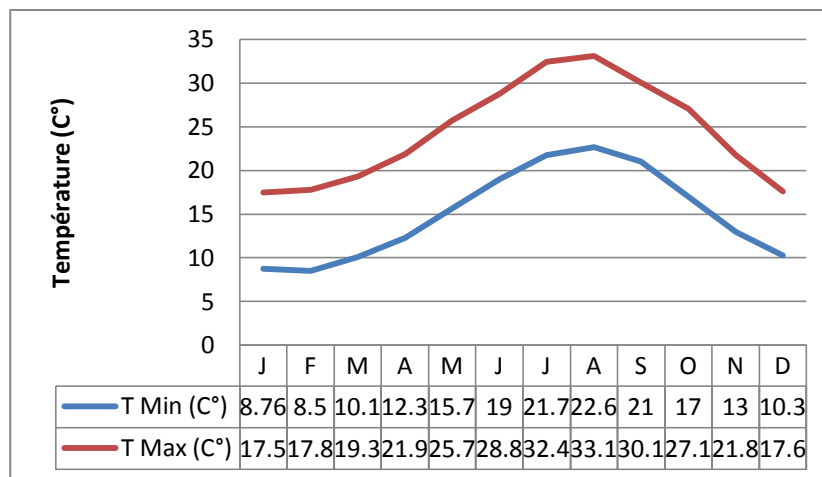


Figure 8 : Températures moyennes minimales et maximales dans la région d'El Kala (Période 1995 à 2012). Source : station météorologique d'El Kala

1.4.2. Pluviosité

La pluviosité de la région est conditionnée par deux phénomènes météorologiques. Les pluies proviennent des perturbations cycloniques qui se forment dans l'Atlantique ouest et nord-ouest, traversant la méditerranée occidentale et finissant par arroser le littoral et la façade nord de l'Atlas tellien, qui absorbent la part la plus importante de pluie. La partie orientale du Tell bénéficie, de plus, des pluies générées en méditerranée par les perturbations naissant dans le périmètre golfe de Gênes-Corse-Sardaigne (Benyacoub, 1993).

D'après les données de la station météorologique d'El Kala, le maximum de pluie est observé aux mois de novembre, décembre et janvier avec un taux supérieur à **100 mm/mois**. Alors que le minimum est marqué au mois de juillet avec un taux de **4,1 mm** (figure 9)

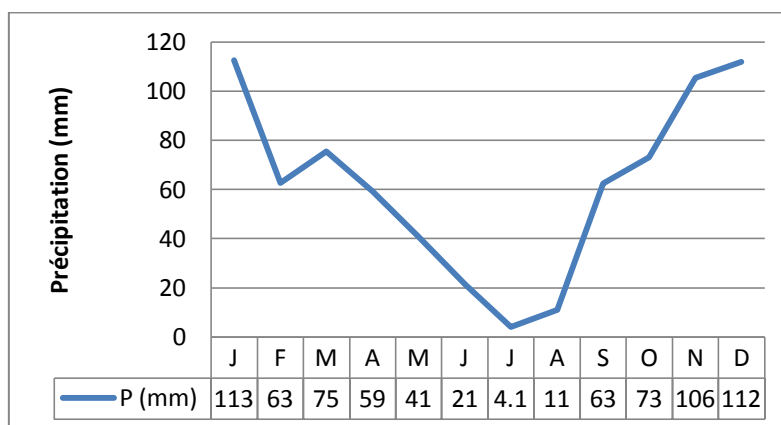


Figure 9 : Taux de la précipitation dans la région d'El Kala (Période 1995 à 2012). Source : station météorologique d'El Kala

1.4.3. Humidité

La région d'étude est connue pour être une des plus humides d'Afrique du Nord. Sa situation littorale, mais aussi l'existence de nombreuses zones humides, ainsi que de nouveaux barrages, entraînent une importante évaporation due à un ensoleillement intense. D'après les données de la station météorologique d'El Kala, l'humidité relative moyenne de l'air varie entre 70% et 80 % au coure de l'année (Figure10)

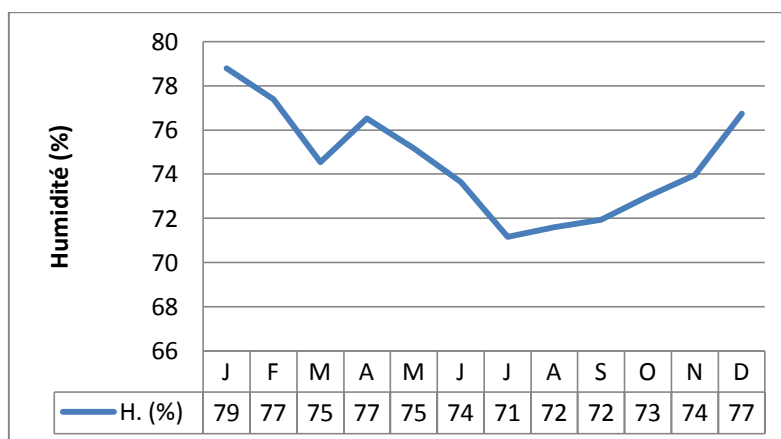


Figure 10 : Humidités relatives de l'air (%) dans la région d'El Kala (Période 1995 à 2012). Source : station météorologique d'El Kala

1.4.4. Vents

Les vents de la région sont de régime Nord-Ouest durant la saison hivernale et une partie de la saison estivale. Ils accompagnent durant cette période, les dépressions atlantiques qui amènent les pluies d'automne, d'hiver et de printemps. A partir du mois de mai, les vents changent de régime. Ils s'orientent le plus souvent du sud-ouest au sud-est ; surtout durant l'été. Ils accompagnent alors des dépressions sahariennes et deviennent particulièrement chauds. Ces derniers ont des conséquences néfastes sur la végétation dans la mesure où ils provoquent un réchauffement de l'atmosphère et facilitent les départs d'incendies de forêts (Benyacoub, 1993).

1.5. Incendies dans la région d'El kala

Dans la région d'el Kala, le feu de forêt est un phénomène ancien et récurrent qui a largement orienté l'évolution et la dynamique de la forêt et des espaces naturels. D'après les bilans des incendies réalisés par la direction générale des forêts de la Wilaya d'El Tarf, nous avons rassemblé des informations à partir de l'année 1994 jusqu'à l'année 2009 et nous avons enregistré sur cette période **1724** feux répartis sur une surface totale brûlée de **35 307,552 ha** dont **243** feux sont déclenchés dans la région d'El Kala, soit **5819,311 ha** de surface brûlée.

Dans la wilaya d'El Tarf, le nombre moyen de feux par année est relativement élevé avec **107,8 feux ($\pm 20,1$ feux)** comparé à **70** feux annuels pour la Wilaya de Boumerdes et **97** feux pour la Wilaya de Bouira. Mais ce nombre moyen est inférieur à **145** feux présenté annuellement dans la Wilaya de Tizi Ouzou (Meddour Sahar, 2014) et inférieur aussi à **118** feux présenté annuellement dans les Maures en France (Bertrand, 2007).

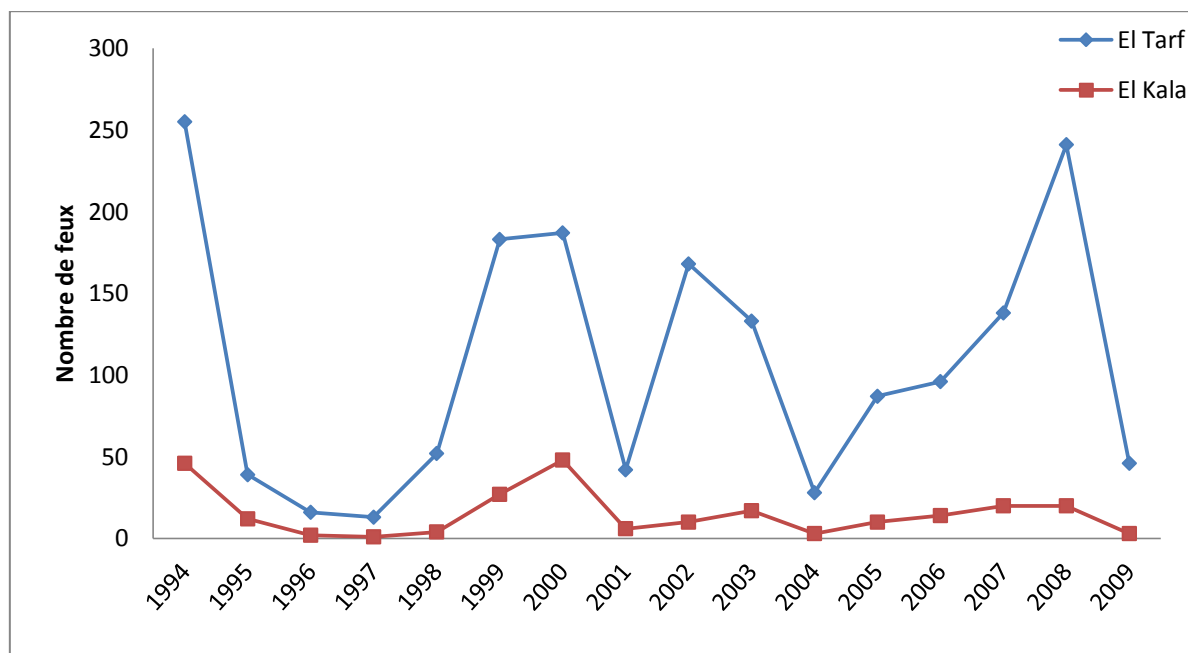


Figure 11 : Variation annuelle du nombre de feux dans la wilaya d'El Tarf et la région d'El Kala

La région d'El Kala a connue un nombre moyen annuel de feux de **15,19 ($\pm 3,63$)**, soit **14,1%** du nombre total des feux enregistré dans la Wilaya d'El Tarf (figure 11). La surface moyenne annuelle parcourue par le feu est de **363,71 ha** représentant **16,48%** des superficies moyennes (soit **2206,72 ha**) parcourues par le feu dans la wilaya d'El Tarf (figure 12).

Pour El Tarf, l'année 1994 est la plus touchée, car la superficie parcourue par le feu est de **20 010,35 ha**, soit **56,67%** du total de la période. Ainsi, l'année 2000 présente une superficie brûlée importante avec **6073,35 ha**, soit **17,20%** du total de la période (figure 12). Pour le nombre de feux, on a enregistré un maximum de **255** durant l'année 1994, vient ensuite l'année 2008, dont le nombre de feux enregistré est de **241**. Par contre les deux années 1996 et 1997 présentent des valeurs exceptionnellement faibles, soit **25 ha** et **59 ha** pour **19** et **13** incendies respectivement (figure 11, 12).

Pour El Kala, l'année 1994 est la plus touchée par le feu avec une superficie de **3151,3 ha** pour **46** incendies, soit **54,15 %** du total de la période. Ensuite, l'année 2000 présente des valeurs importantes de **1577,05 ha** pour **48** incendies, soit **27,10%** du total de la période. L'année 2008 a connue **20** incendies parcourant **666,32 ha**, soit **11,45%** du total de la période. A l'opposé en 1996, en 1997, en 2004 et en 2009, les superficies incendiées sont

très faibles, soit 3ha, 6 ha, 4 ha et 2,02 ha pour 2, 1, 3 et 3 incendies respectivement (figure 11, 12).

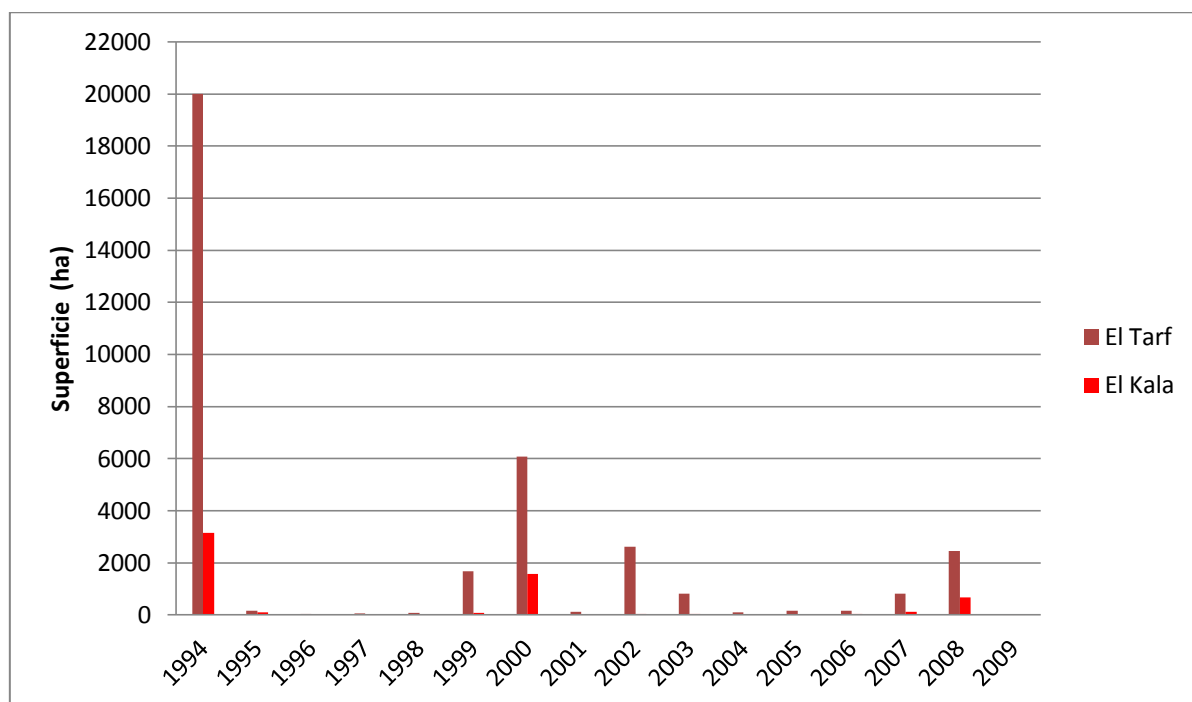


Figure 12 : Variation annuelle de la superficie incendiée dans la wilaya d’El Tarf et la région d’El Kala

Les subéraies n’échappent pas de cette logique du feu. Nous avons enregistré sur la période de 1994 à 2009 une surface incendiée de **3603,9 ha** dans la région d’El Kala, soit **19.08 %** des subéraies incendiées dans la Wilaya d’El Tarf (**18887,20 ha**) (figur 13). Alors dans la région d’El Kala les subéraies présentent 61.9% de la surface incendiée totale de la région (Figure 14).

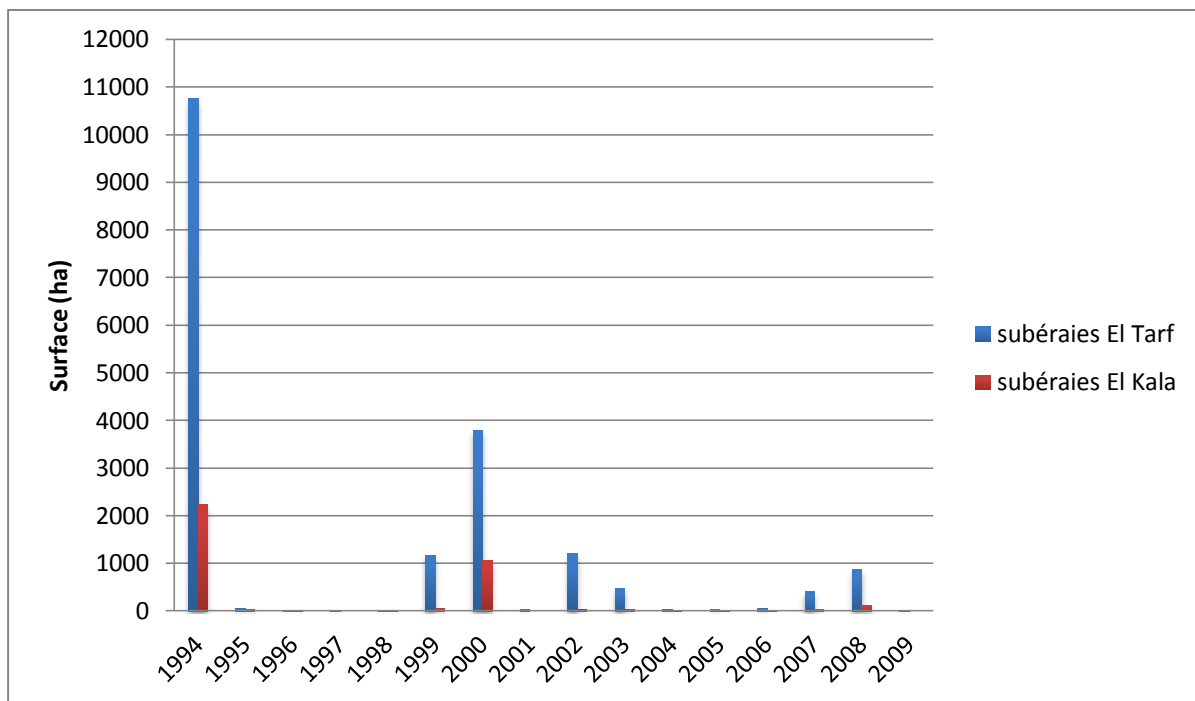


Figure13 : Variation annuelle des surfaces incendiées des subéraie dans la wilaya d'El Tarf et la région d'El Kala

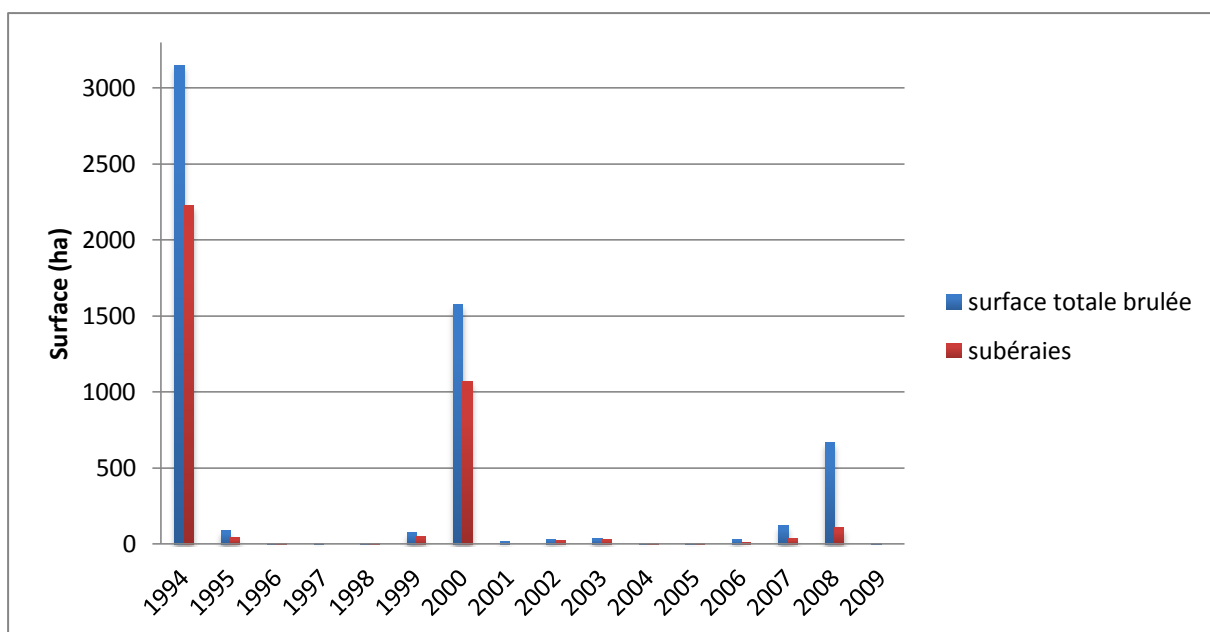


Figure 14 : Suivi de la surface incendiée entre 1994 et 2009 Variation dans la région d'El Kala

2. Le chêne-liège:

Le chêne-liège est une espèce arborée de Méditerranée occidentale présente depuis plus de 60 millions d'années. Dans ces limites de répartition naturelle, elle peut vivre entre 300 et 500 ans. Malgré son développement en milieu anthropisé et difficile, ce chêne a su s'adapter jusqu'à nos jours (possède les principales caractéristiques des végétaux inféodés au milieu sec).

Classification :

Règne : Eucaryotae

Sous-règne : Plantae

Phyllum : Spermaphyta

Sous-phyllum : Angiospermae

Classe : Magnolitaie

Ordre : Fagales

Famille : Fagaceae

Genre : Quercus

Espèce : suber L.

Nom latin : Quercus suber

Nom français : chêne-liège

Nom anglais : cork oak

Nom arabe : البلوط الفليني

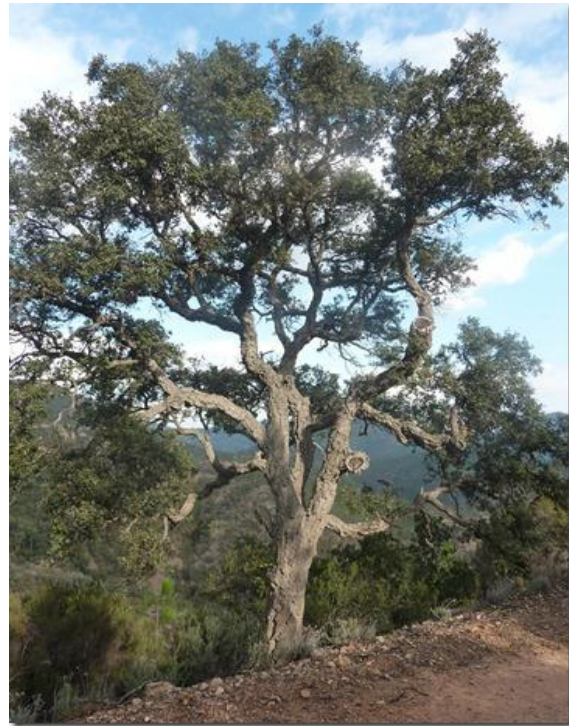


figure 15 : chêne liège (*Quercus suber*)

Description :

Quercus suber est un arbre de taille moyenne (10 à 15 m) caractérisé par un houppier arrondi, étroit et haut en peuplement (d'après l'institut méditerranéen du liège et la Flore Forestière Française). Isolé, il peut atteindre plus de 20 m de haut et développe un port large et étalé. Son écorce, ou rhytidome, est grise, épaisse et très crevassée. Celle-ci, appelée aussi liège mâle, est essentielle à sa survie en écosystème méditerranéen. Elle est en effet une excellente protection contre les incendies. Les arbres écorcés développent un liège dit de « reproduction », ou liège femelle, qui se caractérise par une couleur jaunâtre virant au rouge puis au noir, mais aussi par une conformation plus régulière, moins épaisse et crevassée.

Son système racinaire est pivotant avec des racines secondaires superficielles, permettant un bon ancrage au sol, et une absorption de l'eau à faible profondeur et sur une large surface. Le chêne-liège peut développer des symbioses avec certains champignons du sol et entretenir des relations de mutualisme avec les végétaux environnant.

Ces feuilles sont persistantes, coriaces et de couleur vert foncée. Elles sont de formes ovales, légèrement dentées, de taille variant de 3 à 6 cm de long et de 2 à 4 cm de large. Leur pilosité est peu développée (légèrement pubescente sur la face inférieure). Le pétiole atteint 2 cm dans la plupart des cas. Au printemps, le feuillage prend une couleur jaunâtre, laisse penser à un dépérissement mais est en fait dû à l'apparition d'ébauche foliaire.

Ce chêne est une espèce monoïque, présentant des fleurs unisexuées se développant au printemps (avril-mai). Les fleurs mâles poussent par grappes de 4 à 8 cm (en chatons) sur les rameaux de l'année précédente, alors que les fleurs femelles sont isolées, ou en groupe de 3 maximums, sur les rameaux de l'année en cours. La dissémination du pollen et la fécondation se fait principalement par le vent (anémogamie).

Les fruits se présentent sous forme de glands arrivant à maturité à l'automne. Leur taille varie de 2 à 5 cm de long et 1 à 2 cm de large. La cupule se trouvant à la base du gland est écailleuse et le pédoncule atteint 4 cm de long en moyenne. La dispersion se fait soit par gravité (barochorie), soit par le biais d'animaux (zoochorie ; rongeur, sanglier, et surtout geai pouvant semer sur plusieurs kilomètres). Il existe aussi la reproduction végétative soit racinaire par développement de drageon, soit de souche par développement de taillis à la base du pied.

Habitat :

Exigence écologique :

Le chêne-liège exige un fort ensoleillement, c'est une essence héliophile (pleine lumière) poussant de manière optimale en lisière ou en peuplement pur dans l'étage dominant. On le trouve toutefois mélangé avec des arbres à cimes peu compactes (tels que *Pinus pinaster* Ait. et *Pinus pinea* L.).

L'espèce est thermophile et zonale. Elle pousse sous des climats tempérés (ayant une température moyenne annuelle comprise entre 13 et 16°C) à hiver doux car elle craint les fortes gelées (des lésions irréversibles apparaissent en-dessous de -5°). En France, ces besoins limitent sa distribution à moins de 700 m (on le trouve jusqu'à 2 000 m d'altitude dans les régions chaudes comme l'Atlas marocain) et en deçà du 44^{ème} parallèle. Cela correspond à l'étage thermo- et méso-méditerranéen français. Bien qu'étant une espèce xérophile, l'humidité reste un facteur limitant : son développement nécessite une hygrométrie journalière d'au moins 60% et une pluviométrie annuelle comprise entre 500 et 1 200 mm.

Au niveau pédologique, ce chêne est une essence calcifuge stricte craignant l'hydromorphie et se plaisant sur tous les substrats siliceux et acide (schiste, grès, gneiss, granite). Il s'accommode des sols peu fertiles, superficiels ou lourds (riches en argiles), mais recherche préférentiellement des textures légères (sables), biens aérées et riches en matière organique. Ces exigences varient néanmoins selon les particularités des stations qu'il colonise : exposition (nord/sud), topographie (sommet, fond de vallon), proximité de la mer, ...

Subéraies :

On désigne par subéraies, des peuplements forestiers dominés par le chêne liège, en latin *Quercus suber*, le mot « suber » signifie liège (Natividade, 1956 ; Amandier, 2002). Il existe deux types de la subéraie : la subéraie sans sous bois et la subéraies avec sous bois. Cette dernière correspond à la forêt au sens strict avec la présence de trois strates fondamentales : la strate arborée, la strate buissonnante des sous-bois et enfin, strate herbacée. La strate arborée, mono-spécifique, est composée de *Quercus suber* dont les sujets peuvent atteindre 15m de hauteur. Le sous-bois est haut et dense, il est caractérisé par la présence de *Phillyrea angustifolia*, *Pistacia lentiscus*, *Erica arborea*, *Erica scoparia*.... La strate herbacée est relativement rare du fait de la densité du sous-bois ; elle est composée de quelques graminées et de pieds épars d'Asphodèles, de Doum et de Scilles.



Figure 16 : Aire de répartition naturelle du chêne-liège à l'échelle mondiale

Les fortes variations climatiques et anthropiques au cours de ces derniers siècles ont réduit considérablement l'aire de répartition du chêne liège. Les conditions thermiques et pluviométriques expliquent l'aire géographique de l'espèce à l'échelle continentale. En effet, ces conditions ne se rencontrent qu'en bord de mer Méditerranée et jusqu'à 200-300 km à

l'intérieur des terres sur la façade atlantique. On trouve le chêne-liège nulle part ailleurs dans le monde à l'état naturel. Tous les essais d'introduction se sont soldés par des échecs (Amérique, Russie, Japon notamment).

La subéraie mondiale s'étendrait sur 2 687 000 ha répartie pour l'essentiel dans 7 pays : le Portugal et l'Espagne auraient les plus grandes étendues (environ 800 000 ha chacun). La France, aurait la plus faible superficie de ces pays. La subéraie s'étendrait sur 50 000 à 100 000 ha. La subéraie subit un fort déclin depuis quelques décennies (abandon de la culture et incendie) : son extension aurait atteint dans le passé 206 000 ha (chiffre de l'IML) et Lamey l'estimait à 148 531 ha en 1893. Elle répartit exclusivement sur sept pays (Tableau 1).

PAYS	Superficie (hectares)	%
Portugal	730.000	32.2
Espagne	500.000	22.0
Algérie	410.000	18.1
Maroc	340.000	15.0
France	100.000	4.4
Tunisie	99.000	4.3
Italie	90.000	4.0

Tableau 1 : Répartition mondiale de la subéraie (Silva et Catry, 2006).

En Afrique du Nord, la surface actuelle occupée par le chêne liège est probablement inférieure à 30 % de sa superficie potentielle à cause du surpâturage, incendies et absence d'aménagement (Charco, 1999 in Pausas, 2009).

En Algérie, le chêne liège domine dans la partie humide, de l'Est d'Alger jusqu'à la frontière tunisienne, il s'étend d'une manière assez continue le long de la zone littorale où il offre le maximum de son aire de répartition. Dans la partie ouest, il reste disséminé et constitue des îlots de moindre importance (Khelifi, 1987). Elles se répartissent à travers 22 wilayates (figure 17).



Figure17 : Aire de répartition du chêne liège en Algérie (source DGF, 2003).

L'Algérie offre une superficie appréciable de 410 000 hectares selon les estimations données par Silva et Catry en 2006. Les différentes estimations de la superficie de la subéraie algérienne données par Zeraia (1981) se situent entre 400 000 et 480 000 hectares. Khelifi (1987) pour sa part, note que suite aux diverses dégradations, une réduction de cette aire pour se situer autour de 200 000 hectares.

3. Méthodologie de travail

3.1. l'effet de la récurrence du feu

Deux méthodes d'approche permettent d'étudier le processus de colonisation et de reconstitution d'un biotope perturbé totalement ou partiellement et de suivre les changements de la composition floristique et/ou faunistique au cours du temps après l'arrêt de la perturbation.

L'approche directe dite diachronique observe l'évolution d'un système au fil des années. Cette démarche la plus rigoureuse du point de vue méthodologique présente néanmoins l'inconvénient de durer longtemps. Il est dans la plupart des cas, matériellement impossible pour un seul observateur de suivre l'évolution d'un écosystème pendant un laps de temps suffisamment long pour observer des changements appréciables (Escarré, 1979 ; Escarré et al., 1983 ; Lepart et Escarré, 1983).

La deuxième approche indirecte dite synchronique est une méthode comparative qui consiste à l'analyse des variations spatiales de la structure et la composition floristique des communautés végétales présentes à un instant donné dans un espace plus ou moins homogène, ayant subi une perturbation de même nature à des dates échelonnées dans le

temps. Cette approche synchronique reste la seule et unique méthode qui permet une vision globale de l'évolution de la végétation dans un délai acceptable.

Dans cette, étude nous avons délimité nos sites en fonction de deux types des facteurs : des facteurs fondamentaux (date et fréquence des feux) et des facteurs secondaires (pente, exposition et type du sol). Et on a suivi le schéma suivant (figure 18):

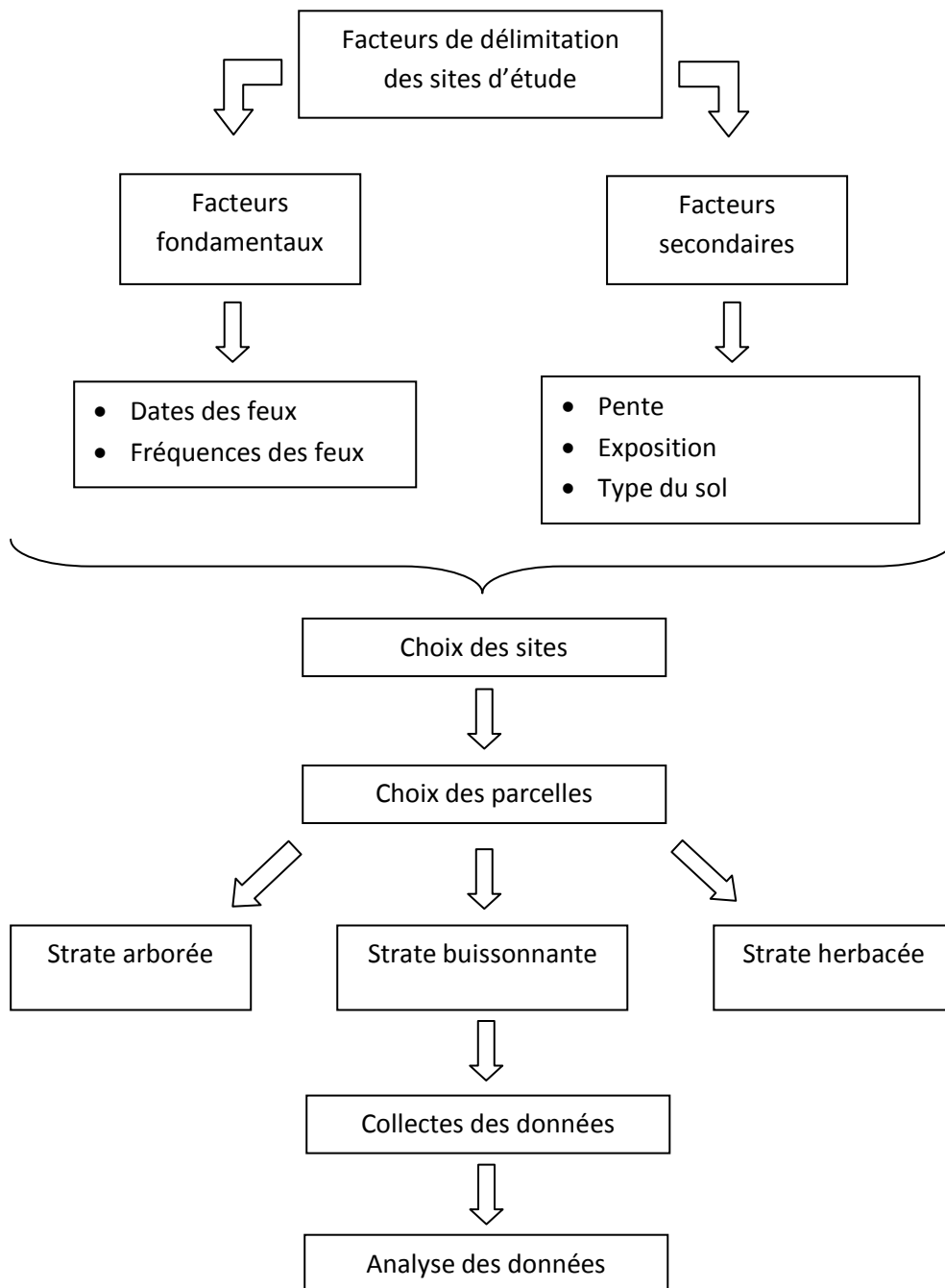


Figure 18 : schéma explicatif de la stratégie d'échantillonnage appliquée dans notre travail

3.1.1. facteurs fondamentaux :

La connaissance du régime des feux passés est essentielle pour la compréhension de son impact sur le paysage (notamment sur la subéraie), mais aussi sur ses conséquences en termes de risque d'incendie et de possibilités de gestion durable des forêts. L'objet de cette partie est de connaître les dates et les fréquences des feux pour déterminer les sites d'étude et pour fournir une information fiable sur le régime des perturbations permettant entre autre un échantillonnage en vue de l'analyse de la structure des subéraies. Pour ce faire, on a débuté l'étude par une délimitation géographique des zones incendiées. On ne rassemble que l'histoire de 30 ans de quelques forêts brûlées à partir de la direction générale des forêts de la willaya d'El-Tarf, des travaux précédents (Haou, 1999 et Ouelmouhoub, 2005), d'une image RASTAR prise en 2000, d'une image satellite SPOT prise en 2008 et d'approche sur terrain.

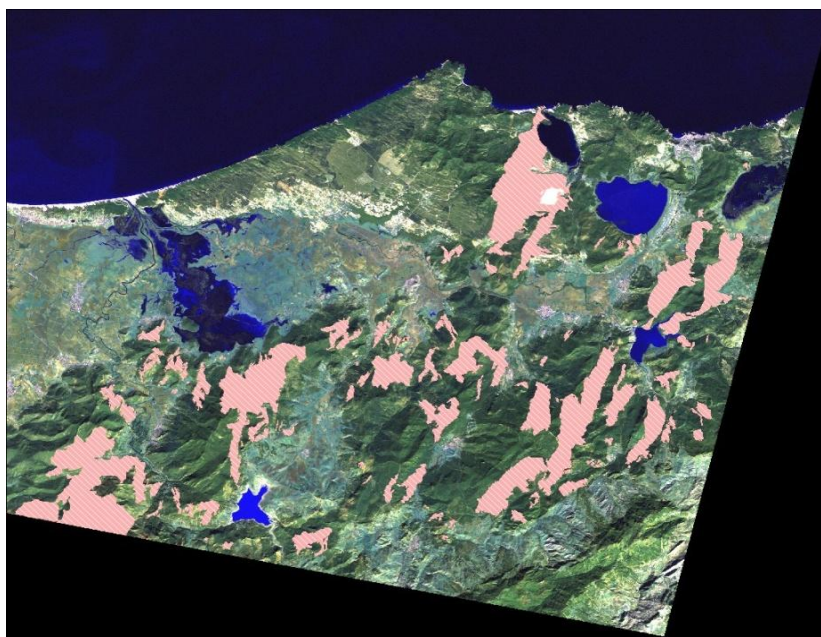


Figure 19 : Limitation des surfaces incendiées sur l'image RASTAR prise en 2000

L'année 2000 présente une superficie brûlée importante avec **6073,35 ha** selon les estimations fournies par la direction générale des forêts de la willaya d'El-Tarf. Mais l'image RASTAR prise en 2000 montre que cette surface incendiée est plus vaste avec **19335,6168 ha** (figure 19). Ainsi, l'image satellite SPOT prise en 2008 présente aussi une surface incendiée importante avec **1856,165 ha** dans la région d'El kala (figure 20). Cette valeur est plus élevée à celle de **666,32 ha** déclarée par la direction générale des forêts de la willaya d'El-Tarf.

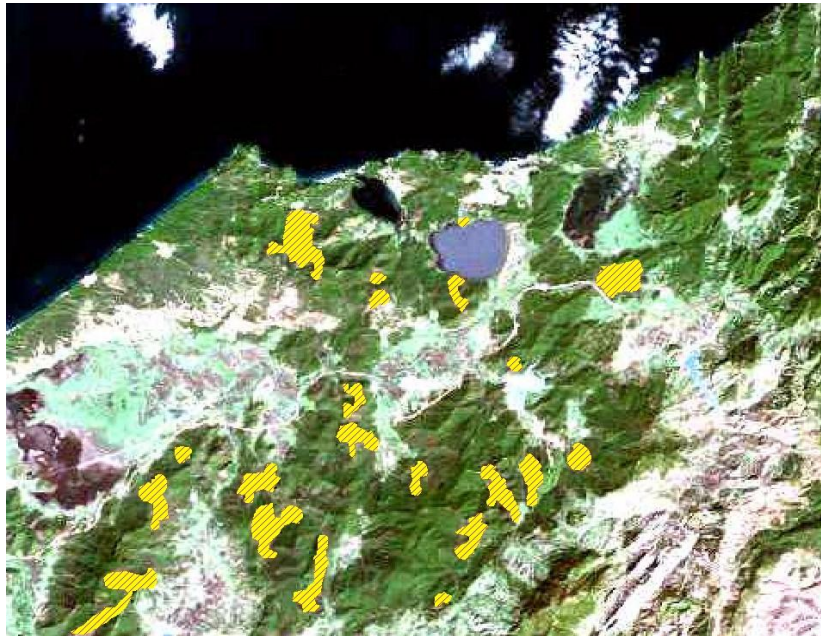


Figure 20 : Limitation des surfaces incendiées sur l'image satellite SPOT prise en 2008

L'ensemble de ces deux images (l'image RASTAR prise en 2000 et l'image satellite SPOT prise en 2008) présenté par la figure 21 révèle deux remarques importantes :

- Les incendies sont orientés du nord-est, sud et sud-est selon la direction des vents d'été. Ces derniers sont chauds et secs, ainsi ils facilitent la propagation des feux.
- Les surfaces incendiées en 2008 touchent 9.1% des surfaces incendiées en 2000. Ce pourcentage recouvre principalement les limites extrêmes de ces deux surfaces incendiées (2000,2008). Ce qui explique que les feux déclenchés en 2008 sont généralement dans les forêts non incendiées en 2000 et ils ne peuvent pas les pénétrer dans plusieurs cas.

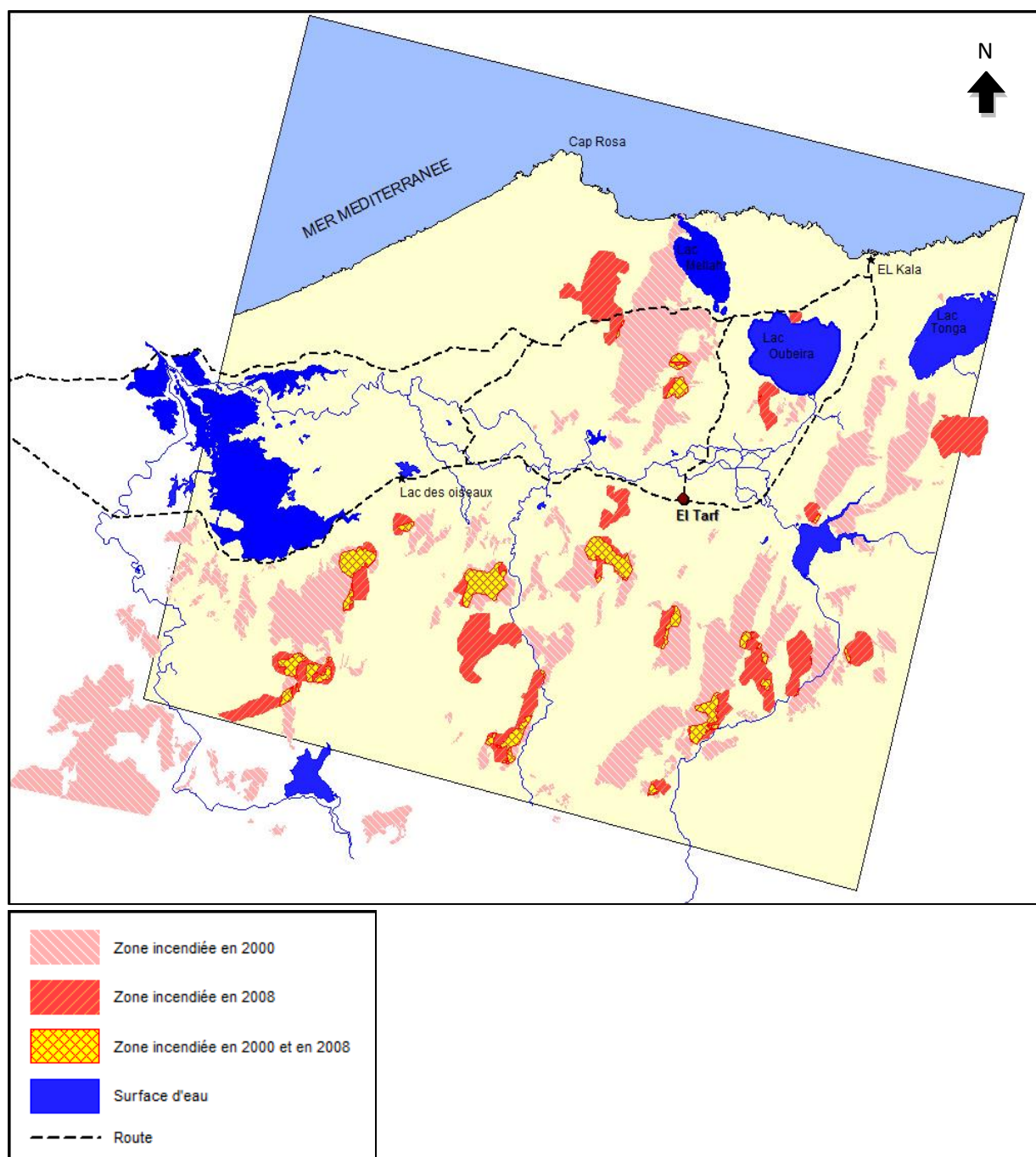


Figure 21 : Incendies de forêts en 2000 et en 2008 dans la wilaya d'El tarf

3.1.2. Facteurs secondaires :

Pour limiter l'impacte d'autres facteurs que du feu, nous avons superposé d'autres critères, à ces deux facteurs, tels que la pente, l'exposition, la position topographique et le type du sol.

A. Pente : La pente influe également sur les apports latéraux en eau: plus elle est forte, plus le drainage latéral est important. Dans cette étude, nous avons choisi les pentes nulles aux faibles (de 0 à 10 %) car la densité de la végétation est importante.

B. Exposition : L'exposition varie suivant la situation topographique. Elle est surtout importante en montagne où elle peut générer des contrastes significatifs, voire même des microclimats. Dans cette étude, nous avons choisi les expositions Nord et Nord-est dans les sites où la pente est supérieure à 0 (site 2, site 3 et site 5).

C. type du sol : tous les sites sont du même type du sol : profonds, meubles, sablonneux, de nature siliceuse favorisant l'installation du chêne-liège

3.2.Présentation des sites d'étude :

Les stations d'étude se répartissent dans le Nord de la région d'El Kala sur 5 sites, la subéraie d'El Koursi (site 1 et 2), la subéraie d'El Mellah (site 3), la subéraie de Boumerchen (site 4) et la subéraie de Meziraa (site 5) (figure 22).

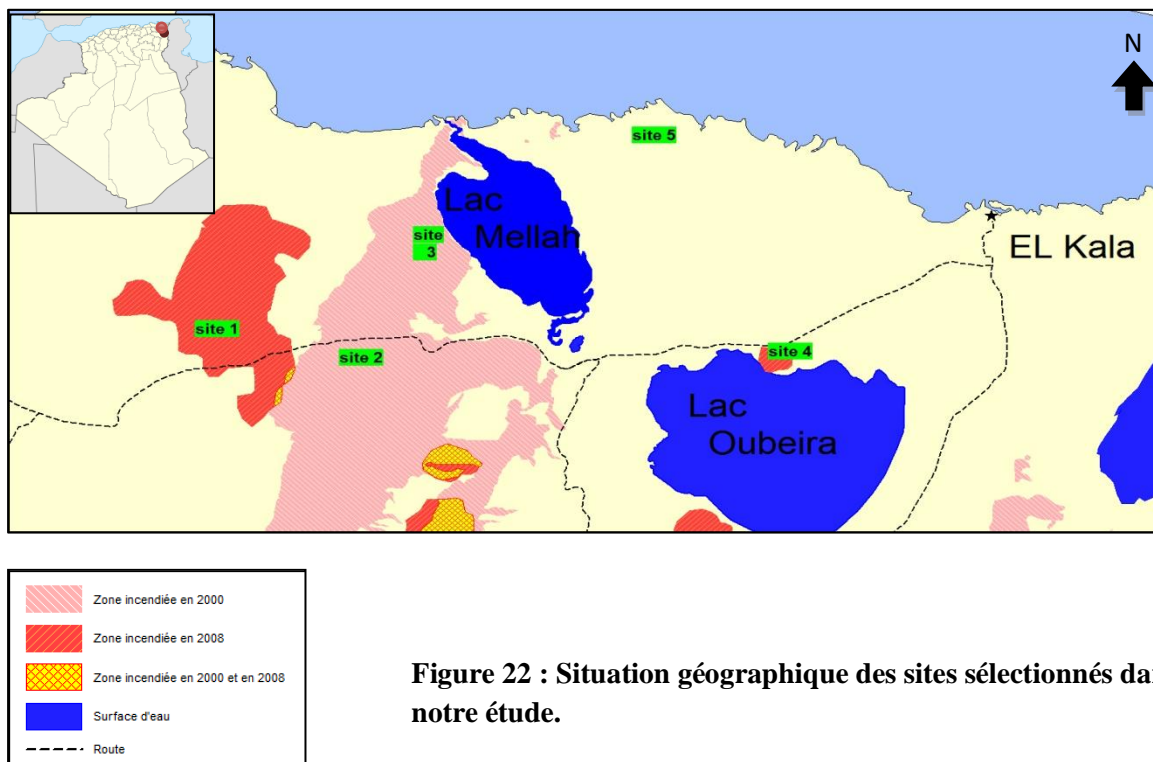


Figure 22 : Situation géographique des sites sélectionnés dans notre étude.

Site 1 : subéraie el koursi 1

Elle est située au sud-ouest du lac Mellah sur une pente nulle. Elle est comprise entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude : $8^{\circ}14'25''$ à $8^{\circ}14'51''$ Est, latitude : $36^{\circ}51'37''$ à $36^{\circ}52'3''$ Nord). Elle a été incendiée 3 fois, en 1983, en 1993 et en 2008.



Figure 23: subéraie El Koursi 1.

Site 2 : subéraie el koursi 2

Elle est située au sud-ouest du lac Mellah sur des pentes faibles. Elle est comprise entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude : $8^{\circ}16'35''$ à $8^{\circ}17'0.96''$ Est, latitude : $36^{\circ}51'50''$ à $36^{\circ}52'3''$ Nord). Elle a été incendiée 3 fois, en 1983, en 1993 et en 2000.



Figure 24 : subéraie El Koursi 2.

Site 3 : subéraie El Mellah

Elle est située à l'ouest du lac Mellah sur des pentes faibles. Elle est comprise entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude : 8°18'18'' à 8°18'54 Est, latitude : 36°35'02'' à 36°53'31'' Nord). Elle a été incendiée en 2000.



Figure 25 : subéraie El Mellah.

Site 4 : subéraie Boumerchen

Elle située au nord-est du lac Oubeïra sur une pente nulle. Elle est comprise entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude : 8°23'55'' à 8°24'21'' Est, latitude : 36°52'3'' à 36°52'29'' Nord). Elle a été incendiée en 2008.

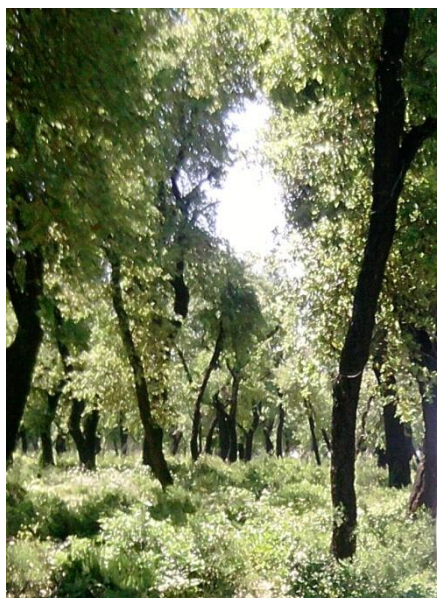


Figure 26 : subéraie Boumerchen.

Site 5 : subéraie Meziraa

Elle située au nord-est du lac Melleh sur des pentes faibles à moyennes. Elle est comprise entre les coordonnées géographiques suivantes (longitude : 8°21'59'' à 8°22'30''Est, latitude : 36°54'36'' à 36°54'47'' Nord). Elle n'a pas été affectée par le feu depuis plus de 30 années.



Figure 27 : subéraie Meziraa.

3.3. Technique d'échantillonnage

Un relevé ne sera considéré comme représentatif de l'individu d'association étudié que s'il est effectué sur une surface au moins égale à l'aire minimale, ou autrement dit une surface « suffisamment » grande pour contenir la quasi-totalité des espèces présentes sur l'individu d'association (Guinochet, 1973). En effet, une surface trop petite rendrait le relevé fragmentaire et non représentatif, puisqu'il ne contiendrait qu'une partie limitée du cortège floristique habituel de la communauté considérée. Au contraire, une surface trop grande rendrait le relevé hétérogène, avec le risque de contenir une proportion trop importante d'espèces des individus d'association adjacents (Gillet, 2000).

En région méditerranéenne, cette aire minimale est de l'ordre de 100 à 400 m² pour les groupements forestiers, de 50 à 100 m² pour les formations de matorral (Benabid, 1984). Il est vrai que pour l'individu d'association forestière, l'aire minimale varie pour les différentes strates (plus réduite pour la strate herbacée que pour la strate arborescente) (Rameau, 1985).

Un découpage de la zone à étudier en unités homogènes, par stratification, est préconisé par Daget et Poissonet (1971) et par Daget et Godron (1995). D'après Gounot (1969), l'échantillonnage consiste à choisir les éléments les plus représentatifs de l'ensemble à étudier pour obtenir des informations objectives et d'une précision mesurable. Quand

l'échantillonnage porte sur une population hétérogène, la précision atteinte peut être augmentée et le risque de biais réduit, en divisant la population en sections, chacune relativement homogène et en échantillonnant chaque section (ou strate) séparément. Un échantillon est alors prélevé dans chaque strate prise isolément, et on obtient les estimations pour chaque strate. Celles-ci peuvent alors être combinées pour donner l'estimation de l'ensemble de la population.

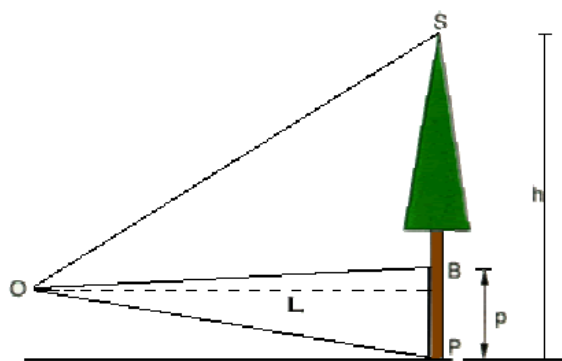
Dans notre étude, on a appliqué un échantillonnage équilibré en termes de nombre des parcelles (5 parcelles pour chaque site) et pour rendre l'échantillonnage plus représentatif, on a divisé la structure végétale verticalement en 3 strates, arborée, arbustives et herbacée. Dans chaque strate, on applique un échantillonnage au hasard qui permet à tous les individus de la population d'avoir la même chance d'être mesurés. Et on a déterminé les surfaces suivantes :

- 400 m² pour la strate arborée
- 100 m² pour la strate buissonnante
- 10 m² pour la strate herbacée

A. Strate arborée

Pour la strate arborée on a mesuré les paramètres suivants :

- *Nombre de tige* : tous les arbres dans la parcelle sélectionnée sont comptés.
- *Hauteur des arbres* : Tous les arbres inventoriés précédemment, ont fait l'objet de mesure de leur hauteur totale. Les instruments de mesure utilisés sont le Le clinomètre et une perche de 2 m et on calcule la hauteur par la formule suivante :



h = hauteur de l'arbre

L = distance séparant l'opérateur de l'arbre

p = longueur de la perche.

$$h = p \cdot \frac{(\text{pente OS} - \text{pente OP})}{(\text{pente OB} - \text{pente OP})} = p \cdot \frac{a}{b}$$

- *Diamètre* : Au niveau de chaque placette délimitée, nous avons mesuré la circonférence à 1,30 m de tous les arbres. Ces derniers ont tous été marqués, en vue de faciliter le recensement et d'éviter de faire des erreurs d'inventaires, notamment

de comptabiliser deux (02) fois la mesure d'une même tige. Le matériel de mesure utilisé dans le cadre de ces opérations est le ruban mètre. En suite on a calculé le diamètre par l'équation suivante :

$$\text{Diamètre} = \text{circonférence} / \Pi$$

- *Recouvrement d'houpier*: c'est le pourcentage de régénération du feuillage. on projette horizontalement la régénération sur un cercle fictif qui détermine la taille du houpier avant l'incendie.

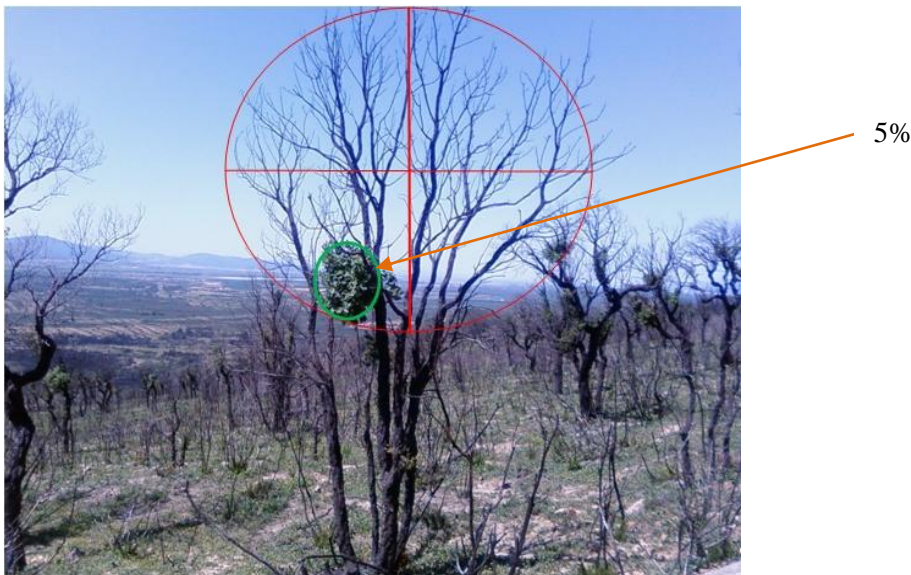


Figure 28 : Modèle de recouvrement d'houpier très faible

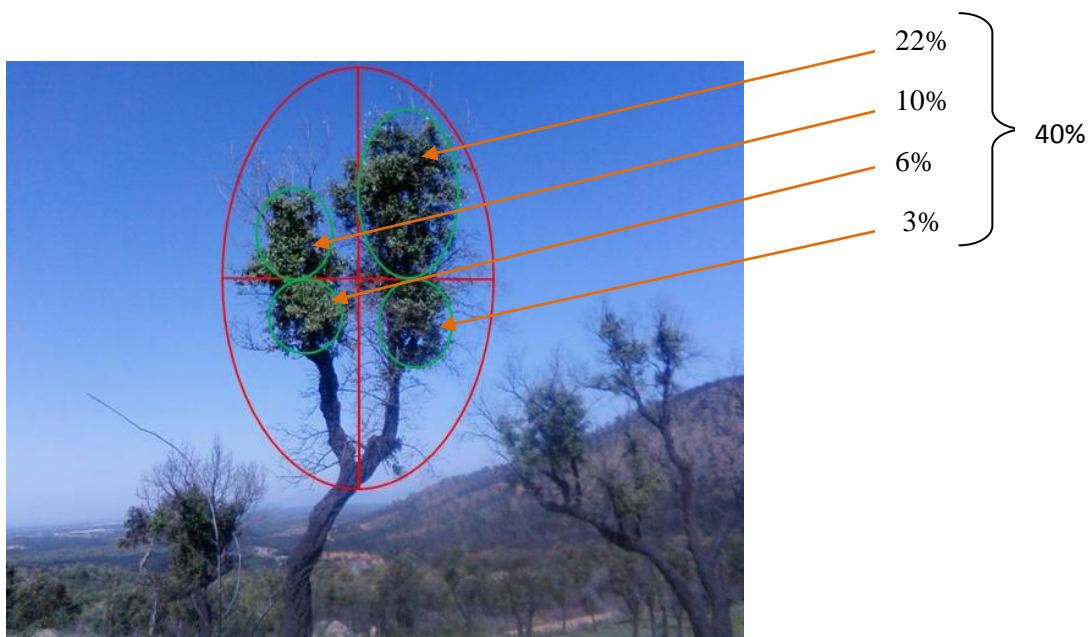


Figure 29 : Modèle de recouvrement d'houpier moyenne

- *Surface terrière* : c'est la surface de la section transversale de l'arbre à 1,30m (Parde et Bouchon, 1988) soit :

$Gi = (\pi/4) * di^2$

di : diamètre de l'arbre à 1,30m

Pour avoir la surface terrière d'une placette ou d'un peuplement, il suffit de sommer les surfaces terrières de tous les arbres qui le composent (soit $G = \sum Gi$). Cette variable permettra de situer la densité des différents peuplements inventoriés.

B. *Strate buissonnante*

Nous avons mesuré les paramètres suivants :

- *Hauteur de la plante* : on mesure la hauteur moyenne par bouquet de rejets. On utilise une perche graduée.
- *Recouvrement au sol* : c'est le pourcentage de la surface du sol recouverte si on projetait verticalement les organes aériens des individus sur le sol. On utilise Une grille du recouvrement élaborée par le laboratoire EcoSTAq
- *Abondance-dominance* : c'est l'estimation globale du nombre d'individus ou densité et surface de recouvrement d'une espèce. L'abondance-dominance, grandeur repérable et non mesurable, est surtout exprimée par un pourcentage, entre la surface occupée par le taxon, comparée à la surface totale de la station (Grandjouan, 1996).

On utilise l'échelle mixte d'abondance-dominance de Braun-Blanquet (van der Maarel, 1979 ; Gillet et al., 1991 ; Gillet, 2000 ; Dufrêne, 2003 ; Delpéch, 2006) :

r : individus très rares et leur recouvrement est négligeable.

+ : individus rares et recouvrement très faible.

1 : individus peu ou assez abondants, mais de recouvrement faible < 1/20 de la surface.

2 : individus abondants ou très abondants, recouvrant 1/20 à 1/4 de la surface.

3 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 1/4 à 1/2 de la surface.

4 : nombre d'individus quelconque, recouvrant de 1/2 à 3/4 de la surface.

5 : nombre d'individus quelconque, recouvrant plus de 3/4 de la surface.

C. *Strate herbacée*

Nous avons mesuré la hauteur par une perche graduée et le recouvrement au sol par une grille du recouvrement élaborée par le laboratoire EcoSTAq. Cette strate comprend toutes les espèces herbacées quelle que soit leur taille. L'asphodèle, qui peut dépasser 1 m de hauteur, est ainsi toujours noté en strate herbacée.

D. Structure verticale

Conçu de manière à répondre aux objectifs de l'étude, le relevé de végétation consiste à obtenir une vision précise de l'occupation verticale de la végétation.

Nous avons, ainsi, adapté pour les sites étudiés, la proportion donnée par Godron et al. (1968) et commentée par Long (1974), distingue les strates suivantes :

- Strate 1 : 0 à 0.5 m de hauteur
- Strate 2 : 0.5 à 1 m de hauteur
- Strate 3 : 1 à 2 m de hauteur
- Strate 4 : 2 à 4 m de hauteur
- Strate 5 : > à 4 m de hauteur

Le recouvrement de chaque strate est évalué en pourcentage de la surface du sol recouverte par la projection verticale des organes végétaux aériens constitutifs sur un itinéraire de 10 m.

E. échantillonnage du sol

Nous avons prélevé 3 échantillons du sol dans chaque parcelle sélectionnée pour 3 couches : 0 à 5cm, 5 à 10cm et 10 à 15cm. Ensuite on a mesuré la teneur en matière organique du sol après la préparation des échantillons par tamisage (2mm), séchage à l'étuve (105°C) et mettre au Four à moufle (400°C). Et on calcule le pourcentage de la matière organique suivant:

$\text{Poids frais} - \text{poids sec} / \text{poids frais} * 100$
--

3.4. L'effet des facteurs mésologiques :

Les descripteurs mésologiques contribuent à l'expression des caractéristiques écologiques et édaphiques des parcelles où nous avons effectué nos relevés.

Puisque la colline de djebel El-Koursi est caractérisée par un seul type de sol, un même étage climatique, une basse altitude et subit le même type de perturbation (incendie), la surface étudiée est découpée en unités de surfaces homogènes selon les descripteurs écologiques discriminants qui sont, dans notre étude, la pente et l'exposition.

Pente : nous avons subdivisé les valeurs de la pente en 3 classes : pente faible (0% à 5%), pente moyenne (6% à 25%) et pente forte (supérieure à 25%). Pour les classes de pente nous pouvons comparer tous les relevés réalisés sauf les relevés concernant la crête. Car cette dernière représente une couche très importante de roches quelque soit son inclinaison. Et par conséquent, elle représente un milieu différent des versants, des talwegs et des plaines.

Exposition : nous avons 2 expositions : Nord et Sud. Dans ce cas, nous ne comparons que les bassins versants où on peut voir l'effet de l'exposition.

Pour la technique d'échantillonnage nous avons appliqué la même technique précédente.

3.5. Teneur en eau des principales végétations de la zone d'étude.

La teneur en eau des feuillages des végétaux vivants évolue tout au long de l'année. La décomposition thermique de la matière végétale s'amorce lorsque la matière végétale est exposée à la chaleur. Dans un premier temps, l'eau libre puis l'eau liée sont libérées, la durée de cette phase endothermique de dessiccation dépend de la quantité d'eau à vaporiser et donc de la teneur en eau de la matière végétale. Certaines huiles essentielles dont sont riches de très nombreuses espèces méditerranéennes sont également vaporisées. Au cours de cette période, la quantité de chaleur disponible doit être au moins supérieure à la chaleur latente de vaporisation de l'eau qui, dans les conditions normales de température et de pression, est de 2260 J/g. Dans une seconde phase, également endothermique, la matière végétale desséchée se décompose en un mélange gazeux qui s'enflamme en présence d'une flamme nue ou d'un point chaud (Valette, 1990).

La quantité d'énergie, nécessaire pour que ce processus se déroule jusqu'à son terme, caractérise l'inflammabilité de la matière végétale. Cette quantité est d'autant plus faible que la teneur en eau est faible et que la surface d'interception présentée par cette dernière et le débit énergétique de la source de chaleur sont importants (Valette, 1990).

Notre objectif est destiné à fournir des indications sur l'évolution de la teneur en eau des principales espèces de la strate arbustive au cours de la période de danger d'éclosion et de propagation des incendies. Nous avons choisi 6 espèces végétales les plus fréquentes dans les subéraies incendies :

- Chêne liège (*Quercus suber*).
- Calycotome (*Calycotome sp.*).
- Bruyère arborescente (*Erica arborea*).
- Ciste à feuille de sauge (*Cistus salviaefolius*).
- Phyllaire (*Phillyrea sp.*).
- Lentisque (*Pistacia lentiscus*).

On a mesuré la teneur en eau de 6 plantes une seule fois par mois en 2010 et en 2011. Les échantillons sont des plantes âgées et des plantes jeunes de la régénération dans deux versants différents dans les Subéraie d'El koursi (Nord et Sud), soit 6 prélèvements (3 plantes âgées et 3 plantes jeunes) par versant.

Ensuite, La teneur en eau est mesurée par déshydratation des parties aériennes fraîches des plantes dans une étuve à $105 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 24 heures. Et on a appliquée l'équation suivante :

$$\text{Teneur en eau} = 100 \times (\text{PF} - \text{PS}) / \text{PS}$$

PF: poids frais

PS: poids sec après la dessiccation.

3.6. Analyses statistiques

L'étude statistique des données collectées sur le terrain a été réalisée grâce au le logiciel statistique Minitab 16 et au logiciel Statgraphics™ (Centurion XVI).

Les principaux paramètres statistiques discutés sont les suivants:

3.7. Description des données

Les résultats obtenus sont exprimés par la moyenne arithmétique (\bar{x}), qui est un paramètre de position et de tendance centrale, l'écart type (s) qui mesure la dispersion des données autour de la moyenne, et en fin le coefficient de variation qui traduit le degré d'hétérogénéité du peuplement en ce qui concerne la variable considérée. Il est obtenu en exprimant l'écart type en valeur relative ou en pourcentage de la moyenne (Dagnelie, 1977).

3.8. Comparaison des moyennes

Nous avons calculé plusieurs tests de comparaison de moyennes (test non paramétriques de Kruskal-Wallis, suivis par les tests de Newman-Keuls utilisés lorsque l'hypothèse nulle H_0 a été rejetée) pour caractériser les variations entre les différents sites échantillonnés.

3.9. Analyse en composants principales

Nous avons utilisé l'analyse en composantes principales (ACP) pour déterminer les affinités entre les variables introduites dans cette étude ainsi que les propriétés des sites échantillonnés. Les variables expliquées sont les variables structurales (nombre de tige moyen, hauteur, diamètre à 1m.30, recouvrement d'houpier, surface terrière, recouvrement de sous bois), les modalités du régime des feux (voire tableau 2)

Tableau 2 : modalités du régime des feux.

Modalités	Fréquence du feu		Durée entre deux derniers feux		Dernier feu	
	Nbr F		DDFD		DF	
1	0	/	0	/	> 30 ans	0
2	1	2000 2008	15 ans	1993-2008	11 ans	2000
3	3	1983-1993-2000 1983-1993-2008	7 ans	1993-2000	3 ans	2008

3.10. Transformation des notes d'abondance-dominance (AD) en valeurs ordinales

aux notes d'abondance-dominance de Braun-Blanquet (échelle à 6 ou 7 degrés), on associe habituellement pour les besoins du traitement dans les analyses numériques (AFC ou autre), une note d'intensité après transformation ordinale ou par codage logique (Dagnelie, 1960 ; van der Maarel, 1979 ; Chessel & Debouzie, 1983 ; Dufrêne, 1998 ; Gillet, 2000). On

peut rendre ainsi quantitatif le coefficient semi-quantitatif d'abondance-dominance. D'après Dufrêne (1998), la médiane des classes de recouvrement peut sembler la plus logique. Et on a suivi le tableau (3) suivant :

Tableau 3 : Transformation des notes d'abondance-dominance (AD) en valeurs ordinales

AD	R% moyen (Dufrêne, 1998)
5	87,5
4	62,5
3	37,5
2	15
1	2.5
+	0.2
r	0.1

3.11. Corrélation entre les paramètres

En probabilités et en statistiques, étudier la corrélation entre deux ou plusieurs variables aléatoires ou statistiques *numériques*, c'est étudier l'intensité de la liaison qui peut exister entre ces variables.

Résultats

1. Caractérisation de la structure de la végétation dans des milieux incendiés à différentes périodes. (Comparaison avec des milieux non incendiés).

1.1. Structure du chêne liège

1.1.1. Nombre des tiges

L'analyse descriptive du nombre des tiges montre des différences dans les 5 sites étudiés. Le site 2 (S.K2) présente le nombre le plus bas avec 77 tiges dans toutes les parcelles échantillonnées et avec une moyenne de $(15,4 \pm 2,51)$. Alors que le site 4 (S.M) présente le nombre le plus élevé avec 124 tiges et une moyenne de $(24,8 \pm 1,92)$ (tableau 4).

Avec un coefficient de variation de 3,21 %, la distribution des tiges dans le site 1 (subéraie cours 1) apparaît la plus homogène (tableau4).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newman et Keuls montre 4 groupes homogènes : le groupe a renferme le site 2 (S.K2), le groupe b renferme le site 3 (S.B) et le site 5 (S.Mz = site témoin), le groupe bc renferme le site 1 (S.K1) et le groupe c renferme le site 4 (S.M) (Figure 30).

Tableau 4 : Données des statistiques descriptives du nombre des tiges.

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
	S.K1	S.K2	S.B	S.M	S.Mz
Nb. d'observation	110	77	96	124	94
Tige/hectare	550	385	480	620	465
Moyenne (tige)	22,00	15,40	19,20	24,80	18,60
Ecart-type	00,70	02,51	02,77	01,92	02,30
Coefficient de variation (%)	03,21	16,30	14,45	07,76	12,38

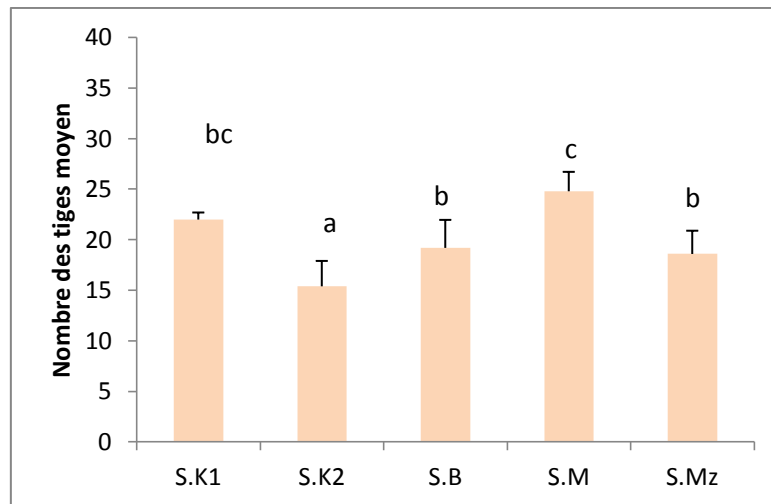


Figure 30 : Variation (avec écart type) du nombre moyen des tiges dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

1.1.2. Hauteur :

L'analyse descriptive de la hauteur ne marque pas des différences importantes entre les sites étudiés et le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre qu'il y a un seul groupe (figure 31). Par contre, on remarque des variations des hauteurs dans chaque site où le coefficient de variation est supérieur à 30% dans 4 sites et mesure 29.57% dans le site 4 (S.M). Le plus petit sujet inventorié mesure 1,50 m au site 2 (S.K2) et le plus haut mesure 16 m au site 3 (S.B) (tableau 5).

Tableau 5 : Données des statistiques descriptives de la hauteur (m).

	Site 1 S.K1	Site 2 S.K2	Site 3 S.B	Site 4 S.M	Site 5 S.Mz
Nb. d'observation	110	77	96	124	94
Minimum	02,70	01,50	02,70	01,80	01,80
Maximum	14,68	13,41	16,00	13,50	15,30
Moyenne	07,94	06,98	08,86	08,48	07,10
Ecart-type	02,83	02,58	02,91	02,50	02,76
Coefficient de Variation (%)	35,64	37,09	32,90	29,57	38,96

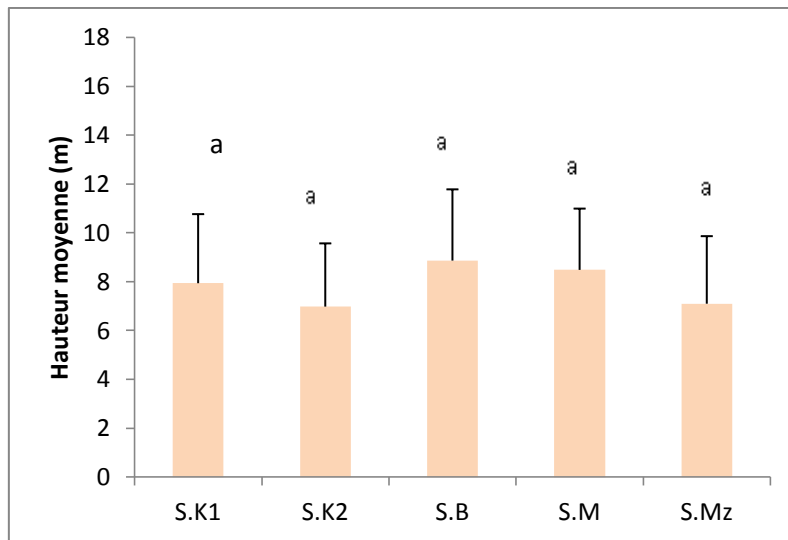


Figure 31 : Variation (avec écart type) de la hauteur (m) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

1.1.3. Diamètre

L'analyse descriptive du diamètre présente des différences entre les sites. Le site 2 (S.K2) présente la moyenne la plus basse ($18,76 \pm 8,09$ cm). Alors que le site 3 (S.B) présente la moyenne la plus élevée ($30,90 \pm 13,44$ cm). Le plus petit sujet inventorié mesure 2,38 cm dans le site (S.K2) et le plus grand mesure 80,89 cm dans le site 5 (S.Mz = témoin) (tableau 6).

Une variation des diamètres importante présente dans les 4 sites où le coefficient de variation est supérieur à 40%. Le site 4 (S.M) apparaît le plus homogène avec un coefficient de variation de 32,68% (tableau 6).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 3 groupes : le groupe a renferme le site 1 (S.K1) le site 2 (S.K2), le groupe b renferme le site 3 (S.B) et le site 5 (S.Mz = témoin) et un groupe intermédiaire ab renferme le site 4 (S.M) (figure 32)

Tableau 6 : Données des statistiques descriptives du diamètre (cm).

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
	S.K1	S.K2	S.B	S.M	S.Mz
Nb. d'observation	110	77	96	124	94
Minimum	03,50	02,38	11,78	04,14	07,01
Maximum	58,28	42,67	66,88	56,36	80,89
Moyenne	20,61	18,76	30,90	24,58	28,70
Ecart-type	9,796	8,090	13,44	8,032	14,75
Coefficient de Variation (%)	47,52	43,11	43,50	32,68	51,38

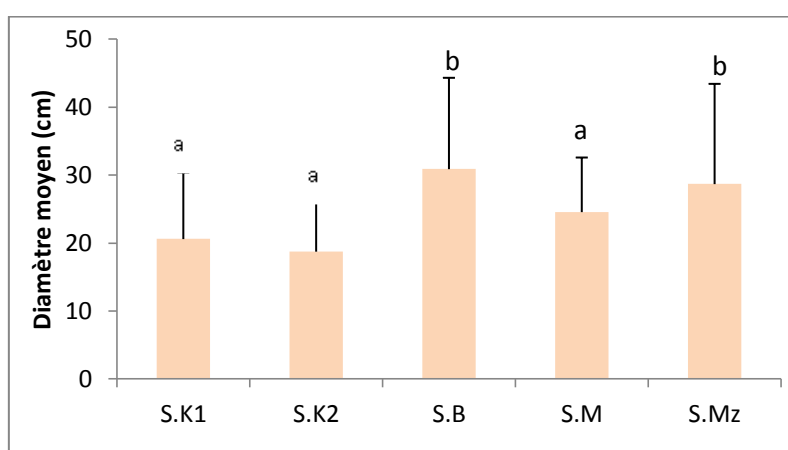


Figure 32 : Variation (avec écart type) du diamètre à 1,30 (cm) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

1.1.4. Recouvrement d'houpier

L'analyse descriptive du recouvrement d'houpier présente des différences entre les sites. Le site 1 (S.K1) présente la moyenne la plus basse ($38,32 \pm 6,90$ %). Alors que le site 5 (S.Mz) présente la moyenne la plus élevée ($50,55 \pm 2,44$ %). Le plus petit recouvrement inventorié mesure 29,73% dans le site (S.K2) et le plus dense mesure 53,55 cm dans le site 5 (S.Mz = témoin) (tableau 7).

Avec un coefficient de variation de 4,83% le site 5 (S.Mz = témoin) apparaît le plus homogène au niveau de recouvrement d'houpier. Les autres sites présentent des variations moins homogènes par rapport au témoin mais elles ne dépassent pas 18,50 % (tableau 7).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 3 groupes : le groupe a renferme le site 1 (S.K1) le site 2 (S.K2), le groupe b renferme le site 5

(S.Mz = témoin) et un groupe intermédiaire ab renferme le site 3 (S.B) et le site 4 (S.M) (figure 33).

Tableau 7 : Données des statistiques descriptives du recouvrement d'houpier (%).

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
	S.K1	S.K2	S.B	S.M	S.Mz
Nb. d'observation	110	77	96	124	94
Minimum	31,95	29,73	41,48	38,96	47,66
Maximum	48,48	46,63	50,94	52,11	53,55
Moyenne	38,32	39,76	45,78	43,87	50,55
Ecart-type	6,90	7,22	4,22	5,03	2,44
Coefficient de Variation (%)	18,00	18,16	11,46	9,22	4,83

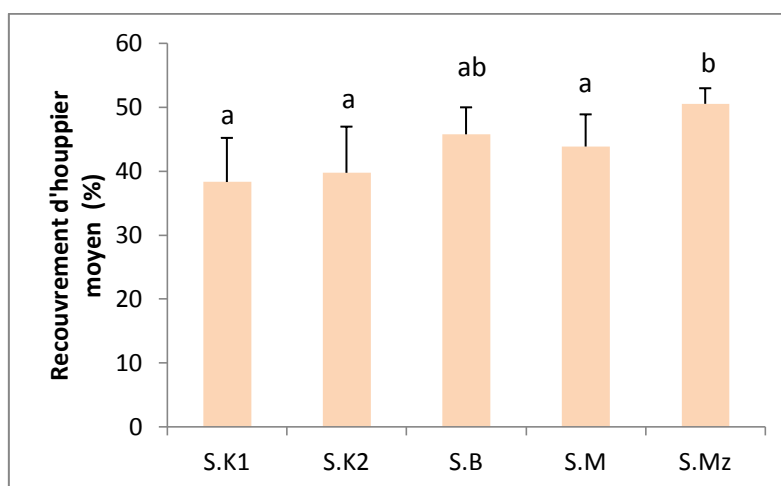


Figure 33 : Variation (avec écart type) du recouvrement d'houpier (%) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

1.1.4. Surface terrière

L'analyse descriptive de la surface terrière présente des différences entre les sites. Le site 2 (S.K2) présente la moyenne la plus basse ($16,60 \pm 4,07 \text{ m}^2/\text{ha}$). Alors que le site 3 (S.B) présente la moyenne la plus élevée ($42,80 \pm 24,10 \text{ m}^2/\text{ha}$). La surface terrière la plus petite dans toutes les placettes échantillonnées mesure $07,40 \text{ m}^2/\text{ha}$ dans le site (S.K2) et la plus large mesure $81,50 \text{ m}^2/\text{ha}$ dans le site 3 (S.B) (tableau 8).

Une variation des diamètres importante présente dans le site 3 avec un coefficient de variation de 56,33%. Le site 4 (S.M) apparait le plus homogène avec un coefficient de variation de 17,56% (tableau 8).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 3 groupes : le groupe a renferme le site 1 (S.K1) le site 2 (S.K2), le groupe b renferme le site 5 (S.Mz = témoin) et un groupe intermédiaire ab renferme le site 3 (S.M) et le site 4 (S.M) (figure 34).

Tableau 8 : Données des statistiques descriptives de la surface terrière (m²/ha).

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
	S.K1	S.K2	S.B	S.M	S.Mz
Nb. d'observation	110	77	96	124	94
Minimum	17,02	7,40	21,60	25,26	23,98
Maximum	26,29	18,10	81,50	40,73	56,37
Moyenne	22,46	16,60	42,8	32,54	38,34
Ecart-type	5,37	4,07	24,10	5,71	13,37
Coefficient de Variation (%)	33,90	32,32	56,33	17,56	34,87

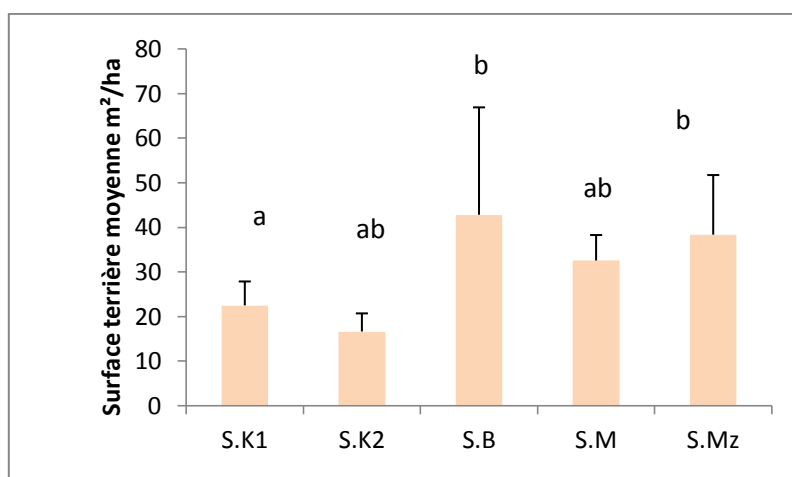


Figure 34 : Variation (avec écart type) de la surface terrière (m²/ha) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

1.2. Influence des incendies sur la structure du chêne liège

Analyse en composantes principales (ACP)

Le biplot factoriel considéré (1/2) explique 70,3% de l'inertie totale, soit 42,3% pour l'axe 1 et 28,0% pour l'axe 2 (figure 35). La projection des 10 variables et des 25 placettes sur ce plan met en évidence des rapports importants entre eux. ACP a classé les placettes échantillonnées le long de l'axe 1 selon la fréquence du feu de la plus forte vers la nulle (groupes A et B incendiés 3 fois, groupes C et D incendiés 1 fois et groupe E non incendié). Sur l'axe 1, l'évolution du chêne liège dans la zone d'étude est corrélée vigoureusement aux modalités du régime des feux. A noter que les droites indiquant les directions des variables d'origine dans le plan factoriel ont des longueurs proportionnelles aux corrélations visualisées dans le cercle factoriel.

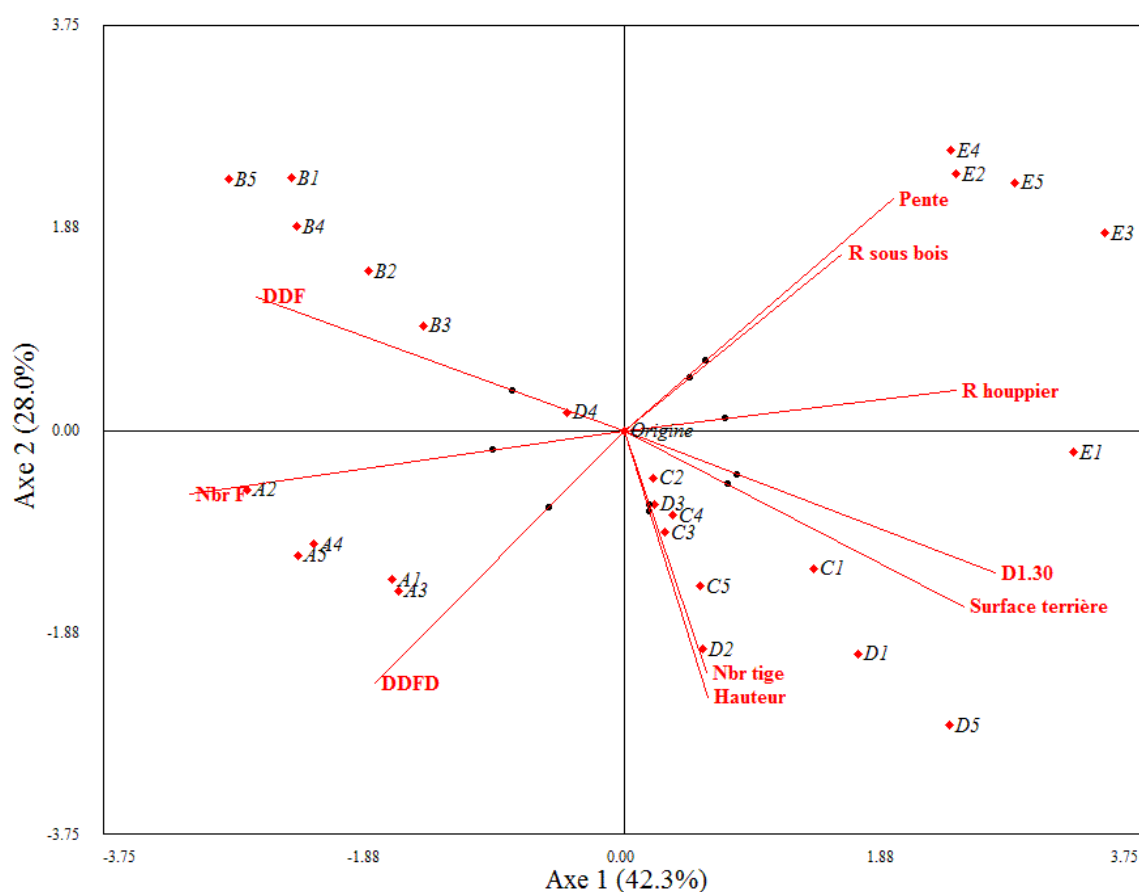


Figure 35 : Projection des variables structurales des modalités du régime des feux et de la pente sur le premier plan de l'ACP (groupe des placettes : A= site 1, B= site 2, C= site 3, D= site 4, E= site 5).

On constate que le recouvrement d'houpier, le diamètre et la surface terrière sont corrélés négativement avec la fréquence du feu d'une part et avec la durée entre les deux derniers feux d'autre part (figure 35). Des variations significatives entre les sites ont été marquées : recouvrement d'houpier RH ($p = 0,022$), diamètre D1.30 ($p = 0,001$) et surface terrière G ($p = 0,006$) (tableau 9). Le recouvrement d'houpier est plus sensible à la fréquence du feu ($p = 0,004$) par rapport aux deux autres modalités DDFD ($p = 0,017$) et DF ($p = 0,022$). Le diamètre et la surface terrière sont minimum lorsqu'ils subissent plusieurs incendies restreints dans le temps (D1.30 moy = 18,76 cm, G = 12,602 m²/ha) et ils augmentent si la fréquence du feu a diminuée et la durée entre eux est plus prolongée (tableau 10). Le diamètre est également l'une des variables le plus touché par les modalités du régime des feux ($p < 0.001$ ou $= 0.026$) (tableau 10).

Le nombre de tige a aussi présenté une variation hautement significative entre les sites ($p = 0.001$) et il semble influencé par la durée entre les deux derniers feux ($p = 0.014$) (tableau 9,10). Parmi les modalités du régime des feux, la durée entre les deux derniers feux affecte plus le chêne liège (4 valeurs significatives de p) que la fréquence du feu (3 valeurs significatives de p) et que la durée depuis le dernier feu (seulement 2 valeurs significative de p). Sur l'axe 2, la hauteur des arbres est corrélée positivement avec le diamètre (D_{1.30}) et la surface terrière ainsi elle est corrélée négativement avec la pente.

Tableau 9 : variations significatives des variables structurelles (F: fréquence du feu, Df: date du dernier feu, Ex: exposition, P: pente, NT: nombre de tiges observés dans toutes les parcelles, N/ha: nombre de tige par hectare, N: nombre de tige moyen, h : la hauteur , D1.30 : diamètre a 1m.30, RH: recouvrement d'houpier , G: surface terrière). Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

Sites	F	DF	Ex	P(%)	NT	N/ha	N moy	H moy(m)	D1.30 moy(cm)	RH moy(%)	G (m ² /ha)
Site 1	3	2008	Nord	0	110	550	22.0 bc	7.940 a	20.614 a	38.32 a	22.463 ab
Site 2	3	2000	Nord	8.2	77	385	15.4 a	6.982 a	18.766 a	39.76 a	12.602 a
Site 3	1	2008	Nord	0	96	480	19.2 b	8.867 a	30.900 b	45.78 ab	42.750 b
Site 4	1	2000	Nord- est	12.4	124	620	24.8 c	8.486 a	24.581 ab	43.87 ab	32.539 ab
Site 5	0	/	Nord	30.6	94	465	18.6 b	7.101 a	28.700 b	50.55 b	38.337 b
<i>Test de Kruskal-Wallis</i>						<i>p</i>	0.001	ns	0.001	0.022	0.006

Tableau 10 : variations significatives des variables structurelles (*N*: nombre de tige moyen, *5h* : la hauteur, *D1.30* : diamètre a 1m.30, *RH*: recouvrement d'houpier, *G*: surface terrière) par rapport aux modalités du régime des feux (*fréquence du feu*, *durée entre deux derniers feux*, *dernier feu*). Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis.

	Modalités	N moy	H moy (m)	D1.30 moy (cm)	RH moy(%)	G (m²/ha)
Fréquence du feu	0			28,700	50,547	38,337
	1			27,529	44,829	37,65
	3			19,566	39,041	17,53
Test de Kruskal-Wallis	P	ns	ns	0,000	0,004	0,002
Durée entre deux derniers feux (années)	0	20,867		27,846	46,735	37,88
	15	22,000		20,614	38,324	12,602
	7	15,400		18,766	39,758	22,463
Test de Kruskal-Wallis	P	0,014	ns	0,000	0,017	0,001
Dernier feu (années)	> 30			28,700	50,547	
	11			21,531	41,816	
	3			25,564	42,054	
Test de Kruskal-Wallis	P	ns	ns	0,026	0,022	Ns

1.2. Influence des incendies sur la strate buissonnante

Après le passage de la flamme, la végétation reprend rapidement pour atteindre son état initial avant le feu. Une étude de comparaison des moyennes des recouvrements et des hauteurs entre les sites d'étude a été réalisée par le test de Kruskal-Wallis et on a classé les groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

La comparaison des moyennes des recouvrements présente des variations hautement significatives entre les sites ($p = 0,000$). Le site 1 (S.K1) présente la moyenne la plus basse ($38,1 \pm 16,82 \%$). Alors que le site 5 (S.Mz) présente la moyenne la plus élevée ($80,0 \pm 05,70 \%$) (Tableau 11).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 3 groupes : le groupe a renferme le site 1 (S.K1) et le site 3 (S.B), le groupe b renferme que le site 2 (S.K2) et le groupe c renferme le site 4 (S.M) et le site 5 (S.Mz) (figure 36).

Tableau 11 : Recouvrement moyen (%) de la strate buissonnante dans les sites étudiés.

	Recouvrement de la strate buissonnante (%)
Site 1 (S.k1)	38,1 (16,82) a
Site 2 (S.K2)	64,6 (04,56) b
Site 3 (S.B)	40,2 (03,96) a
Site 4 (S.M)	77,1 (05,55) c
Site 5 (S.Mz)	88,0 (05,70) c
<i>Test de Kruskal-Wallis</i>	$P = 0,000$

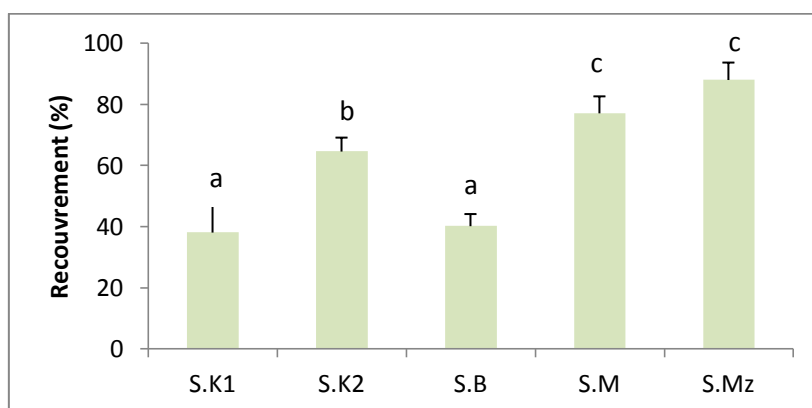


Figure 36 : variation des moyennes (avec écart type) du recouvrement de la strate buissonnante dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

La comparaison des moyennes des hauteurs présente des variations hautement significatives entre les sites ($p = 0,000$). Le site 1 (S.B) présente la moyenne la plus basse ($46,4 \pm 3,91$ cm). Alors que le site 5 (S.Mz) présente la moyenne la plus élevée ($192,8 \pm 13,33$ cm) (Tableau 12).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 4 groupes : le groupe a renferme le site 3 (S.B), le groupe b renferme le site 1 (S.K1), le groupe c renferme le site 2 (S.K2) et le site 4 (S.M) et le groupe d renferme le site 5 (S.Mz) (figure 37).

Tableau 12 : la hauteur (cm) plus dominante de la strate buissonnante dans les sites étudiés.

	Hauteur moyenne (cm)
Site 1 (S.k1)	76,4 (06,80) b
Site 2 (S.K2)	166.4 (09,86) c
Site 3 (S.B)	46,4 (03.91) a
Site 4 (S.M)	166,8 (09,15) c
Site 5 (S.Mz)	192,8 (13,33) d
Test de Kruskal-Wallis	P = 0,000

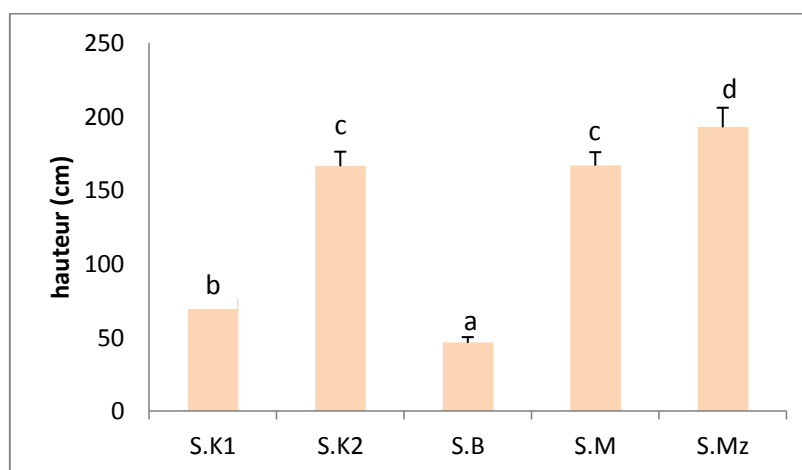


Figure 37 : variation des moyennes (avec écart type) de la hauteur de la strate buissonnante dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

Les principaux types de la végétation buissonnante constitués par la trame permanente de la suberaie d'el kala sont *Arbutus unedo*, *Calicotome villosa*, *Crataegus monogyna*, *Cytisus villosus*, *Erica arborea*, *Myrtus communis*, *Phillyrea ssp*, *Pistacia lentiscus*, *Rubus ulmifolius*, *Olea europea*,.

D'après Trabaud (1992), en absence de mises à feu, dans la végétation non brûlée, certaines modifications dues à la dynamique naturelle de la végétation, apparaissent. Ce qui est confirmé par notre étude dans le cas d'apparition du chêne vert dans la subéraie Meziraa (S.Mz) avec un abondance-dominance de 11,45%.

Dans ce travail, 3 espèces sont présentées dans tous les relevés : *Erica arborea*, *Calicotome villosa*, *Phillyrea ssp*. Une étude de comparaison des moyennes des abondances et des hauteurs de ces trois espèces dans les sites étudiés a été déterminée par le test de Kruskal-Wallis et on a classé les groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

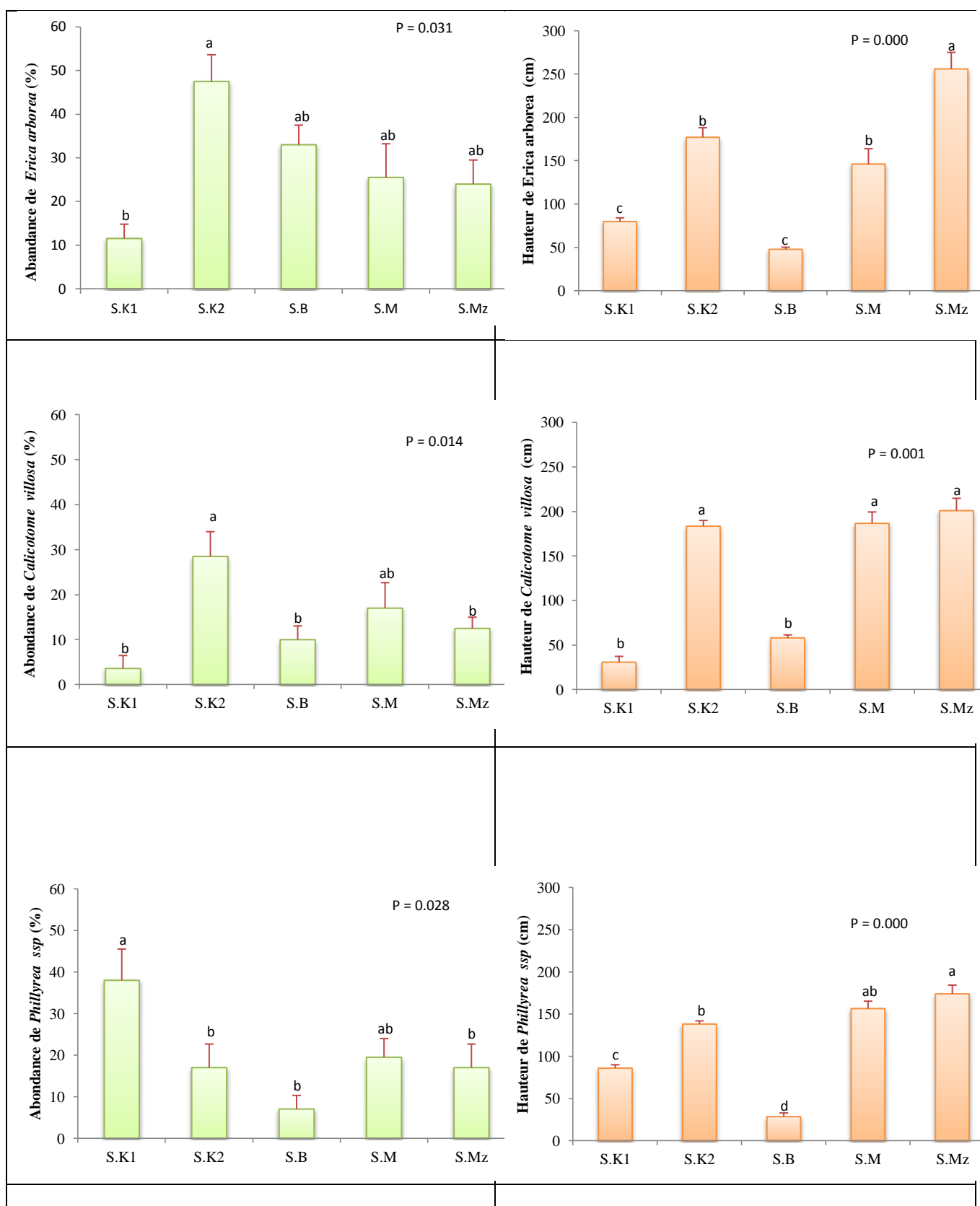


Figure 38 : variations (avec écart type) des abondances et des hauteurs des trois espèces (*Erica arborea*, *Calicotome villosa*, *Phillyrea ssp*) dans les sites étudiés. Valeur de p indique la signification entre les sites déterminée par le test de Kruskal-Wallis. Groupes homogènes classés par le test de Newman-Keuls.

Les résultats montrent que la variation spatiale est très importante. En effet, *Erica arborea* est présenté dans tous les sites avec des variations significatives entre les abondances ($p = 0,031$) et entre les hauteurs ($p = 0,000$). Elle est plus abondante dans le site (S.K2) et plus haute dans le site (S.Mz). *Calicotome villosa* présente des variations significatives entre les abondances ($p = 0,014$) et entre les hauteurs ($p = 0,001$). Il est plus abondant dans le site 2 et plus haut dans les 3 sites : (S.K1), (S.M) et (S.Mz). *Phillyrea ssp* présente aussi des variations significatives entre l'abondance ($p = 0,028$) et entre les hauteurs ($p = 0,000$). Il est plus abondant dans le site (S.K1) et plus haut dans le site (S.Mz) (voir figure 38).

1.3. La structure verticale

Strate 1 (0 - 50 cm) :

La strate 1 apparaît très tôt après le feu. A 3 ans, elle recouvre 69% de la surface du sol pour le site 1 (S.K1) et 52% pour le site 2 (S.b). Elle est la strate dominante à 3 ans pour l'ensemble des sites étudiés et tend à diminuer avec le temps dans les deux autres sites brûlés (S.K2 et S.M) pour correspondre à son homologue non brûlé (S.Mz). Cette strate présente une proportion importante de la strate herbacée qui repousse rapidement après le passage du feu. Ces résultats montrent une stabilisation de la structure verticale de cette strate au bout de 11 ans pour les deux subéraies incendiées en 2000 (S.K2 et S.M) si on compare avec le site non incendié (subéraie de Meziraa (S.Mz) (figure 39).

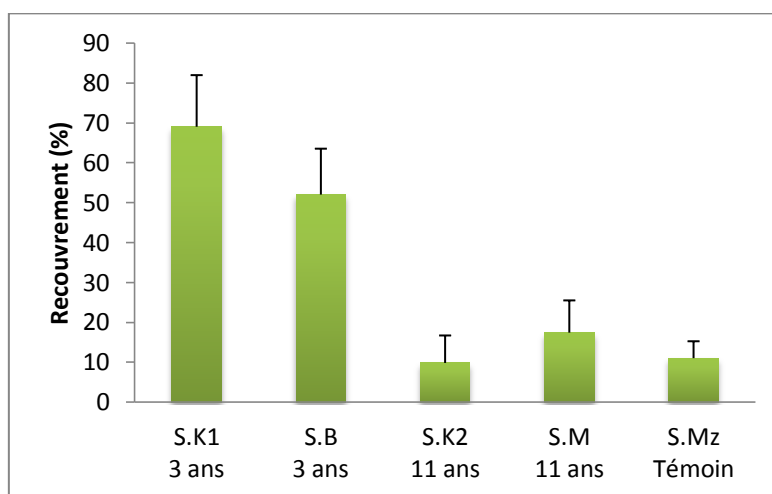


Figure 39 : recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 1 (0 – 50 cm) dans les sites étudiés.

Strate 2 (50 - 100 cm) :

À 3 ans après feu, cette strate est constituée par la majorité des espèces ligneuses. Elle recouvre une surface importante dans la subéraie (S.K1), par contre elle est moins importante dans la subéraie (S.B) qui a subi un pâturage intense. A 11 ans après le feu, cette strate reste

importante dans les deux subéraies (S.K2 et S.M) et elle présente la strate dominante dans la subéraie (S.K2) où elle atteint son taux maximum avec un recouvrement de 57,6 %. Cette valeur dominante est dûe notamment à la présence forte du *Calycotome* (*Calycotome* sp). Ensuite, cette strate décroît pour atteindre une valeur minimale dans la formation non incendiée (S.Mz) avec une valeur de recouvrement de 21% (figure 40)

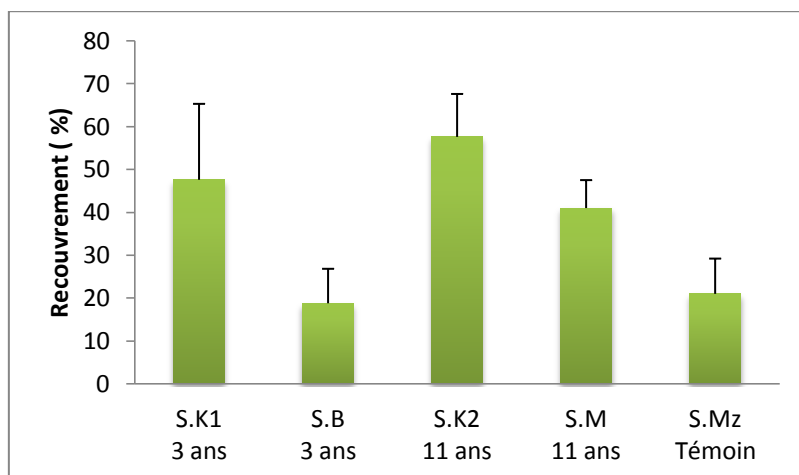


Figure 40 : recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 2 (50 - 100 cm) dans les sites étudiés.

Strate 3 (100 – 200 cm) :

Cette strate est totalement absente durant les trois premières années suivant le feu. A 11 ans après le passage du feu, elle enregistre des taux importants respectivement pour la subéraie (S.K2) et la subéraie (S.M) (43% et 77.6%). Elle enregistre aussi des taux les plus importants dans la subéraie non incendiée (S.Mz) avec une valeur de recouvrement de 89 %. (Figure 41)

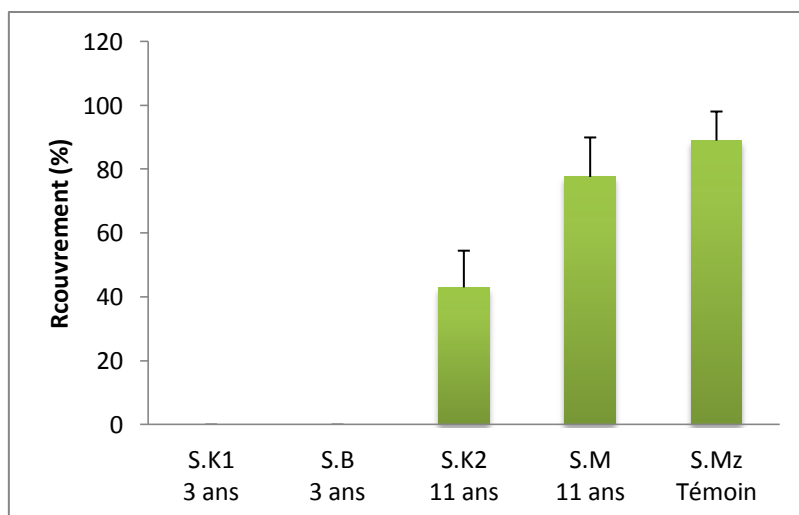


Figure 41 : recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 3 (100 - 200 cm) dans les sites étudiés.

Strate 4 (200 -400 cm) :

Semblablement à la strate 3, cette strate est absente durant les trois premières années suivant l'incendie. A 11 ans après le passage du feu, cette strate est constituée par des brins de quelques espèces ligneuses et elle présente des valeurs très faibles avec 1.6% pour la subéraie (S.K2) et 4% pour la subéraie (S.M). Par contre, pour la subéraie non incendiée (S.Mz), cette strate présente une valeur plus importante avec 41.4% de recouvrement (figure 42).

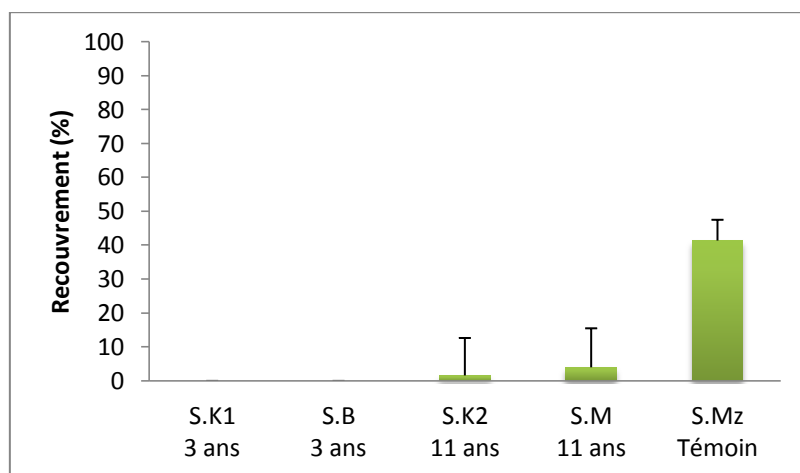


Figure 42 : recouvrement moyen (%) avec écart type de la strate 4 (200 - 400 cm) dans les sites étudiés.

Strate 5 (> 400 cm) :

Elle est présentée que dans la subéraie (S.Mz) avec un recouvrement de 1.4%.

1.4. Influence des incendies sur les herbacées

La strate herbacée apparait très tôt après le feu avec des recouvrements plus élevés et elle diminue au cours du temps pour atteindre des valeurs minimales dans les zones non incendiées.

Après 3 ans de passage du feu cette strate présente des moyennes de recouvrement les plus hautes soit (25,89 %) pour le site 1 (S.K1) et (20,3 %) pour le site 3 (S.B). A 11 ans de passage du feu le recouvrement diminue à des valeurs semblable à celle non incendies soit (14,52 %) pour le site 2 (S.K2), (14,17%) pour le site 4 (S.M) et (12,25) pour le site 5 non incendie (S.Mz) (figure 43).

Pour les variations des moyennes des hauteurs, il n'y a pas des variations significatives entre les sites étudiés.

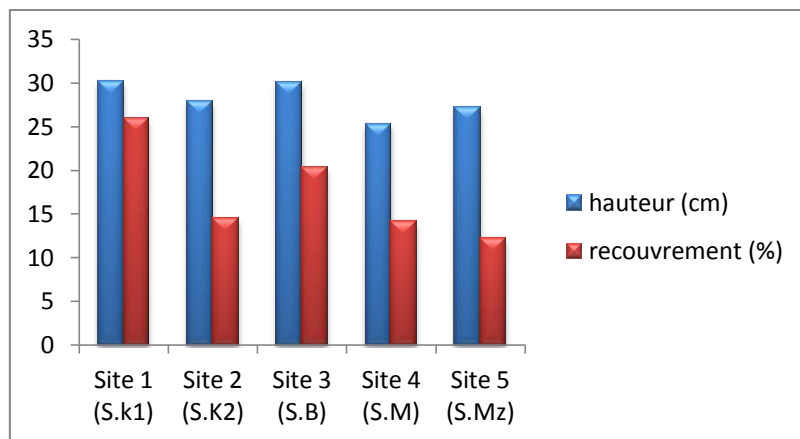


Figure 43 : variation des moyennes de la hauteur et du recouvrement de la strate herbacée dans les sites étudiés.

1.5. Influence des incendies sur le sol

Au niveau de la teneur en matière organique du sol, une variation significative entre les moyennes ($p = 0,019$) apparaît que dans l'horizon 1 (0 – 5 cm). A 3 ans de passage du feu le taux de la teneur en matière organique est minimal dans le site 3 (S.B) et le site 1 (S.K1) soit ($0,442 \pm 0,21$) et ($0,5 \pm 0,17$) respectivement. A 11 ans de passage du feu le taux de la teneur en matière organique est semblable à celle du site non incendié soit ($0,636 \pm 0,2$) pour le site 2 (S.K2), ($0,643 \pm 0,13$) pour le site 4 (S.M) et ($0,649 \pm 0,14$) pour le site 5 (S.Mz) non incendié. Le taux de la matière organique est diminué dans l'horizon 2 (5 - 10 cm) et il est très faible dans l'horizon 3 (10 – 15 cm). Il est presque similaire au niveau des cinq sites d'étude pour les deux horizons (2 et 3) (figure 44).

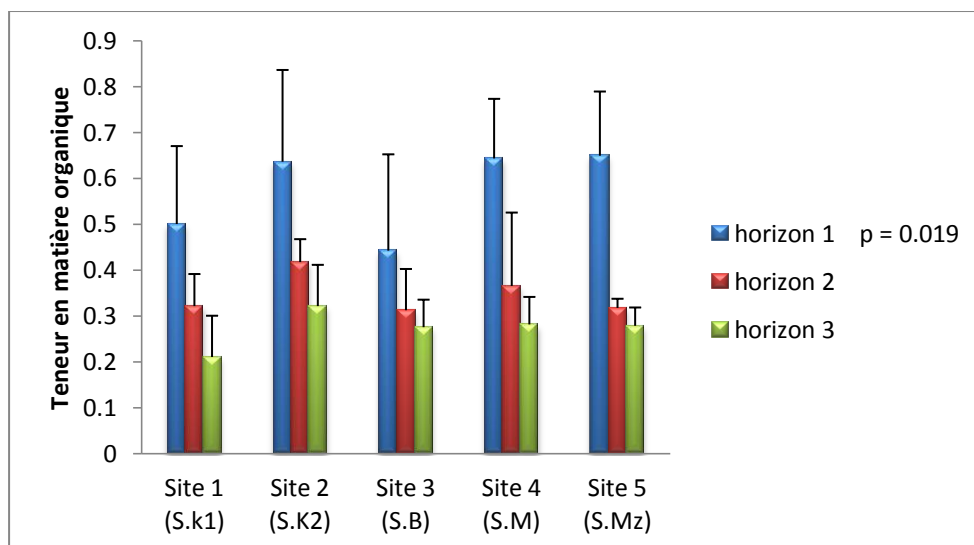


Figure 44 : variation des moyennes (%) avec écart type de la teneur en matière organique des trois horizons du sol dans les sites étudiés.

2. Détermination des facteurs mésologiques permettant d'améliorer la résilience de l'habitat forestier.

Dans cette partie de notre travail, nous avons étudié l'influence de la pente et de l'exposition des versants sur la croissance de la forêt du chêne liège notamment dans le site 1 (S.K1) ; subéraie d'El koursi incendiée en 2008. L'échantillonnage a été effectué en 2010.

2.1. Influence de la pente sur la strate arborée

2.1.1. Nombre des tiges :

L'analyse descriptive du nombre des tiges montre qu'il n'y a pas des différences entre les classes de la pente.

Avec un coefficient de variation de 4,55 %, la distribution des tiges dans la classe de la pente faible (0 à 5%) apparait la plus homogène (tableau13).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre un seul groupe (a) pour toutes les classes de la pente (figure 45).

Tableau 13 : Données des statistiques descriptives du nombre des tiges en fonction de la pente.

	pente faible	pente moyenne	Pente forte
Tige/hectare	550	591	516
Moyenne (tige)	22	23,67	20,67
Ecart-type	1,00	2,52	3,21
Coefficient de variation (%)	4,55	10,63	15,55

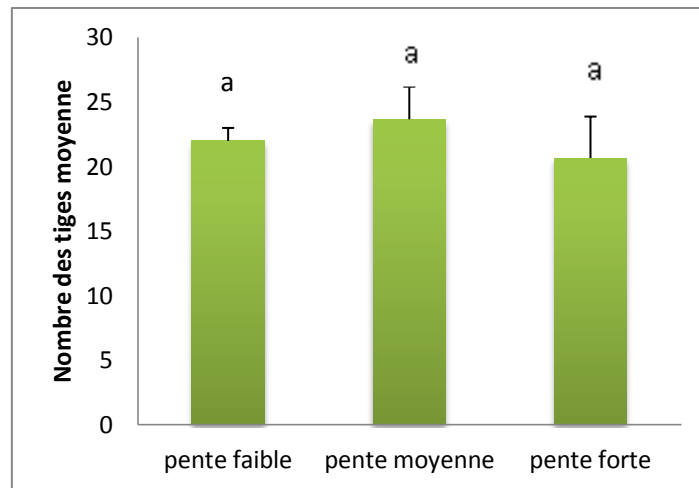


Figure 45 : Variation (avec écart type) du nombre des tiges moyenne en fonction de la pente. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

2.1.2 Hauteur :

L'analyse descriptive de la hauteur marque des différences importantes entre les classes de la pente. La pente forte (supérieur à 25%) présente la moyenne la plus basse ($5,821 \pm 0,262$ m). Alors que la pente faible (0 à 5%) présente la moyenne la plus élevée ($8,420 \pm 0,948$ m) (tableau 14).

Avec un coefficient de variation de 4,73 %, la distribution des hauteurs dans la classe de la pente forte (supérieur à 25%) apparait la plus homogène (tableau14).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre qu'il y a 3 groupes : le groupe a renferme la classe de pente forte, le groupe b renferme la classe de la pente faible et un groupe intermédiaire ab renferme la classe de la pente moyenne (figure 46)

Tableau 14: Données des statistiques descriptives de la hauteur (m).

	pente faible	pente moyenne	Pente forte
Minimum	7,326	5,863	5,821
Maximum	9,004	8,498	8,308
Moyenne	8,420	7,395	5,534
Ecart-type	0,948	1,368	0,262
Coefficient de variation (%)	11,26	18,51	4,73

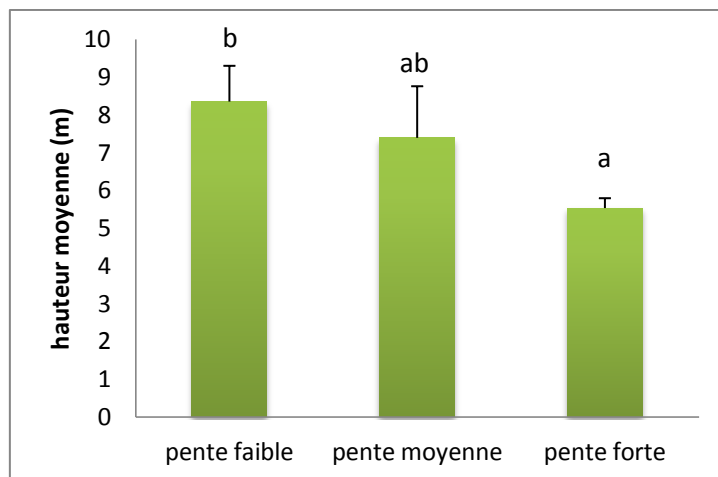


Figure 46 : Variation (avec écart type) de la hauteur (m) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

2.1.3 Diamètre :

L'analyse descriptive du diamètre présente des différences entre les classes de la pente. La pente forte (supérieur à 25%) présente la moyenne la plus basse ($15,211 \pm 1,382$ cm). Alors que la pente faible (0 à 5%) présente la moyenne la plus élevée ($20,81 \pm 1,44$ cm) (tableau 15).

Une variation des diamètres importante présente dans la classe de la pente moyenne où le coefficient de variation est égal à 29,01%. Alors que la classe de la pente forte apparait la plus homogène avec un coefficient de variation de 3,78% (tableau 15).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 3 groupes : le groupe a renferme la classe de la pente forte, le groupe b renferme la classe de la pente faible et un groupe intermédiaire ab renferme la classe de la pente moyenne (figure 47).

Tableau 15 : Données des statistiques descriptives du diamètre (cm).

	pente faible	pente moyenne	Pente forte
Minimum	15,44	15,08	14,177
Maximum	21,95	20,78	16,781
Moyenne	20,81	18,35	15,211
Ecart-type	1,44	2,94	1,382
Coefficient de variation (%)	6,93	29,01	3,78

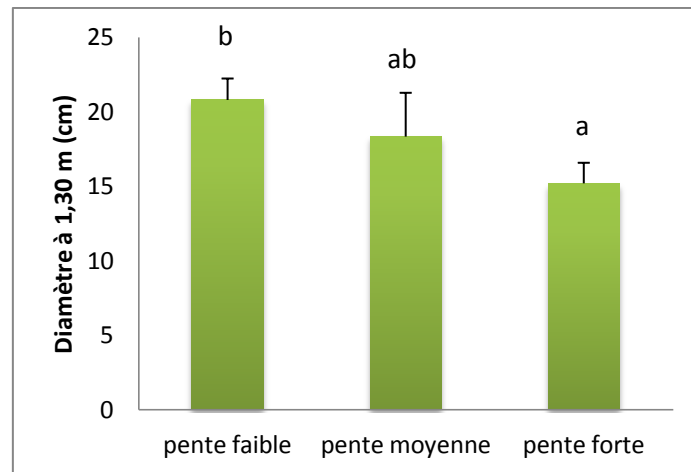


Figure 47 : Variation (avec écart type) du diamètre à 1,30 (cm) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

2.1.4 Recouvrement d'houpier :

L'analyse descriptive du recouvrement d'houpier présente des différences entre les classes de la pente. La pente forte (supérieur à 25%) présente la moyenne la plus basse ($27,99 \pm 2,68$ %). Alors que la pente faible (0 à 5%) présente la moyenne la plus élevée ($44,71 \pm 4,43$ %) (Tableau 16).

Avec un coefficient de variation de 9,57%, le recouvrement d'houpier dans la pente forte apparait le plus homogène. Alors que la classe de la pente moyenne présente une variation importante de 30,14% (tableau 16).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 2 groupes : le groupe a renferme les classes de la pente moyenne et forte, et le groupe b renferme la classe de la pente faible (figure 48).

Tableau 16 : Données des statistiques descriptives du recouvrement d'houpier (%).

	pente faible	pente moyenne	Pente forte
Minimum	38,50	19,86	26,13
Maximum	50,90	37,15	31,06
Moyenne	44,71	28,73	27,99
Ecart-type	4,43	8,66	2,68
Coefficient de variation (%)	12,14	30,14	9,57

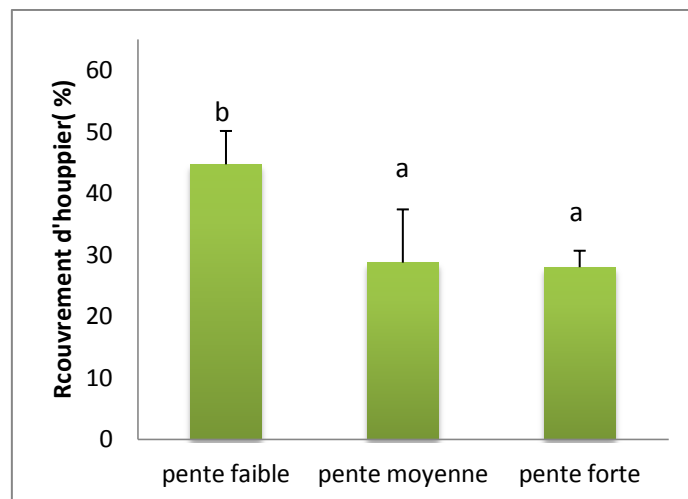


Figure 48 : Variation (avec écart type) du recouvrement d'houpier (%) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

2.1.5 Surface terrière :

L'analyse descriptive de la surface terrière présente des différences entre les classes de la pente. La pente forte (supérieur à 25%) présente la moyenne la plus basse ($11,115 \pm 0,420$ m²/ha). Alors que la pente faible (0 à 5%) présente la moyenne la plus élevée ($23,04 \pm 5,05$ m²/ha) (Tableau 17).

Une variation des surfaces terrières importante est présente dans la classe de la pente moyenne avec un coefficient de variation de 29,01%. Alors que la classe de la pente forte apparait la plus homogène avec un coefficient de variation de 3,78% (tableau 17).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 3 groupes : le groupe a renferme la classe de la pente forte, le groupe b renferme la classe de la pente faible et un groupe intermédiaire ab renferme la classe de la pente moyenne) (figure 49).

Tableau 17 : Données des statistiques descriptives de la surface terrière (m²/ha).

	pente faible	pente moyenne	Pente forte
Minimum	13,01	12,47	10,682
Maximum	27,14	22,41	11,522
Moyenne	23,04	18,69	11,115
Ecart-type	5,05	5,42	0,420
Coefficient de variation (%)	21,93	29,01	3,78

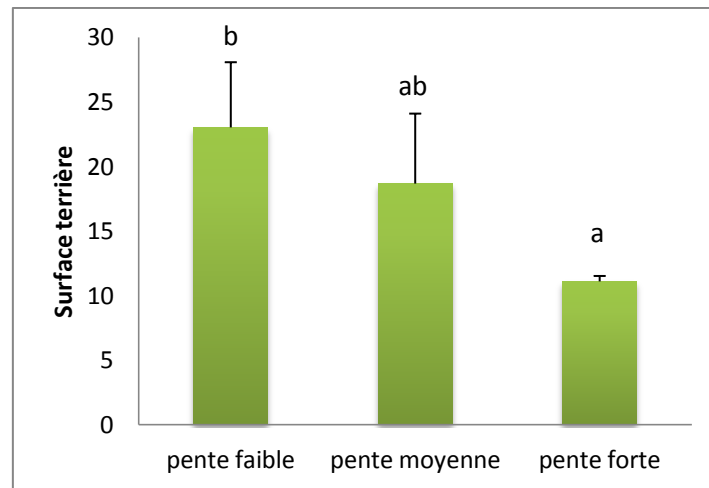


Figure 49 : Variation (avec écart type) de la surface terrière (m²/ha) dans les sites étudiés. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

2.1.6 Relation pente et paramètres de la croissance du chêne liège

L'étude de l'influence de la pente sur la strate arborée est déterminée par une étude statistique des corrélations entre la pente et les paramètres de la croissance du chêne liège (Nombre des tiges (N), hauteur (H), diamètre (D1.30), recouvrement d'houpier (Rh) et surface terrière (G) (tableau 18) (figure 50).

Tableau 18 : corrélation entre pente, Nombre des tiges (N), hauteur (H), diamètre (D1.30), recouvrement d'houpier (Rh) et surface terrière (G):

Paramètre	N	H	D1.30	Rh	G
Pente	-0,234 (0,545)NS	-0,821 (0,007)**	-0,805 (0,009)**	-0,744 (0,022)*	-0,805 (0,009)**

Les résultats montrent qu'il existe :

- une corrélation négative et hautement significative entre la pente et la hauteur du chêne liège ($p = 0,007$). La hauteur diminue avec l'augmentation de la pente.
- une corrélation négative et hautement significative entre la pente et le diamètre chêne liège ($p = 0,009$). Le diamètre diminue avec l'augmentation de la pente
- une corrélation négative et significative entre la pente et le recouvrement d'houpier chêne liège ($p = 0,022$). Le recouvrement d'houpier diminue avec l'augmentation de la pente.
- une corrélation négative et hautement significative entre la pente et la surface terrière de la strate arborée ($p = 0,009$). La surface terrière diminue avec l'augmentation de la pente.

Il n'y a pas une corrélation entre la pente et le nombre de tiges.

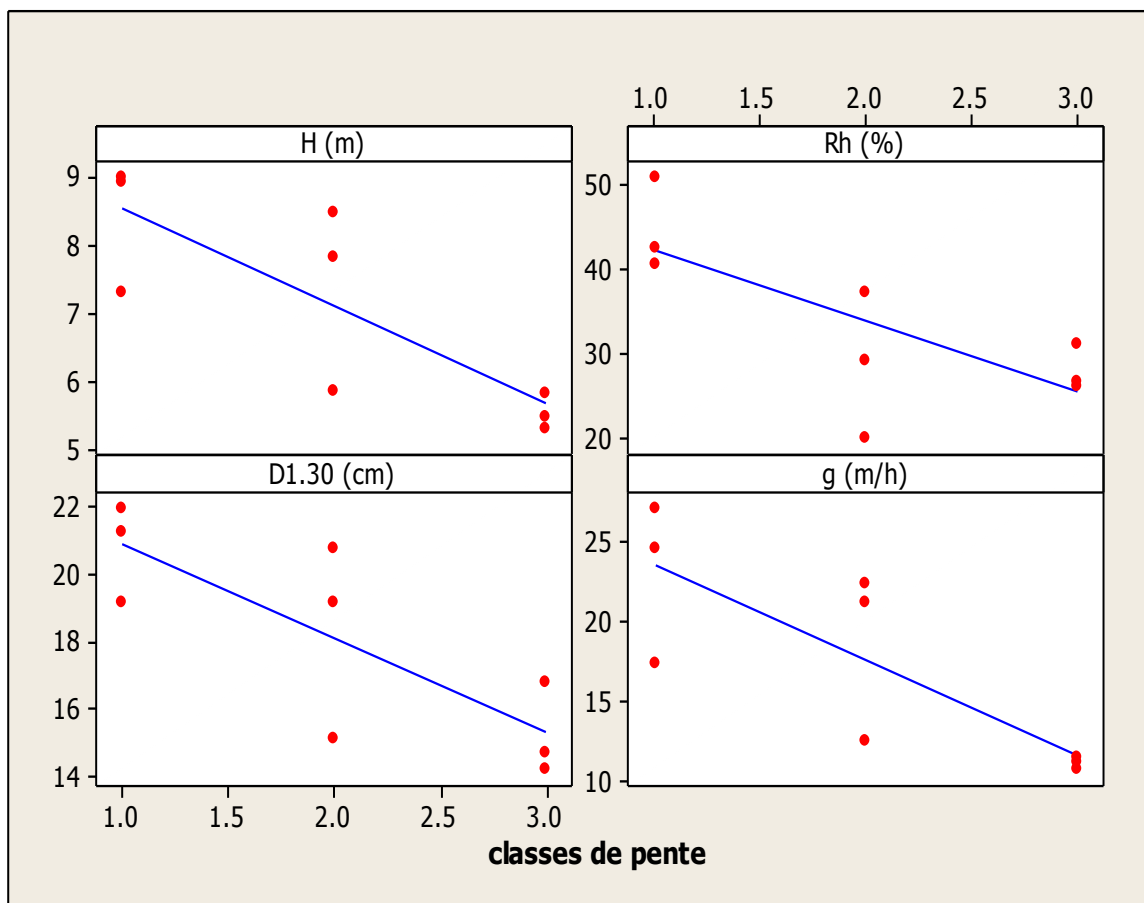


Figure 50: Corrélation entre les classes de pente, hauteur (H), diamètre (D1.30), recouvrement d'houppier (Rh) et surface terrière (G):

2.2. Influence de la pente sur la strate buissonnante

Les résultats montrent qu'il existe une variation spatiale de la strate buissonnante très importante entre les classes de la pente. En effet, la comparaison des moyennes des hauteurs présente des variations très hautement significatives entre les classes de pente ($p = 0,000$). La classe de pente forte présente la moyenne la plus basse ($52,80 \pm 4,82$ cm). Alors que la classe de pente faible présente la moyenne la plus élevée ($76,40 \pm 4,39$ cm) (Tableau 19).

Pour le recouvrement, la comparaison des moyennes présente aussi des variations hautement significatives entre les classes de pente ($p = 0,000$). La classe de pente forte présente la moyenne la plus basse ($34,20 \pm 3,19$ cm). Alors que la classe de pente faible présente la moyenne la plus élevée ($75,40 \pm 6,73$ cm) (Tableau 9).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newman et Keuls montre 3 groupes (a, b et c) pour la hauteur et 3 groupes (a, b, c) pour le recouvrement (Tableau 19).

L'étude des corrélations entre la pente, le recouvrement et la hauteur de la strate buissonnante montre qu'il existe des corrélations très hautement significatives entre eux (figure 51). Le recouvrement et la hauteur diminuent avec l'augmentation de la pente.

Tableau 19 : Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate buissonnante dans les trois classes de la pente. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls. Teste de corrélation.

	Recouvrement (%)	Hauteur (cm)
Pente faible	75,40 (6,73) c	76,40 (4,39) c
Pente moyenne	45,00 (5,87) b	68,00 (4,64) b
Pente forte	34,20 (3,19) a	52,80 (4,82) a
<i>Test de Kruskal-Wallis</i>	P = 0,003	P = 0,000
<i>Correlation Pente</i>	- 0,888 (0,000)***	-0,909 (0,000)***

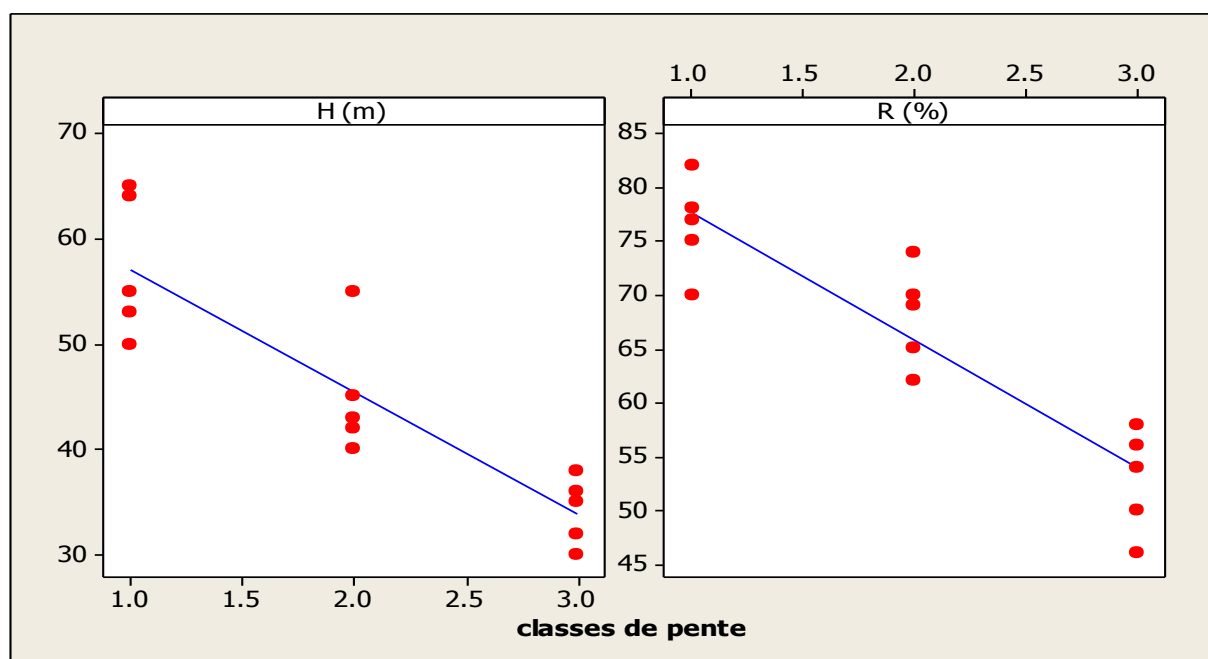


Figure 51: Corrélation entre les classes de pente, le recouvrement (%) et la hauteur de la strate buissonnante.

2.3. Influence de la pente sur la strate herbacée

Pour la strate herbacée, la comparaison des moyennes de la hauteur et du recouvrement n'indique aucune signification entre les classes de la pente. Dans tous les relevés, la strate herbacée profite de l'espace et s'installe sur n'importe quelle pente. Donc il n'y a aucune corrélation entre la pente et la hauteur d'une part et la pente et le recouvrement d'autre part (tableau 20).

Tableau 20 : Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate herbacée dans les trois classes de la pente. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls. Teste de corrélation.

	Recouvrement (%)	Hauteur (cm)
Pente faible	67,20 (5,63)	32,50 (7,09)
Pente moyenne	64,80 (11,17)	28,42 (6,95)
Pente forte	65,80 (8,67)	37,14 (3,45)
Test de Kruskal-Wallis	P = 0,939	P = 0,121
Corrélation Pente	-0,072 (0,798)NS	0,292 (0,291)NS

2.4. Influence de l'exposition sur la strate arborée

2.4.1. Nombre des tiges :

L'analyse descriptive du nombre des tiges montre qu'il y a des différences entre versant nord et sud. Avec un coefficient de variation de 4,68%, la distribution des tiges dans le versant nord apparait la plus homogène (tableau 21).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre qu'il y a 2 groupes : le groupe a renferme l'exposition sud et le groupe b renferme l'exposition nord (figure 52).

Tableau 21 : Données des statistiques descriptives du nombre des tiges.

	Sud	nord
Tige/hectare	533,3	616,7
Moyenne (tige)	21,33	24,67
Ecart-type	1,528	1,555
Coefficient de variation (%)	7,16	4,68

2.4.2. Hauteur :

L'analyse descriptive de la hauteur marque des différences importantes entre les deux expositions, sud et nord. Le versant sud présente la moyenne la plus basse ($6,19 \pm 0,08$ m). Alors que le versant nord présente la moyenne la plus élevée ($8,20 \pm 0,34$ m) (tableau 22).

Avec un coefficient de variation de 1,42 %, la distribution des hauteurs dans le versant sud apparait la plus homogène (tableau 22).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre qu'il y a 2 groupes : le groupe a renferme l'exposition sud et le groupe b renferme l'exposition nord (figure 52)

Tableau 22 : Données des statistiques descriptives de la hauteur (m).

	sud	nord
Minimum	6,09	7,82
Maximum	6,26	8,49
Moyenne	6,19	8,20
Ecart-type	0,08	0,34
Coefficient de variation (%)	1,42	4,21

2.4.3. Diamètre :

L'analyse descriptive du diamètre présente des différences entre les deux expositions, sud et nord. Le versant sud présente la moyenne la plus basse ($14,70 \pm 0,46$ cm). Alors que le versant nord présente la moyenne la plus élevée ($20,26 \pm 0,92$ cm). Le versant sud apparaît le plus homogène avec un coefficient de variation de 3,19% (tableau 23).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre qu'il y a 2 groupes : le groupe a renferme l'exposition sud et le groupe b renferme l'exposition nord (figure 52).

Tableau 23 : Données des statistiques descriptives du diamètre (cm).

	sud	nord
Minimum	14,177	19,19
Maximum	15,07	20,80
Moyenne	14,70	20,26
Ecart-type	0,46	0,92
Coefficient de variation (%)	3,19	4,56

3.4.4. Recouvrement d'houpier :

L'analyse descriptive du recouvrement d'houpier montre qu'il n'y a pas des différences entre versant nord et sud. Avec un coefficient de variation de 18,33%, la distribution du recouvrement d'houpier dans le versant sud apparaît la plus homogène (tableau 24).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre un seul groupe (a) pour les deux expositions nord et sud.

Tableau 24 : données des statistiques descriptives du recouvrement d'houpier (%).

	sud	nord
Minimum	23,43	29,17
Maximum	33,70	40,17
Moyenne	29,56	36,83
Ecart-type	5,42	7,51
Coefficient de variation (%)	18,33	20,38

3.4.5. Surface terrière :

L'analyse descriptive de la surface terrière présente des différences entre les deux expositions, sud et nord. Le versant sud présente la moyenne la plus basse ($12,15 \pm 0,89$ m²/ha). Alors que le versant nord présente la moyenne la plus élevée ($21,83 \pm 0,60$ m²/ha) (Tableau 25).

Une variation des surfaces terrières importante présente dans le versant sud avec un coefficient de variation de 7,34%. Alors que le versant nord apparait le plus homogène avec un coefficient de variation de 2,78% (tableau 25).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre qu'il y a 2 groupes : le groupe a renferme l'exposition sud et le groupe b renferme l'exposition nord (figure 52)

Tableau 25 : Données des statistiques descriptives de la surface terrière (m²/ha).

	sud	nord
Minimum	11,14	21,20
Maximum	12,83	22,41
Moyenne	12,15	21,83
Ecart-type	0,89	0,60
Coefficient de variation (%)	7,34	2,78

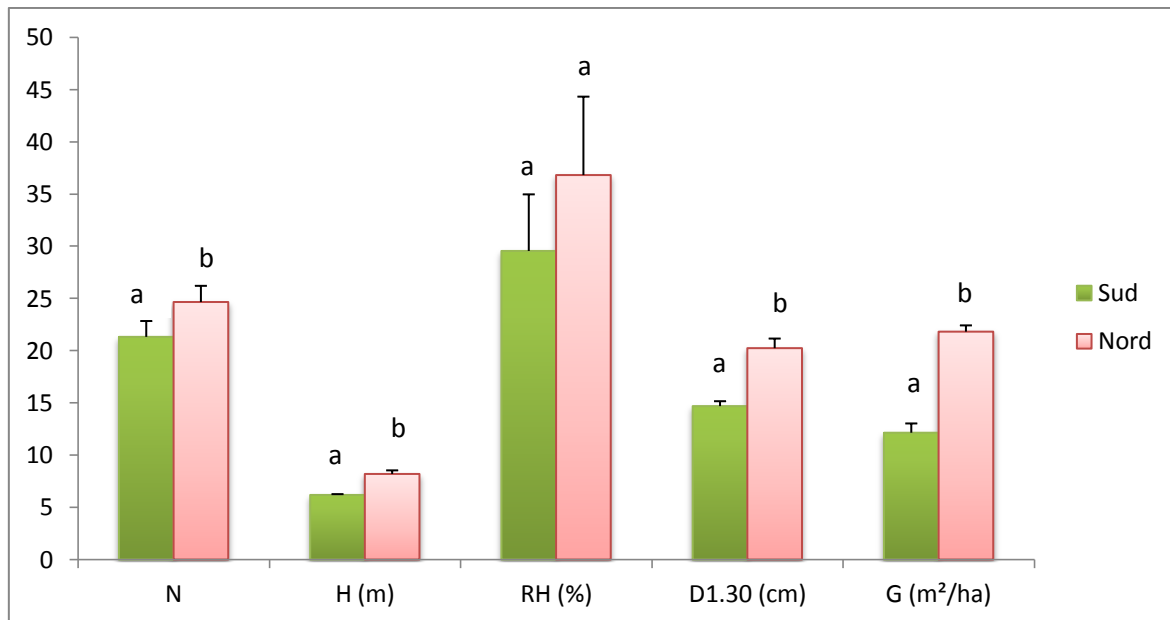


Figure 52 : Variation (avec écart type) des moyennes de nombre de tige (N), hauteur (H), diamètre (D1.30), recouvrement d'houpier (Rh) et surface terrière (G) dans les versants sud et nord. Classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

2.5. Influence de l'exposition sur la strate buissonnante

Les résultats montrent qu'il existe une variation spatiale de la strate buissonnante très importante entre les deux expositions, sud et nord. En effet, la comparaison des moyennes des hauteurs présente des variations hautement significatives entre le versant sud et nord ($p = 0,019$). Le versant sud présente la moyenne la plus basse ($67,86 \pm 4,61$ cm). Alors que le versant nord présente la moyenne la plus élevée ($77,28 \pm 4,10$ cm) (Tableau 26).

Pour le recouvrement, la comparaison des moyennes présente aussi des variations hautement significatives entre les deux expositions, sud et nord ($p = 0,009$). Le versant sud présente la moyenne la plus basse ($41,04 \pm 3,99$ cm). Alors que le versant nord présente la moyenne la plus élevée ($60,88 \pm 6,04$ cm) (Tableau 26).

Le classement des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls montre 2 groupes (a pour le sud et b pour le nord) pour la hauteur et 2 groupes (a pour le sud et b pour le nord) pour le recouvrement (Tableau 26).

Tableau 26: Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate buissonnante dans les deux expositions, sud et nord. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

	Recouvrement (%)	Hauteur (cm)
sud	41,04 (3,99) a	67,86 (4,61) a
nord	60,88 (6,04) b	77,28 (4,10) b
<i>Test de Kruskal-Wallis</i>	P= 0,009	P = 0,016

2.6. Influence de l'exposition sur la strate herbacée

Pour la strate herbacée, la comparaison des moyennes de la hauteur et du recouvrement n'indique aucune signification entre les classes de la pente. Dans tous les relevés, la strate herbacée profite de l'espace et s'installe sur les deux versants, sud et nord. Donc il n'y a aucune corrélation entre l'exposition et la hauteur d'une part et l'exposition et le recouvrement d'autre part. (tableau 27)

Tableau 27 : Recouvrement moyen (%) et hauteur moyenne (cm) avec écart type de la strate herbacée dans les deux expositions, sud et nord. Comparaison des moyennes par Test de Kruskal-Wallis et des groupes homogènes par le test de Newmans et Keuls.

	Recouvrement (%)	Hauteur (cm)
sud	62,70 (8,71) a	36,82 (2,88) a
nord	67,20 (7,05) a	31,34 (7,51) a
<i>Test de Kruskal-Wallis</i>	P= 0,465	P = 0,117

3. Détermination de la teneur en eau de la végétation la plus abondante dans la zone étudiée.

Les mesures ont été réalisées en 2010 et en 2011, pour l'essentiel, à la subéraie d'El Koursi sur deux versants sud et nord et pour 2 types de végétation, juvénile et âgée. Elles sont portées sur les principales espèces de la zone :

Chêne liège (*Quercus suber*).
 Calycotome (*Calycotome spinosa*).
 Bruyère arborescente (*Erica arborea*).
 Ciste à feuille de sauge (*Cistus salviaefolius*).
 Phyllaire (*Phillyrea sp.*).
 Lentisque (*Pistacia lentiscus*).

Les espèces étudiées sont très bien adaptées aux conditions de sécheresse du milieu et leur cycle végétatif est directement relié aux régimes des pluies. La teneur en eau des parties aériennes des végétaux mesurée varie d'une espèce à une autre.

3.1. Teneur en eau du chêne liège (*Quercus suber*):

La teneur en eau moyenne mesurée varie dans le temps de 49 à 61% pour le versant sud et de 47 à 66% pour le versant nord. Le taux maximal est enregistré au mois de mai en 2011 dans les deux versants avec une moyenne plus de 60%. Les taux minimums sont enregistrés au cours du mois d'août dans le versant nord avec une moyenne inférieure à 50% (Figure 53). D'autre part, on remarque dans cette figure (53) que les valeurs les plus hautes de la teneur en eau ont été observées chez les jeunes plantes du chêne liège pendant les mois d'étude.

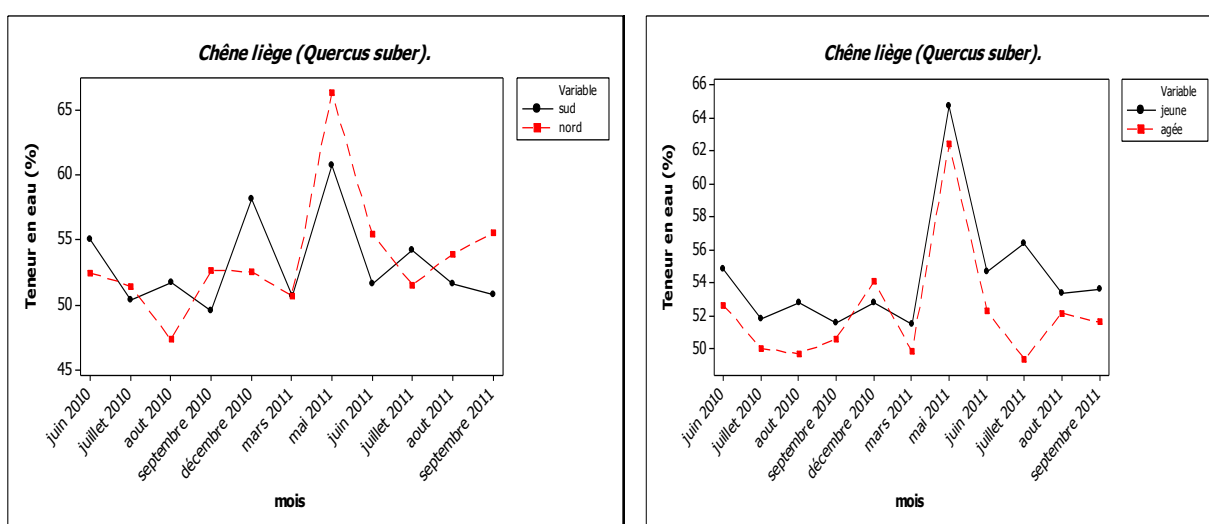


Figure 53 : Evolution moyenne de la teneur en eau du chêne liège (*Quercus suber*) dans deux versants, sud et nord et pour deux plantes jeunes et âgées.

3.2. Teneur en eau du calycotome (*Calycotome spinosa*) :

La teneur en eau moyenne mesurée varie dans le temps de 42 à 61 % pour le versant sud et de 24 à 73% pour le versant nord. Les taux maximums sont enregistrés au cours de l'hiver à partir du mois de décembre 2010 jusqu'au mois de mai 2011 dans les deux versants avec une moyenne plus de 70%. Les taux minimums sont enregistrés au cours des mois de juillet et d'août 2010 et d'août 2011 dans les deux versants nord avec une moyenne inférieure à 35% (Figure 54). D'autre part, on remarque dans cette figure (54) que les valeurs les plus hautes de la teneur en eau ont été observées chez les jeunes plantes du calycotome pendant le printemps et l'été (juin- juillet- août en 2010 et mai- juin- juillet- août en 2011). Ensuite, la teneur en eau des plantes plus âgées a augmenté à l'automne et en hiver pour des valeurs semblables et supérieures à celles des jeunes plantes.

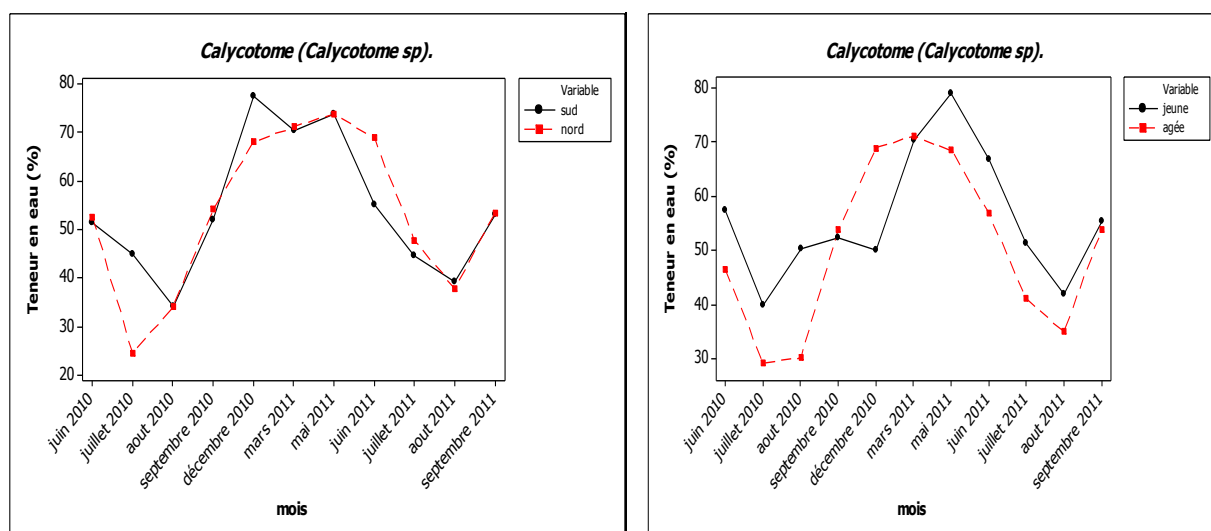


Figure 54 : Evolution moyenne de la teneur en eau du calycotome (*Calycotome sp*) dans deux versants, sud et nord pour deux plantes jeunes et âgées.

3.3. Teneur en eau de la bruyère arborescente (*Erica arborea*) :

La teneur en eau moyenne mesurée varie dans le temps de 42 à 62% pour le versant sud et de 23 à 74% pour le versant nord. Les taux maximums sont enregistrés au cours de l'hiver à partir du mois de décembre 2010 jusqu'au mois de mai 2011 dans les deux versants avec une moyenne plus de 60%. Les taux minimums sont enregistrés au cours du mois de juillet 2010, dans le versant nord avec une moyenne inférieure à 25% (Figure 55). D'autre part, on remarque dans cette figure (55) que les valeurs les plus hautes de la teneur en eau ont été observées chez les jeunes plantes de la bruyère arborescente pendant les mois d'étude sauf au mois décembre (la teneur en eau des plantes âgées est supérieure à celle des plantes jeunes).

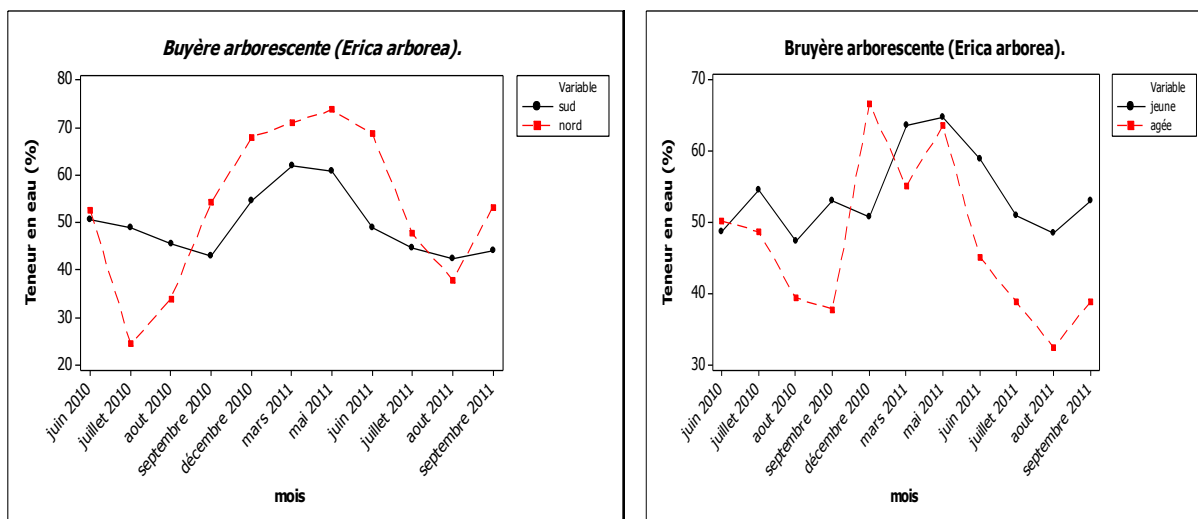


Figure 55 : Evolution moyenne de la teneur en eau de la bruyère arborescente (*Erica arborea*) dans deux versants, sud, nord et pour deux plantes jeunes et âgées.

3.4. Teneur en eau du ciste à feuille de sauge (*Cistus salviaefolius*) :

La teneur en eau moyenne mesurée varie dans le temps de 41 à 77% pour le versant sud et de 43 à 79% pour le versant nord. Les taux maximums sont enregistrés au cours de l'hiver à partir du mois de décembre 2010 jusqu'au mois de mai 2011 dans les deux versants avec une moyenne plus de 70%. Les taux minimums sont enregistrés au cours des mois de juillet et août 2010 et de juillet et août 2011 dans les deux versants avec une moyenne inférieure à 50% (Figure 56). D'autre part, on remarque dans cette figure (56) que les valeurs les plus hautes de la teneur en eau ont été observées chez les jeunes plantes du ciste à feuille de sauge pendant les mois de mars et mai 2011 alors que les faibles valeurs ont été marquées chez les plantes âgées pendant les deux mois d'août 2010 et 2011.

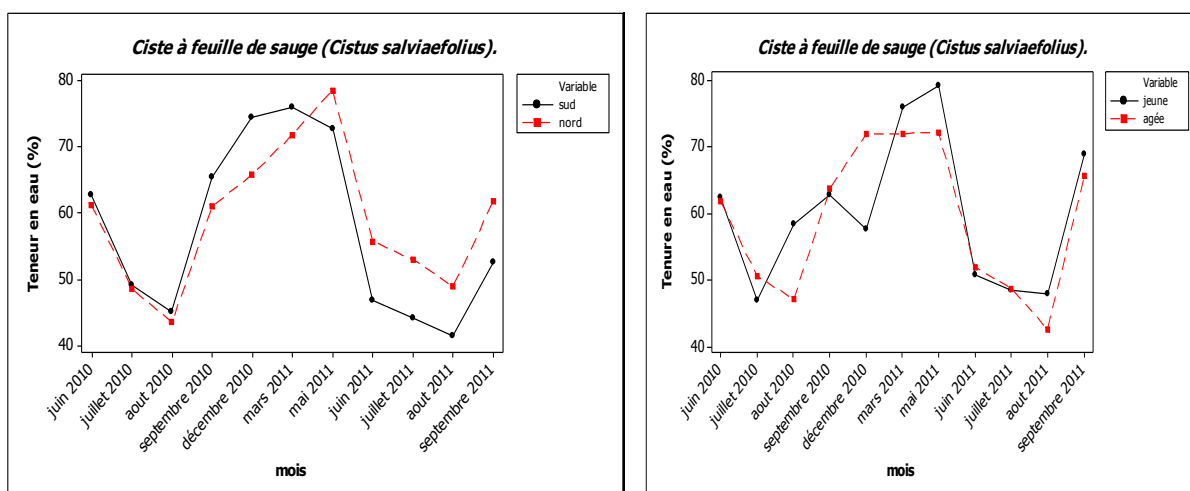


Figure 56 : Evolution moyenne de la teneur en eau du ciste à feuille de sauge (*Cistus salviaefolius*) dans deux versants, sud, nord et pour deux plantes jeunes et âgées.

3.5. Teneur en eau du phyllaire (*Phillyrea sp*) :

La teneur en eau moyenne mesurée varie dans le temps de 47 à 66% pour le versant sud et de 49 à 70% pour le versant nord. Les taux maximums sont enregistrés au mois de mai 2011 dans les deux versants avec une moyenne plus de 65%. Les taux minimums sont enregistrés en aout 2010 dans le versant sud avec une moyenne inférieure à 45% (Figure 57). D'autre part, on remarque dans cette figure (57) que les valeurs les plus hautes de la teneur en eau ont été observées chez les jeunes plantes du chêne liège pendant les mois d'étude sauf au mois de décembre 2010 (la teneur en eau des plantes âgées est supérieure à celle des plantes jeunes).

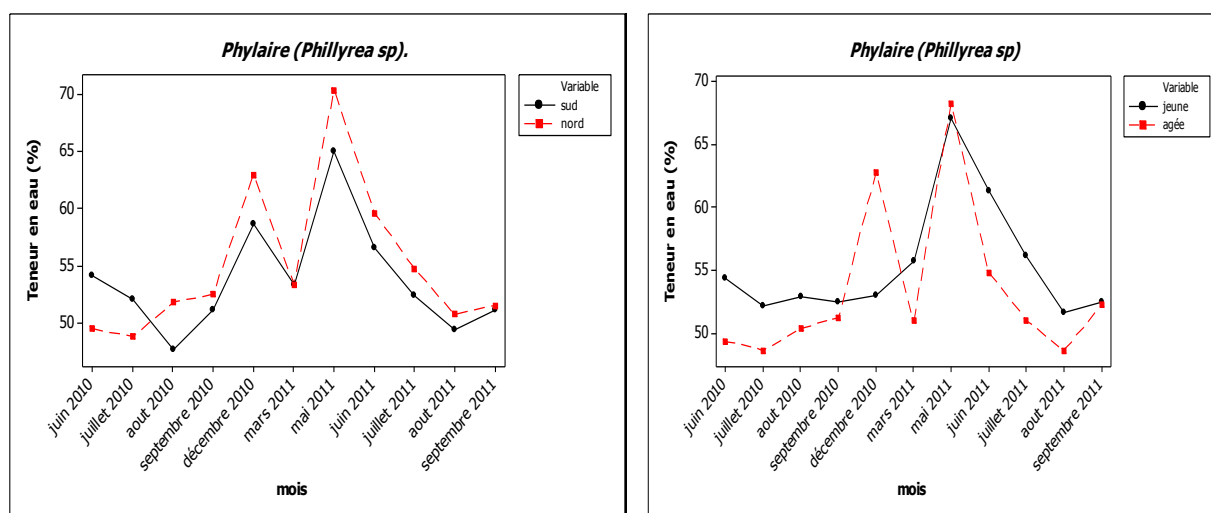


Figure 57 : Evolution moyenne de la teneur en eau de la phyllaire (*Phillyrea sp*) dans deux versants, sud, nord et pour deux plantes jeunes et âgées.

3.6. Teneur en eau du lentisque (*Pistacia lentiscus*) :

La teneur en eau moyenne mesurée varie dans le temps de 51 à 71% pour le versant sud et de 38 à 74% pour le versant nord. Les taux maximums sont enregistrés en mai 2011 dans les deux versants avec une moyenne plus de 70%. Les taux minimums sont enregistrés au mois de septembre 2010 et 2011 dans le versant nord avec une moyenne inférieure à 35% (Figure 58). D'autre part, on remarque dans cette figure (57) que les valeurs les plus hautes de la teneur en eau ont été observées chez les jeunes plantes du lentisque pendant les mois d'étude.

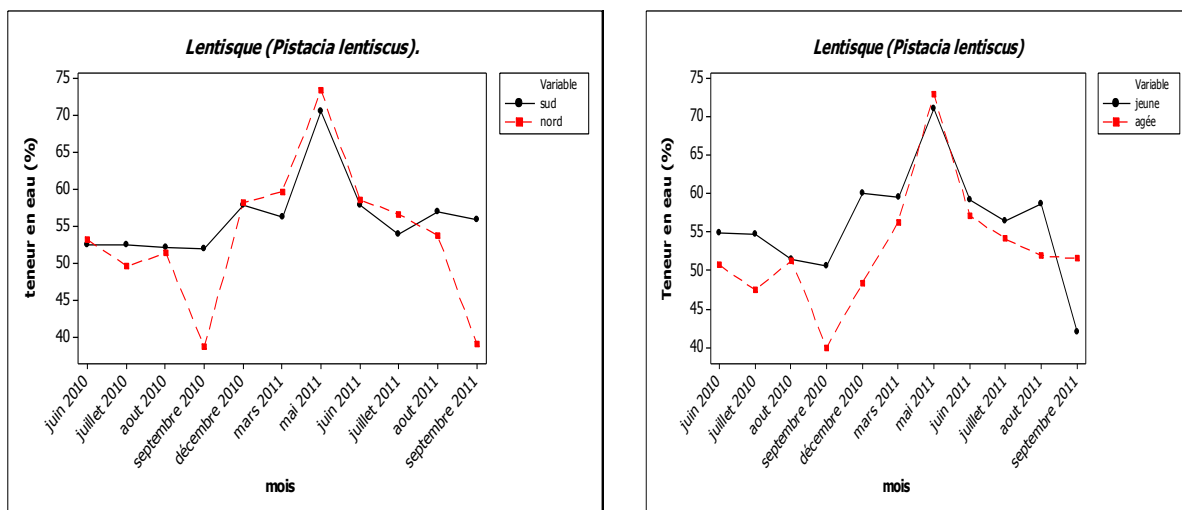


Figure 58 : Evolution moyenne de la teneur en eau du lentisque (*Pistacia lentiscus*) dans deux versants, sud, nord et pour deux plantes jeunes et âgées.

3.7. Corrélations entre la température, l'humidité et les teneurs en eau des espèces étudiées.

Une analyse canonique des corrélations a été réalisée pour déterminer les corrélations entre la température, l'humidité et les teneurs en eau des espèces étudiées. Le biplot factoriel considéré (1/2) explique 100% de l'inertie totale, soit 55.43 % pour l'axe 1 et 44.57 % pour l'axe 2. Le groupe y1 correspond à l'humidité et la température et le groupe y2 correspond aux teneurs en eau des espèces étudiées.

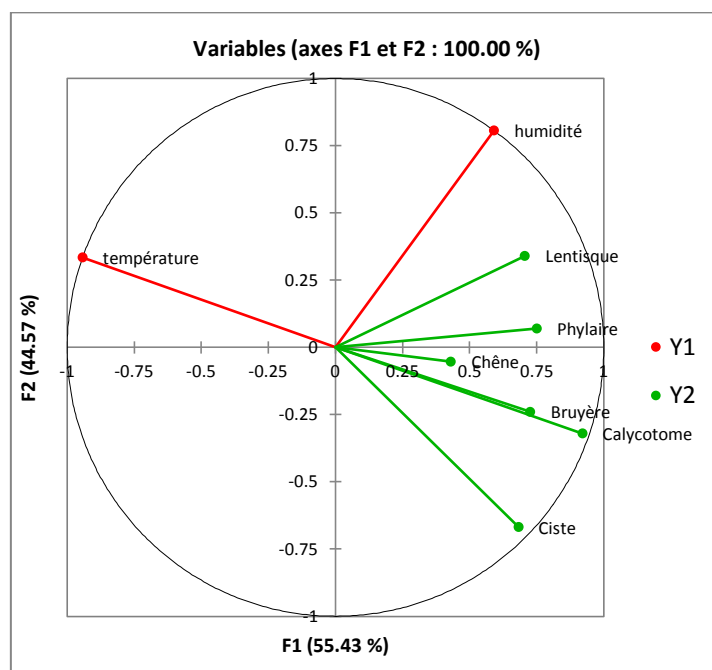


Figure 59 : cercle des corrélations

Sur la figure 59, on peut voir que les teneurs en eau de la bruyère, du calycotome, du ciste et du phyllaire sont corrélées négativement avec la température (tableau 28). Cela veut dire, les teneurs en eau de ces espèces diminuent en fonction de l'augmentation de la température ainsi le calycotome est l'espèce la plus influencée par la température (une valeur de p hautement significative = 0,000). D'autre part, on remarque que le chêne liège et le lentisque n'ont pas des corrélations avec la température (tableau 28), c'est-à-dire qu'ils ont bien résistés à leur variations.

Tableau 28 : Corrélations entre la température, l'humidité et les teneurs en eau des espèces étudiées.

variables	Teneur en eau					
	Chêne	Calycotome	Bruyère	Phyllaire	Lentisque	Ciste
Température	-0.401	-0.918	-0.720	-0.654	-0.536	-0.804
P value	0.222 NS	0.000	0.012	0.029	0.089 NS	0.003
humidité	0.205	0.298	0.243	0.471	0.631	-0.076
	0.545 NS	0.374 NS	0.471 NS	0.144 NS	0.037	0.824 NS

Discussion

Discussion :

Feu affecte le Chêne liège :

L'évolution de la végétation de la subéraie suit un modèle avancé par Egler (1954) et dite de la « composition floristique initiale » ; c'est-à-dire ce sont les espèces présentes avant le feu qui réapparaissent immédiatement après. Le chêne-liège, grâce à la protection que lui fournit son écorce subéreuse et aux nombreux bourgeons dormants situés sous celle-ci, peut garder son port d'arbre et reconstituer une ambiance forestière en quelques années. Plusieurs auteurs ont noté que peu de temps après le passage de la flamme, les premiers rejets commencent à apparaître (Trabaud, 1980 ; Forgeard et Tallue, 1986 ; Arianoutsou, 1998).

Dans la subéraie d'El Kala, la régénération est présente après le feu et la végétation continue son développement vers le stade climax. Mais ce développement se diffère d'une zone à une autre suite aux régimes des feux qu'elles subissent. Nos résultats montrent que l'augmentation de la fréquence des feux conduit à une diminution au niveau de la croissance des arbres, diamètres, surfaces terrières et recouvrements d'houppier. On explique cette diminution par la mortalité liée à la taille de certains individus du chêne liège (Pausas, 1997; Curt et al., 2009) particulièrement les plus petits et les plus gros arbres (Amandier, 2004). Les vieux arbres (avec DBH supérieur) sont plus vulnérable de mourir ou de souffrir d'une mortalité des tiges que les plus petits (Catty et al., 2012). De ce fait, la capacité de production des rejets a été marquée en diminution constamment avec le DBH et l'âge des arbres dans plusieurs autres chênes (Johnson, 2009). En général, le chêne-liège se comporte comme la plupart des espèces soumises à la perturbation par le feu, à savoir, que plus les individus ont des caractéristiques dendrométriques élevées plus ils ont une chance de survivre (Dubois, 1990 ; Pausas, 1997 ; Beverly et Martell, 2003 ; Hély et al., 2003 ; McHugh et Kolb, 2003 ; Rigolot, 2004 ; Ondóñez et al., 2005).

D'autre part, la diminution du recouvrement d'houppier dépend principalement de la morphologie du chêne liège. Selon Uhl et Kauffman en 1990, plus un chêne-liège a ses tissus conducteurs protégés par du liège, plus il peut régénérer son houppier après feu. Ainsi, la densité des rejets et le diamètre d'houppier augmentent de manière significative en fonction de l'épaisseur du liège (Bertrand, 2007). Par contre, le passage du feu abîme le liège (totalement ou partiellement selon l'intensité du feu) et peut toucher le cambium et la mère qui ne joueront plus leur rôle dans la synthèse du liège et l'approvisionnement en eau et sucre. Ce qui empêche les chênes-lièges ayant survécu de développer une morphologie comparable aux arbres ayant subis moins de perturbation. Et par conséquent, la capacité des chênes-lièges à régénérer le houppier devient fragile et diminue lorsque les répétitions d'incendies s'intensifient ce qui est confirmé par Bertrand en 2007 et nos observations sur le terrain. Selon Prodon en 1988, deux stratégies de réponse du chêne-liège en fonction du régime de feu :

- lorsque la fréquence de feux est faible (inférieure à deux incendies sur la période de référence de 50 ans), *Quercus suber* favorise la régénération dans le houppier alors que des rejets au pied commencent à se développer. Les rejets se développent

de manière normale mais sont moins nombreux, on peut considérer qu'ils sont en attente d'un éventuel dépérissement de l'arbre « mère ».

- Lorsque la fréquence de feu est plus élevée (supérieure à trois feux), l'arbre « mère » semble subir des dommages importants, empêchant le bon développement d'houpier. Dès lors le seul moyen pour que le chêne-liège survive est d'investir et de développer les rejets à partir de la souche de l'arbre.

Le retour du feu après 7 ans perturbe la croissance et la régénération des arbres et l'abaissement de la densité du diamètre, de la surface terrière et du recouvrement d'houpier a été marqué. Nos résultats indiquent que la périodicité des incendies joue un rôle principal dans le développement de la population du chêne liège qui est plus ralenti si la période entre deux feux est courte. De plus, les hautes fréquences des incendies (3 ou 4 feux au cours des 50 dernières années), fournissent le temps insuffisant pour de nombreuses espèces de se réinstaller dans le peuplement (Schaffhauser, 2012), comme observé dans d'autres études méditerranéennes (Díaz-Delgado et al., 2002; Eugenio Gosálbo, 2006; Baeza et al., 2007; Duguy and Vallejo, 2008). Nous pouvons donc dire que le chêne liège nécessite un régime d'incendie modéré, avec une durée de retour suffisante pour sa croissance optimale.

Feu et végétation

Après incendie, l'accroissement en hauteur des végétaux ligneux dépend de: (1) leur taille normale caractéristique de l'état adulte (arbres, arbustes, buissons); (2) de leur âge ou de leur "vitalité"; (3) des communautés dans lesquelles ils vivent (Trabaud, 1992).

Pour les trois espèces échantillonnées, *Erica arborea*, *Calicotome villosa* et *Phillyrea ssp*, les variations significatives des hauteurs sont liées principalement à l'âge de l'espèce d'un site à un autre. *Phillyrea ssp* présente une différence entre les deux sites incendiés en 2008, le site (S.K1) appartient au groupe (c) et le site (S.B) au groupe (d). Cette différence est due notamment à l'existence d'un pâturage important qui réduit la croissance de cette espèce. Parmi les trois espèces échantillonnées, *Erica arborea* est l'espèce la plus abondante caractérisant la subéraie d'El Kala. Mais après 3 ans de passage d'incendie la vitesse de la régénération de *Phillyrea ssp* apparaît plus rapide que l'*Erica arborea* et le *Calicotome villosa*. On exclut le site (S.B) qui a subi à une action du pâturage réduisant l'abondance de l'espèce et permet aux autres de s'installer. A long terme, la croissance de l'*Erica arborea* et du *Calicotome villosa* s'augmente pour retourner à un état près de l'initial (site S.M près du site témoin S.Mz).

L'effet de la récurrence des feux sur la résilience n'est pas détectable jusqu'à plusieurs années après l'incendie (Díaz-delgado et al., 2002). On remarque dans le site (S.K2) une augmentation des valeurs de l'abondance de l'*Erica arborea* et du *Calicotome villosa* où ils occupent un espace plus vaste si on le compare aux autres sites. Les causes principales de ce changement sont la diminution de la densité du chêne liège suite aux intenses incendies (3 feux plus proche dans le temps sur une période de 17 ans) et les propriétés du maquis qui inhibe, par sa dynamique de croissance et sa capacité de régénération, le développement

des plantes des chênes-lièges, ne laissant quasiment aucune possibilité d'une reproduction sexuée (Pausas et al., 2006). D'autre part, l'accumulation de ces deux combustibles (*Erica arborea* et *Calicotome villosa*), qui sont caractérisés par de hautes inflammabilités menace le peuplement de la subéraie lors du retour d'un nouvel feu. Selon l'étude de Schaffhauser en 2012, le recouvrement par *Erica arborea* avait un impact très néfaste sur la diversité fonctionnelle. Parce que l'espèce avec sa longue durée de vie, augmente considérablement les risques d'incendies (Curt et al., 2011; Schaffhauser et al., 2011).

En effet, les feux à intervalles trop courts peuvent conduire à l'extinction des espèces sensibles et provoquer des changements dans la végétation prédominante dans les écosystèmes méditerranéen (Eugenio Gosalbo et al., 2006; Pausas, 2006; Russell-Smith et al., 2010). Par ailleurs, à long terme si on ajoute l'aridité à la répétition des incendies, on pourrait aboutir à l'apparition d'une végétation semi-désertique (Pausas, 1999). D'après l'étude de Bertrand en 2007, plus une zone subit un nombre de feux important plus le retour d'incendie sur la zone est rapide. Par conséquent, plus une zone est fréquemment brûlée, plus la dynamique d'incendies semble s'accélérer. Cette tendance devrait logiquement s'estomper quand l'intervalle de temps séparant deux incendies successifs est trop court pour permettre une reconstitution suffisante de la biomasse combustible.

La strate herbacée présente un taux de recouvrement plus important après 3 ans de feu. Cette importance est liée essentiellement à la notion de la succession écologique secondaire qui correspond à un processus de reconstitution d'une biocénose préexistante après sa destruction totale ou partielle, donc à partir d'un stade quelconque de la dynamique supposée naturelle, mais sur un sol déjà constitué (Lacoste et Salanon, 1999). Pour cette raison la recolonisation du milieu par les végétaux sera plus rapide. Et dans ce cas, les plantes herbacées profitent de l'espace ouvert et de la disponibilité des ressources pour les installer et grâce à leur simple structure qui se développe d'une manière plus vite, *et* aux stocks de graines dormantes dans le sol, elle occupe une surface plus importante. Par contre, la régénération du chêne liège et des arbustes qui peut se faire selon deux modalités (par semis naturel et par rejet de souche), se déroule plus longtemps grâce à la densité de leur appareil végétatif (Arbre ou touffe). En suite, au cours du temps, les herbacés sont diminués car les gros végétaux se développent et prennent beaucoup d'espace.

Feu et matière organique du sol

La matière organique du sol joue un rôle essentiel dans la durabilité des systèmes de production agricole et sylvicole, non seulement en raison des éléments nutritifs qu'elle contient, mais aussi de par ses multiples autres fonctions : rétention en eau, stabilisation de la structure du sol (effets anti-érosif et anti-compaction), rétention et dégradation de certains micropolluants, séquestration du carbone...

Dans notre étude on a mesuré le taux de la matière organique dans les 3 horizons superficiels du sol soit 0 à 5 cm, 5 à 10 cm et 10 à 15 cm. Ce choix est lié à l'étude de Gillon en 1990 et Gomendy en 1992 qui montre que la couche du sol concernée par un échauffement significatif pendant l'incendie n'excède pas 5 à 10 cm d'épaisseur car la terre conduit mal la

chaleur et seulement 5 à 15% de l'énergie libérée pendant la combustion est transmise au sol.

Les horizons supérieurs du sol sont les plus riches en matière organique, ce sont aussi ceux qui subissent les premiers, et avec l'intensité la plus importante, l'impact des feux. L'impact d'un feu sur la matière organique du sol dépendra surtout de sa puissance. La littérature scientifique, abondante sur ce sujet, comporte des résultats contradictoires : pertes de matière organique du sol dans certains cas, gains dans d'autres. La réponse au feu dépend de facteurs tels que : l'intensité du feu, la température atteinte, la durée de passage du feu, les conditions climatiques au moment du feu, le type et la quantité de combustible disponible, l'état du sol, etc (J.L. Rubio et al., 2000). La litière et l'humus ont des rôles fondamentaux puisqu'ils peuvent être, selon leur épaisseur, leur structure et leur teneur en eau, soit combustibles et contribuer alors à l'échauffement du sol, soit au contraire isolants (Gillon, 1990 ; Gomendy, 1992). D'une façon générale, on note une augmentation de matière organique du sol pour des feux de faible intensité qui permettent, après leur passage, l'incorporation de résidus végétaux partiellement brûlés ou l'accumulation de matériel carbonisé en surface du sol. Dans le cas de feux de forte intensité, une perte de matière organique du sol en surface par volatilisation et combustion directe est habituellement enregistrée (J.L. Rubio et al., 2000).

La matière organique présentée dans les couches superficielles du sol diminue après la première année de passage du feu et elle s'augmente progressivement les années suivantes jusqu'à son état initial. Cette augmentation est due notamment à la reprise de la végétation au cours du temps. Dans notre étude, à 3 ans de passage d'un feu intense, une diminution du taux de la matière organique a été remarquée à l'horizon 1 (0 à 5 cm). Alors qu'après 11 ans de passage du feu, on n'a observé aucune différence significative entre les teneurs en matière organique des parcelles brûlées et du témoin. Ceci pourrait indiquer la disparition des effets du feu sur la matière organique du sol. La faible teneur en matière organique des horizons situés en dessous de 5 cm de profondeur, liée à une histoire commune à toute la région marquée par les incendies récurrents, la surexploitation et l'érosion, contribue à leur faible différenciation (Vennetier, 2008).

Ces résultats sont en accord avec les données étudiées en Espagne publiées par J.L. Rubio en 2000, et qui confirme que la matière organique du sol peut retrouver son état initial dès la sixième année après le passage du feu.

Effets des facteurs mésologiques

Notre étude montre que la structure de la végétation au niveau de la forêt d'El Koursi est fortement liée à la pente et l'exposition. Pour la strate arborée, l'effet de la pente apparaît à 3 niveaux : la hauteur, le diamètre et la surface terrière. Ces derniers sont diminués en fonction de l'augmentation de la pente. Nos résultats rejoignent celle de Trichon (1996) concernant une étude sur la structure tridimensionnelle de la forêt où il a montré la pauvreté en arbres de gros diamètre sur les fortes pentes. Pour la strate buissonnante, le recouvrement et la hauteur diminuent aussi avec l'augmentation de la pente.

La pente influe sur l'humidité de la station par son rôle sur les modalités d'infiltration et de rétention de l'eau par le sol. Sur les terrains fortement inclinés, l'eau de précipitation ruisselle en surface ou migre obliquement à travers les horizons supérieurs pour venir s'accumuler au bas des pentes ou dans des dépressions (Lacoste et Salanon, 2000). Mais il faut tenir compte que le ruissellement provoque l'érosion du sol en fonction de l'inclinaison de la surface. Dans ce cas la végétation joue un rôle important dans le maintien du sol par son feuillage et ses racines parce que le feuillage forme d'abord un obstacle contre les précipitations orageuses pour diminuer leur énergie d'incidence, ensuite elle permet l'infiltration de l'eau doucement. Les racines retiennent le sol et empêchent des pertes massives par l'action de l'eau. En effet après l'incendie le milieu devient ouvert et l'érosion va augmenter par le fort ruissellement qui va diminuer la stabilité des pentes et provoque les pertes de sol. Ces derniers 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 (Jim Ritter, 2012). En effet, le sol sera pauvre et ne favorise pas la régénération au plus tard.

D'autre part, nos résultats montrent que l'exposition nord est la plus favorable pour la croissance du chêne liège et les buissons. Elle s'expliquerait entre autre par l'abondance relative des pluies et les températures relativement moins stressantes par rapport au versant sud. Globalement selon les études de Spittlehous et Stathers (1990), le facteur d'orientation agit sur le comportement des peuplements végétaux par le biais des composantes climatiques (précipitation et température)

Teneur en eau des végétaux

La teneur en eau des feuillages des végétaux vivants varie tout au long de l'année. Le but de notre étude est de savoir le niveau de stress hydrique des plantes. Les modifications des réflectances semblent liées aux changements très rapides des éléments chimiques constitutifs des feuilles, par exemple les sucres solubles à forte mobilité. Notre résultats qui concernent six principales espèces de la strate arbustive au cours de la période de danger d'éclosion et de propagation des incendies ;Chêne liège (*Quercus suber*), Calycotome (*Calycotome sp*), Bruyère arborescente (*Erica arborea*), Ciste à feuille de sauge (*Cistus salviaefolius*), Phyllaire (*Phillyrea sp*), Lentisque (*Pistacia lentiscus*) ;montre que les calycotomes, les cistes et les bruyères présentent des variations de la teneur en eau les plus basses en fonction de la température de l'air. Ces résultats sont semblables à une étude réalisée dans les alpes maritimes en 2003 par Claude Moro et les études de Valette en 1990 concernant l'inflammabilité des espèces forestières méditerranéennes qui indique que , l'absence de précipitations durant des périodes supérieures à deux mois, la température de l'air, supérieure à 35°C sous abri et à 45°C en plein découvert à ras du sol, et l'humidité atmosphérique, inférieure à 30 %, modifient non seulement l'état hydrique des végétaux morts et de leurs

débris (feuilles ou aiguilles, brindilles, morceaux d'écorce), mais également celui des végétaux vivants. Dans notre étude, on a remarqué aussi que le chêne liège et le lentisque résistent bien aux changements de la température, cette résistance est liée notamment à leur physiologie et leur adaptation aux changements climatiques aux cours des années. Divers auteurs, dont S. Layec (1989), ont montré que la teneur en eau du combustible forestier mort suit celle de l'air avec d'autant moins d'inertie que les débris végétaux sont fins et divisés. Par contre, les végétaux vivants, herbacés ou ligneux, mettent en œuvre des régulations physiologiques différenciées pour éviter la sécheresse. Pour le chêne liège, son écorce joue un rôle principal dans la résistance de l'espèce parce qu'il est caractérisé par une isolation thermique, c'est-à-dire elle ne conduit pas la chaleur.

Conclusion

CONCLUSION

Cette étude a été conduite dans le Nord-Est Algérien, plus précisément au niveau des subéraies du parc national d'El Kala. Elle a porté sur l'étude de la résilience des écosystèmes forestiers après les incendies et de connaître l'état actuelle de notre forêt.

Pour savoir les effets de cette perturbation et leurs conséquences sur les subéraies, nous avons caractérisé la structure de la végétation au niveau des strates herbacée, buissonnante et arborée dans des milieux incendiés à différentes périodes. Ensuite, nous avons déterminé les facteurs mésologiques permettant d'améliorer la résilience de l'habitat forestier. Enfin, on détermine la teneur en eau de six espèces végétales la plus abondante dans la zone étudiée.

Les incendies constituent des perturbations majeures des écosystèmes méditerranéens (Leone et Lovreglio, 2004). De ce fait, leur rôle fonctionnel dans la dynamique de la végétation varie avec leur intensité et leur fréquence. Selon les études de Vennetier (2009), Après le passage d'un incendie, la plupart des paramètres physico-chimiques des sols forestiers retrouvent quantitativement leur niveau initial en 15 à 25 ans. Mais il faut attendre 50 ans pour observer une résilience globale et qualitative de l'écosystème. En effet la régénération n'est plus affectée par un ou deux feux supplémentaires en 50 ans. Mais un quatrième feu sur cette période peut être fatal, ou deux incendies très rapprochés dans le temps (à moins de 10 ans d'intervalle).

Des indications sur la résilience des subéraies étudiées sont données par l'observation du retour des différents attributs vitaux vers des taux similaires à ceux observés dans la végétation non-incendiée. Au terme de ce travail, nous avons conclu, au vu des résultats présentés, que la dynamique de la subéraie d'El Kala montre qu'il n'y a pas un changement profond dans la structure de la végétation sauf si l'écosystème a subi plus de 2 feux en 30 ans et les résultats montrent que la dynamique de reconstitution de l'écosystème est sérieusement entravée. Les résultats obtenus révèlent d'abord un ralentissement significatif de la croissance des arbres dans les parcelles incendiées. Le site incendié une seule fois présente une densité, une hauteur et un diamètre les plus importants alors que le site incendié 3 fois présente des valeurs les plus basses. Assez rapidement après un incendie, la végétation réapparaît et recouvre la surface du sol. Cette importance est liée essentiellement à la notion de la succession écologique secondaire qui correspond à un processus de reconstitution d'une biocénose préexistante après sa destruction totale ou partielle, donc à partir d'un stade quelconque de la dynamique supposée naturelle, mais sur un sol déjà constitué. Quelquefois, durant le premier mois après le feu, commencent à apparaître les premiers rejets ; puis, progressivement, la végétation devient de plus en plus dense et de plus en plus complexe, entraînant une multiplicité des strates. Pour les buissons, à partir du passage de 3 feux sur une courte période, le changement apparaît au niveau de la composition des espèces ainsi que l'occupation du sol. Une accumulation importante de deux combustibles (*Erica arborea* et *Calicotome villosa*) a été marquée et caractérisée par des hautes inflammabilités menaçant le peuplement de la subéraie lors de retour d'un nouvel feu.

D'autre part, Les conséquences de la répétition du feu apparaissent d'abord au niveau du sol, qui est exposé à la combustion et à l'érosion. Dans notre étude, à 3 ans de passage d'un feu intense, une diminution du taux de la matière organique a été marquée à l'horizon 1 (0 à 5 cm). Alors qu'après 11 ans de passage du feu, on n'a observé aucune différence significative entre les teneurs en matière organique des parcelles brûlées et du témoin. Ceci pourrait indiquer la disparition des effets du feu sur la matière organique du sol. Après le passage d'un incendie, la matière organique du sol, présentée dans les premiers centimètres, sera brûlée ce qui va réduire les activités des communautés bactériennes et de la faune du sol, éléments essentiels du processus de régénération. Et si on ajoute l'effet de l'érosion, le sol sera pauvre et ne favorise pas la régénération au plus tard.

Pour cela, la végétation joue un rôle important dans le maintien du sol par son feuillage et ses racines parce que le feuillage forme d'abord un obstacle contre les précipitations orageuses pour diminuer leur énergie d'incidence, ensuite elle permet l'infiltration de l'eau doucement. Dans notre étude les pentes fortes sont les plus menacées d'un changement de la structure des végétaux à cause de l'érosion résultant de fort ruissellement.

La teneur en eau des feuillages des végétaux vivants évolue tout au long de l'année. La décomposition thermique de la matière végétale s'amorce lorsque la matière végétale est exposée à la chaleur. Notre étude est destinée à fournir des indications sur l'évolution de la teneur en eau de six principales espèces de la strate arbustive au cours de la période de danger d'éclosion et de propagation des incendies. Chêne liège (*Quercus suber*), Calycotome (*Calycotome sp*), Bruyère arborescente (*Erica arborea*), Ciste à feuille de sauge (*Cistus salviaefolius*), Phyllaire (*Phillyrea sp*), Lentisque (*Pistacia lentiscus*) Les résultats obtenus montre que les calycotomes, les lentisques et les bruyères présentent des variations de la teneur en eau les plus basses en fonction de la température et de l'humidité de l'air. En effet, ces espèces vont exposer les subéraies à des nouveaux incendies.

La végétation méditerranéenne actuelle est ainsi largement la fille du feu. Dès la Préhistoire, le feu a constitué un moyen efficace d'aménagement des forêts par les paysans du Néolithique (Arnould, 2002). Ainsi La forêt méditerranéenne n'est certainement pas fragile, comme on peut le lire encore trop souvent. Elle possède au contraire une surprenante vigueur si l'on songe aux nombreuses contraintes auxquelles elle doit faire face : la sécheresse estivale, les coups de froid ou de chaleur, et bien entendu le feu. Les végétaux méditerranéens sont bien adaptés au retour périodique des incendies. Leur aptitude innée à la reconquête permet aux plantes de la Méditerranée de resurgir des sols calcinés dès la première ou la seconde année après le passage d'un feu (Clément, 2005).

D'autre part, le changement climatique menace clairement l'équilibre établi entre le feu et les écosystèmes méditerranéens, feux et sécheresses répétées accroissant mutuellement leurs effets respectifs: cette interaction fait disparaître certaines espèces végétales et animales considérées comme des espèces clefs du fonctionnement de l'écosystème, et rend les communautés microbiennes moins résistantes et moins résilientes à une perturbation supplémentaire (Vennetier, 2009). Dans notre étude, la capacité de la résilience des subéraies

d'El Kala est diminuée en fonction de l'augmentation du nombre des feux (sur une courte période plus de 3 feux en 30 ans). Où la transformation des subéraies en maquis et garrigues en est la conséquence la plus probable, ainsi que la dégradation des sols.

Pour cette raison, des stratégies de prévention des incendies sont indispensables pour protéger notre subéraie et les principales actions à entreprendre sont les suivantes :

La nécessité de la recherche scientifique : en Algérie, selon Meddour Sahar (2014), le manque de connaissances scientifiques appliquées à la lutte, la mauvaise répartition des compétences et responsabilités des différents acteurs concernés et le manque de formation ou la formation inadaptée du personnel sur la gestion des feux de végétation sont les principaux problèmes de la gestion forestière. De cet effet, Avant de créer des stratégies de prévention, il faut renforcer les capacités humaines nécessaires à la réduction des risques d'incendies et former des spécialistes dans ce domaine qui suivent les recherches scientifiques nationales et mondiales.

Chercher les causes : l'analyse des causes permet de construire les meilleurs plans de prévention des incendies. En Algérie, l'absence d'un programme institutionnalisé d'enquêtes sur les causes des incendies réduit l'efficacité potentielle des programmes de prévention, par manque d'actions ciblées sur les groupes humains (Meddour-Sahar et al., 2013). Cette absence est en contraste avec l'orientation générale des institutions qui mettent en évidence l'importance d'une telle analyse (FAO-UNESCO, 1987 ; FAO, 2000)

Installation des pare-feu : c'est une bande de terrain, relativement étroite (4 à 10 m), débarrassée de toute végétation et on peut les créer dans les versants et les crêtes où la régénération est très faible. Le but des pare-feu est de créer une discontinuité dans le peuplement forestier afin de réduire l'intensité du feu et de le combattre efficacement dans des points précis.

Maintient de la régénération naturelle : la grande menace qui influe sur les formations végétales de la région est l'action du pâturage extensif et non contrôlé qui va réduire leur capacité de régénération. D'après Lehouérou (1980), Le pâturage est une activité normale en subéraie, parfois souhaitée, car le bétail participe au contrôle de la prolifération des strates arbustives et herbacées, hautement inflammables. Mais, le broutage des plantules et de rejets de chêne liège, le bétail par le piétinement, favorise le tassement, le durcissement du sol ensuite la dégradation de la couche superficielle et la disparition ou la mutilation des semis (Djinnit, 1977). Pour cela il faut interdire cette action pour assurer le développement et la bonne reprise de la subéraie. D'autre part, c'est préféré de pratiquer le pâturage contrôlé qui permet à la fois de nettoyer les zone coupe-feu et d'intégrer les bergers dans l'économie forestière (Arfa, 2008).

Sylviculture préventive : il s'agit d'une approche préventive sur la gestion du combustible dans les zones les plus sensibles et la réduction substantielle de ces combustibles au niveau des paysages. En réduisant le risque d'inflammation des cimes et, pour cela le comportement potentiel des incendies, on rend plus facile les opérations d'extinction tout en

rendant les forêts et les paysages plus durables et avec une plus grande résilience. Au surcroît, la gestion du combustible est considérée comme la mesure préventive la plus importante afin que les forêts méditerranéennes soient capable de s'opposer au changement climatique (Rigolot, 2008 ; Kolstrom et al., 2011).

Protection contre l'érosion : il faut maîtriser les risques d'érosion avant la saison des pluies. Sur pente forte, la création de fascines est indispensable. Ces fascines, qui en outre permettent de piéger les graines, retiennent les éléments fins du sol en cas de précipitations importantes. Par exemple, mettre le bois brûlé le long des lignes de nivellement.

Ces actions en forêt ne doivent pas représenter un fait isolé, mais doivent être intégrés dans un plan global d'aménagement du territoire et des lignes directrices générales à tous les massifs (Meddour Sahar, 2014). Ainsi, la gestion durable des forêts est un élément important du développement durable et une responsabilité qui incombe au monde entier. C'est pourquoi il est impératif d'instaurer des plans de réhabilitation et de protection des subéraies pour maintenir notre richesse naturelle. Tout cela suppose une véritable révolution culturelle vis-à-vis d'une forêt méditerranéenne trop souvent victime d'images négatives (Clément, 2005).

Références bibliographiques

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **Amandier L., 2004.** Le comportement du Chêne-liège après l'incendie : conséquences sur la régénération naturelle des subéraies. Vivexpo 2004, Le chêne-liège face au feu [en ligne].
- [2] **Andreae M. O., 1991.** Biomass Burning: Its History, Use, and Distribution and Its Impact on Environmental Quality and Global Climate. J. S. Levine, Cambridge, MA, Ch. 1, pp. 1–21.
- [3] **Aouadi H., 1989.** La végétation de l'Algérie Nord-orientale: histoire des influences anthropiques et cartographie à 1/200 000. Thèse Sciences, Université Joseph Fourier, Grenoble I, 108 p.
- [4] **Arfa A., 2008.** Les incendies de forêt en Algérie : Stratégies de prévention et plans de gestion. Thèse Magister, UNIVERSITÉ MENTOURI CONSTANTINE ; 115p.
- [5] **Arianoutsou M., & Margaris N. S., 1981.** Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (East Mediterranean). I- Regeneration by seed germination. Biologie-Écologie méditerranéenne VIII (3-4): 119-128.
- [6] **Arianoutsou M., 1998.** Aspect of demography in post-fire Mediterranean plat communities of Greece. Pp. 273 – 295, In: P.W. RUNDEL, G. MONTENEGRO AND F. JAKSIC (eds). Landscape degradation in mediterranean-type ecosystems, Ecological studies 136. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- [7] **Arianoutsou M., 1999.** Effects of fire on vegetation demography. In: Proceedings of the International Symposium “Forest Fires: Needs and Innovations”, Athens, 18-19 November 1999. DELFI Concerted Action, CINAR-EC, DGXII: 265-273.
- [8] **Arianoutsou-Faraggitaki M., 1984.** Post-fire successional recovery of a phryganic (East Mediterranean) ecosystem. Acta Oecologica, vol 5 (19) n o 4: 387-394.
- [9] **Arnould P., 2002.** «Histoire et mémoire des aménagements forestiers». Ingénieries, n° sp., pp. 9 20.
- [10] **Barbero M., Bonin G., Loisel R., Miglioretti F., & Quézel P., 1987.** - Incidence of exogenous factors on the regeneration of *Pinus halepensis* after fire. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest Ecosystems. Ecologia Mediterranea, 13 : 51-56.
- [11] **Bekdouche F., 1997.** Evolution de la végétation et du sol superficiel d'une subéraie après feu : cas de la forêt de Mizrana (Tizi Ouzou). Thèse de Magister en Ecologie Végétale, Institut de biologie, U.M.T.O.82p.
- [12] **Bekdouche F., 2010.** Evolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord Algerien). Thèse de Doctorat d'Etat en sciences agronomiques, option : Ecologie forestière. Université Mouloud MAMMERI de Tizi-Ouzou, Algérie, 175p
- [13] **Bekdouche F., 1996.** L'évolution de la végétation et du sol superficiel d'une subéraie après feu cas de la forêt de Mizrana (Tizi-Ouzou). Thèse Magister, inst, sci, Nat.univ (Tizi-Ouzou) ; 90 p + annexe.
- [14] **Beltran S., 2004.** Recommandations sylvicoles pour les subéraies affectées par le feu. (*vivexpo: le chêne-liège face au feu*), 9 p
- [15] **Ben Jamaa M., Abdelmoula K., 2004.** Les feux de forêts dans la subéraie

- tunisienne. (*vivexpo: le chêne-liège face au feu*). 3-5.
- [16] **Benseghir L.A., Camus A., Haou S., Natividade J.V., 1998.** Note sur la subéraie dans le PNEK, 13 p.
 - [17] **Benyacoub S., 1993.** Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse de la région d'El-Kala (Nord-est écologie, cartographie). Thèse de doctorat, univ de Bourgogne, 273.
 - [18] **Bergaglio M., Talon B., & Médail F., 2006.** Histoire et dynamique des forêts de l'ubac du massif des Maures au cours des derniers 8000 ans. Forêt Méditerranéenne, t. XXVII, n°1, 3-16.
 - [19] **Bertrand R., 2007.** Etude de l'impact du régime d'incendie sur la végétation et le chêne-liège (*Quercus suber*) en Provence siliceuse: mortalité, capacité de régénération et morphologie. AgroParisTech, Nancy.).76p
 - [20] **Beverly J.L., Martell D. L., 2003.** Modeling "Pinus strobus" mortality following prescribed fire in Quetico Provincial Park, northwestern Ontario. Canadian Journal of Forest Research, 33(4), 740-751
 - [21] **Beverly J.L., Martell D. L., 2005.** Characterizing extreme dry-spell and forest fire weather events in the Boreal Shield ecozone of Ontario, Agricultural and Forest Meteorology, 133 (1-4), 5-16.
 - [22] **BOEHLING N., GEROLD G., 1995:** Post-fire regeneration patterns and variations of soil properties in mediterranean phrygana-areas of Naxos/Greece.- Geoökodynamik XVI, 3/4, 333-345
 - [23] **Bonnet V., Tatoni Th., 2003.** Analyse spatiale et fonctionnelle de la réponse de la végétation après incendie en basse Provence calcaire. Forêt méditerranéenne, t. XXIV, n o 4 : 385-401.Boudy, 1948).
 - [24] **Bougherara A., 2010,** Identification et suivi des paysages et de leur biodiversité dans la Wilaya d'El Tarf (Algérie) à partir des images Landsat, Spot et Aster. Revue Télédétection, 9, 225-243.
 - [25] **Boulahbal R., 2012.** La prédation sur les populations de *Cyanistes caeruleus* ultramarinus (Paridae, Aves) dans les forêts du nord-est algérien : identité et impact des prédateurs durant la période de reproduction. Thèse doctorat es sciences en biologie animale. Université Annaba, 139p.
 - [26] **Brahmia Z., Dziri H., Benyacoub S., Chabi Y., 2002.** Biology of shrike (*Lanus senator*) in north east of Algeria. *Rev. Ecol. (Terre & Vie)*, **62**: 128-134.
 - [27] **Braun-Blanquet J., 1952.** Les groupements végétaux de la France méditerranéenne. C.N.R.S. Service de la carte des groupements végétaux. Macabet imp. Vaison la Romaine.Vaucluse.
 - [28]
 - [29] **Calvo L., Tarrega R., Luis E., 1992.** Use of multivariant analysis to detect post-fire main changes in plant composition in forest of *Quercus pyrenaica* in Leon Province (NW. Spain). In L. Trabaud & R. Prodon (eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems* Brussels-Luxenburg, ECSC-EEC-EAEC, p. 55-68.
 - [30] **Calvo L., Tarrega R., Luis E., 1999.** Post fire succession in two *Quercus pyrenaica* communities with different disturbance histories. *Ann. For. Sci.*, 56: 441-447.
 - [31] **Carmona-Moreno C., Belward A., Malingreau J.-P., Hartley A., Garcia-Alegre M., Antonovskiy M., Buchshtaber V., Pivovarov V., 2005.** Characterizing

- interannual variations in global fire calendar using data from Earth observing satellites. *Global Change Biol.* 11, 1537–1555.
- [32] **Catry F.X., Moreira F., Pausas J.G., Fernandes P.M., Rego F., Cardillo E., et Curt T., 2012.** Cork Oak Vulnerability to Fire: The Role of Bark Harvesting, Tree Characteristics and Abiotic Factors. *PLoS ONE* 7(6): e39810.
 - [33] **Chabi Y., 1998.** Etude des paramètres de reproduction des mésanges dans le Nord-Est algérien. Thèse. Doct. Univ. Annaba. 162p. Charco, 1999 in Pausas, 2009).
 - [34] **Chessel D., Debouzie D., 1983.** Analyse des correspondances et écologie : causes et conséquences du succès. Actes du 12e Colloque des « Méthodes Mathématiques Appliquées à la Géographie », Besançon, 117-137.
 - [35] **Claude M., 2004.** Etat de la végétation : l'été 2003 a-t-il été exceptionnel ?. forêt méditerranéenne t. XXV(4) : 269-274.
 - [36] **Clément V., 2005.** Les feux de forêt en Méditerranée : Un faux procès contre Nature. *EG*, 4 : 289- 304.
 - [37] **Cumming G.S., Barnes Perz S., Schmink M., Sieving K.E., Southworth J., Binford M., Holt R.D., Stickler C., Van Holt T., 2005.** An exploratory framework for the empirical measurement of resilience. *Ecosystems* 8 (8), 975–987.
 - [38] **Curt T., Adra W., et Borgniet L., 2009.** Fire-driven oak regeneration in French Mediterranean ecosystems. *For. Ecol. Manag.* 258(9) :2127-2135.
 - [39] **Curt T., Schaffhauser A., Borgniet L., Dumas C., Estève R., Ganteaume A., Jappiot M., Martin W., N'Diaye A., et Poilvet B., 2011.** Litter flammability in oak woodlands and shrublands of southeastern France: implications for forest and landscape management. *For. Ecol. Manag.* 261(12): 2214–2222.
 - [40] **Daget P., 1977.** Le bioclimat méditerranéen : analyse des formes climatiques par le système d'Emberger. *Vegetation*, 34 : 87-103.
 - [41] **Daget Ph., Godron M., 1995.** Pastoralisme : Troupeaux, espaces et sociétés. HATIER, AUPELF, UREF, Universités francophones, 510p.
 - [42] **Daget Ph., Poissonet J., 1971.** Méthode d'analyse de la végétation des pâturages. Critères d'application. *Ann. Agron.*, 22, pp: 4-41.
 - [43] **Dagnelie P., 1960.** Contribution à l'étude des communautés végétales par l'analyse factorielle. *Bull. Serv. Carte Phytogéogr.*, série B., 5 (1), 7-71 et (2), 93-195.
 - [44] **Dagnelie P., 1977.** Factor analysis. In: R.H. Whittaker (ed.), *Handbook of vegetation science. Part V: Ordination and classification of communities.* W. Junk, The Hague, 1-25.
 - [45] **De Belair G., 1990.** Structure, fonctionnement et perspective de gestion de quatre écosystèmes lacustres et marécageux (El Kala, Est algérien). Thèse Doctorat : Université Montpellier 2. 193 p.
 - [46] **De Lillis M., & Testi A., 1990.** Post-fire dynamics in a disturbed mediterranean community in central Italy. In J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (eds), *Fire in Ecosystems Dynamics.* The Hague, SPB Academic Publishing, p. 53-62.
 - [47] **De Luis M., Raventos J., Wiegand T., & Gonzalez-Hidalgo J.C., 2008a.** Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Ecography*, 31:620 – 629.
 - [48] **Delabre P., Valette J.C., 1974.** Inflammabilité et combustibilité de la végétation

- forestière méditerranéenne. *Rev. Frest. Franç.*, 171-177.
- [49] **Delpech R., 2006.** La phytosociologie. http://www.tela-botanica.org/page:menu_407
 - [50] **Díaz-Delgado R., Lloret F., Pons X., et Terradas J. 2002.** Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology*. **83**(8): 2293–2303.
 - [51] **Dimitrakopoulos A.P., Mitsopoulos I.D., 2006.** Global forest resources assessment 2005. Report on fires in the Mediterranean Region. Working paper FM/8/E, Forestry Department, FAO. Rome, 43 p.
 - [52] **Djinnit S., 1977 :** étude des facteurs limitant la régénération naturelle par semi du *Quercus suber* dans la forêt domaniale de Guerrouch, thèse d'inf. INA. El Harrach 80 p.
 - [53] **Dubois C., 1990.** Comportement du chêne-liège après incendie. Mémoire de 3ème année ENITEF, 97p
 - [54] **Dufrêne M., 1998.** Cours de Phytosociologie. Partie « analyse de données ». version β. 1 – 1/12/98. Adresse : <http://www.biol.ucl.ac.be/ecol/cours/phytosocio/home.html>
 - [55] **Dufrêne M., 2003.** Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques. version du 11/05/03. Adresse : <http://biodiversite.wallonie.be/outils/methodo/home.html>
 - [56] **Duguy B., et Vallejo R. 2008.** Land-use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain. *J. Veg. Sci.* **19**(1): 97–108.
 - [57] **Dwyer E., Pinnock S., Grégoire J.-M., 2000.** Global spatial and temporal distribution of vegetation fire as determined from satellite observations. *Int. J. Remote. Sens.* **21**, 1289–1302.
 - [58] **Egler F.E. 1954.** Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio*. **4**(6): 412–418.
 - [59] **Emberger L., 1930.** La végétation de la région méditerranéenne : essai d'une classification des groupements végétaux. *Rev. Gen. Bot.* **42** : 641-662, 705-721.
 - [60] **Emberger L., 1955.** Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trav. Lab. Bot. Geo. Zool.* **7** : 1-43.
 - [61] **Escarre J., 1979.** Etude de successions post-culturelles dans les Hautes Garrigues du Montpellicien, these de 3ème cycle, U.S.T.L., Montpellier, 171 p.
 - [62] **Escarre J., Houssard C., Debussche M. and Lepart J., 1983.** Evolution de la végétation et du sol après abandon culturel et région méditerranéenne: étude de succession dans les garrigues du Montpellicien (France). *Acta Oecologica, Oecol. Plant.* **4**: 221-239.
 - [63] **Espirito-Santo M.D., Rego F., & Costa J.C., 1992.** Vegetation dynamics in the Serra dos Candeeiros (Central Portugal). In L. Trabaud & R. Prodon (eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems* Brussels-Luxemburg, ECSC-EEC-EAEC, p. 29-46.
 - [64] **Esposito A., Mazzoleni S., & Strumia S., 1999.** Post-fire Bryophyte dynamics in Mediterranean vegetation. *Journal of Vegetation Science*, **10**: 261-268. Et-Tobi (1998),
 - [65] **etation fire emissions and their impact on air pollution and climate. *Atm. Env.* **43**, 107–116.**
 - [66] **Eugenio M., Verkaik I., Lloret F., et Espelta J.M. 2006.** Recruitment and growth

- decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfires in Catalonia (NE Iberian Peninsula). *For. Ecol. Manag.* **231**(1–3): 47–54.
- [67] **Farsi B., 1996.** Contribution à l'étude de l'évolution floristique et structurale d'une forêt de chêne liège incendiée (Region d'el kala). Thèse. Ing. Agro. INA. El Harrach, Alger, 62p.
- [68] **Faure M., 1987.** Les incendies de forêt dans l'histoire quelques leçons du passé. forêt méditerranéenne, t. IX, no 2, :189-194.
- [69] **Forgeard F., Tallue B., 1986.** La recolonisation végétale dans une lande incendiée : étude de l'évolution de la structure de la végétation. *Acta Oecol.-Oec. Plant.* , 7(21) :15 – 30.
- [70] France
- [71] **Lacoste A., Salanon R., 1999.** Eléments de biogéographie et d'écologie. 2^eédition, 111 p, 207 p
- [72] **Gill A.M., 1979.** Fire and the Australian landscape. *Landscape Planning.* **6**: 343-357.
- [73] **Gillet F., 2000.** La Phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique. Université de Neuchâtel, Institut de Botanique. Doc. Labo. Ecol. Vég., 1, 68 p.
- [74] **Gillet F., Foucault B., (de) & Julve Ph., 1991.** La phytosociologie synusiale intégrée : objets et concepts. *Candollea*, 46, 315-340.
- [75] **Gillon D., 1990.** « Les effets des feux sur la richesse en éléments minéraux et sur l'activité biologique des sols ». *Revue Forestière Française* n° spécial « Espaces forestiers et incendies », p. 295-302.
- [76] **Godron M., Daget P.H., Long G., Sauvage C.H., Emberger L., Le Floch E., Poissonet J., Wacquand J., 1968.** Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu. CNRS, Paris, 291 p.
- [77] **Gomendy V., 1992.** *Transferts thermiques et modifications physico-chimiques dans les horizons supérieurs du sol lors du passage du feu* (Mémoire, Université Henri Poincaré (Nancy 1), FRA, Centre National de la Recherche Scientifique, Montpellier, FRA).
- [78] **Gounot M., 1969.** Méthodes d'étude quantitatives de la végétation. Masson, Paris : 314 p.
- [79] **Grandjouan G., 1996.** Transposition géométrique ou simulation probabiliste ? Choix d'un modèle statistique des relations écologiques en milieu naturel. In : Actes des journées du programme environnement, vie et sociétés, « Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement », CNRS, 71-76.
- [80] **Guinochet M., 1973.** La phytosociologie. Collection d'écologie I. Masson éd., Paris, 227 p.
- [81] **Hadjadji S., 1995.** Contribution à l'étude de la dynamique post incendie d'une forêt de chêne liège (El-Kala). men. Thèse ing. Agro. INA. Alger, 89 p.
- [82] **Haou S., 1999.** Dynamique de la végétation des subéraies après incendie dans la région d'El- Kala. Thèse Ing I.S.N. Annaba. 37 p
- [83] **Harris T.M., 1958.** Forest fire in the Mesozoic. *J. Ecol.* **46** : 447–453.
- [84] **Hély C., Flabbigan M., Bergeron Y. (2003).** Modeling tree mortality following wildfire in the southeastern Canadian mixed-wood boreal forest. *For. Sci.* **49**, pp. 566-576. ;

- [85] **Holling C. S., 1973.** Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **4**: 1-23
- [86] **Jim Ritter., 2012.** L'érosion du sol – Causes et effets.
<http://www.omafr.gov.on.ca/french/engineer/facts/12-054.htm#3>
- [87] **Valette J.C., 1990.** Inflammabilité des espèces forestières méditerranéennes, conséquences sur la combustibilité des formations forestières, *Rev. For. Fr.* XLII – n° sp, pp : 76 – 92, 1990.
- [88] **James S.R., 1989.** Hominid use of fire in the lower and middle Pleistocene: A review of the evidence. *Current Anthropology* 30:1-26.
- [89] **Johnson P.S., Shifley S.R., et Rogers R. 2009.** The ecology and silviculture of oaks, 2nd Edition. Wallingford, UK. CABI Publishing International.
- [90] **Joleaud L., 1936.** Etude géologique de la région de la Calle. Imprimerie la Typo - Litho et J. Carbonel, Alger, in 8°, 182 p.
- [91] **Kaci N., 1989.** Contribution à l'étude de la végétation naturelle du pin d'Alep (*Pinus halepensis*. MILL) et dynamique de la végétation après incendie dans la forêt de l'oued Sahel (Sud Djurdjura). Thèse ing. Inst.Agro-univ. Tizi-Ouzou, 104 p.
- [92] **KEELY J.E., 2009.** – Fire intensity, fire severity and burn severity : a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire*, 18: 116 – 126.
- [93] **Khelifi H., 1987.** Contribution à l'étude phyto-écologique et phytosociologique de la formation de chêne liège dans le Nord-Est Algérien. Diplôme de magister en science de la nature U.S.T.H.B Alger, 151 p.
- [94] **Kolstrom M., Lindner M., Vilen T., Maroschek M., Seidl R., Lexer M.J., Netherer S., Kremer A., Delzon S., Barbati A., Marchetti M., Corona P., 2011.** Reviewing the science and implementation of climate change adaptation measures in European forestry. *Forests* (2011), 2: 961–982.
- [95] **Komarek E.V., 1973.** Ancient fires. *Proceedings of the Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference* vol. 12, 219–240
- [96] **Kuhnholz-Lordat G., 1938.** La terre incendiée. Maison Carrière, Nîmes,
- [97] **Lacoste A., & Salanon R., 1999.** *Eléments de biogéographie et d'écologie*. 2^{ème} édition Nathan, 318p
- [98] **Langmann B., Duncan B., Textor C., Trentmann J., van der Werf G. R., 2009.** Vegetation fire emissions and their impact on air pollution and climate. *Atmospheric Environment*, 43, 107-116. 10.1016/j.atmosenv.2008.09.047
- [99] **Lehouérou H.N., 1980.** L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne*, **2** : 31-44.
- [100] **Leone V., Lovreglio R., 2004.** Conservation of Mediterranean pine woodlands: scenarios and legislative tools, *Plant Ecol.* **171** (2004), pp. 221–235.
- [101] **Leone V., Lovreglio R., Martín M. P., Martínez J., Vilar, L., 2009.** Human Factors of Fire Occurrence in the Mediterranean. E. Chuvieco, Berlin Heidelberg, Ch. 11, pp.149–170.
- [102] **Lepart J., Escarré J., 1983.** La Succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. — *Bulletin d'Écologie*, n° 14, pp. 133-178.;
- [103] **Lincoln R., Boxshall G., & Clark, P., 1998.** *A dictionary of ecology, evolution and*

systematics (2nd ed.). Cambridge: Cambridge University of Press.

- [104] **Long G., 1974.** Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. I : Principes généraux et méthodes. Masson, Paris ; 1 vol. 252p.
- [105] **Lounis N., 1998.** Impact de l'incendie sur la végétation et sur les caractéristiques de la couche superficielle du sol au niveau des formations à *quercus suber* L. (cas de la forêt de Mizrana_tizi_Ouzou). Thèse de Magister, institut d'Agronomie, U.M.M.T.O.85p.
- [106] **Luis-Calabuig E., & Tarrega R., 1992.** Studies on post fire regeneration in *Quercus pyrenaica* ecosystems in Leon Province (NW. Spain). In L. Trabaud & R. Prodon (eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems* Brussels-Luxenburg, ECSC-EEC-EAEC, p. 69-86.
- [107] **M.J. Baeza, A. Valdecantos, J.A. Alloza, R. Vallejo., 2007,** Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests, *Journal of Vegetation Science* 18 243–252.
- [108] **Madoui A., 2002.** Les incendies de forêt en Algérie. Historique, bilan et analyse. *Forêt méditerranéenne*. **23**(1): 23-30.
- [109] **Margaris N. S., 1976.** Structure and dynamics in a phrygane (East Mediterranean) ecosystem. *Journal of Biogeography*, 3: 249-259. ;
- [110] **Marre A., 1987.** Etude géomorphologique du Tell oriental algérien de Collo à la frontière tunisienne. Thèse Doctorat Université d'Aix-Marseille, 559 p + cartes.
- [111] **Mazzoleni S., & Pizzolongo P., 1990.** Post-fire regeneration patterns of mediterranean shrubs in the Campania region, southern Italy. In J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (eds), *Fire in Ecosystems Dynamics*. The Hague, SPB Academic Publishing, p. 43-51.
- [112] **McHugh C.V., et Kolb T.E., 2003.** Ponderosa pine mortality following fire in northern Arizona. *Int. J. Wildl. Fire* 12, pp. 7-22. *
- [113] **Meddour O., Meddour R., & Derridj A., 2008.** – Analyse des feux de forêts en Algérie sur le temps long (1876 – 2007). Note d'analyse du CIHEAM, n°3, 11 p.
- [114] **Meddour R., 1992.** Régénération naturelle de *cedrus atlantica* et de divers pins après incendies dans l'arboretum de Meurdja (Algérie) forêt méditerranéenne **III (4) : 275 – 287.**
- [115] **Meddour-Sahar O., 2008-** Contribution à l'étude des feux de forêts en Algérie : approche statistique exploratoire et socio-économique dans la wilaya de Tizi Ouzou. Thèse de Magister, Ina El Harrach, 275 p.
- [116] **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 Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, 256 p., [En ligne] URL :http://www.ummtto.dz/IMG/pdf/Meddour-Sahar_Ouahiba.pdf
- [117] **Meddour-Sahar O., et Derridj A. 2012.** Bilan des feux de forêts en Algérie : analyse spatio-temporelle et cartographie du risque (période 1985-2010). *Sécheresse*. **23**(2): 133-141.
- [118] **Meddour-Sahar O., Meddour R., Leone V., Lovreglio R., Derridj A., 2013 a,**

- Analysis of forest fires causes and their motivations in North Algeria : the Delphi method, *iForest -Biogeosciences and Forestry*, 26, pp. 247-254, DOI: 10.3832/for0098-006
- [119] **Millennium Ecosystem Assessment. 2005.** Ecosystems and human well-being: synthesis [en ligne]. Island Press, Washington. Disponible à <http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf>
 - [120] **Millin, A.L.** << Voyage dans les départements du Midi de la France >> - 1 807.
 - [121] **Missouni A., Mederbal K., et Benabdelli K., 2002.** Apport des systèmes d'information géographiques dans la prévention et la lutte contre les incendies de forêts : Exemple de la forêt de Kounteidat, Algérie. *Forêt méditerranéenne*. **23**(1): 11-22.
 - [122] **Mol T., Küçükosmanoglu A., et Bilgili E., 1997.** Forest fires in a global environment and changing attitudes toward fire. XI World Forestry Congress, 13-22 October, 1997, Antalya, Turkey. Myers et al. 2000;
 - [123] **Natividade J.V., 1956.** Subériculture. Ed. française de l'ouvrage portugais Subericultura. Nancy : Ecole Nationale des Eaux et Forêts, 303 p.
 - [124] **Naveh Z., 1975.** The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*. **29**(3):199–208.
 - [125] **Naveh Z., 1994.** The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. In: Moreno, J.M., Oechel, W.C. (Eds.), *The role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystem*, Vol. 107. Berlin, Springer-Verlag.
 - [126] **Olson D.M., Dinerstein E., 2002.** « The Global 200 : Priority Ecoregions for Global Conservation », *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 2, pp. 199-224.
 - [127] **Ordóñez J.L., Retana J., Espelta J.M., 2005.** Effects of tree size, crown damage, and tree location on post-fire survival and cone production of *Pinus nigra* trees. *For. Ecol. Manage.* 206, pp. 109-117.
 - [128] **Ouelmouhoub S., 2003.** Contribution à l'étude des subéraies de la région d'El Kala : dynamique post incendie des successions végétales et leur biodiversité. Thèse Magister INA Alger, 88 p. + annexes.
 - [129] **Ouelmouhoub S., 2005.** Gestion multi-usage et conservation du patrimoine forestier : cas des subéraies du parc national d'El Kala (Algérie). Montpellier, CIHEAM-IAMM, série «Master et Science » **78** : 129 p.
 - [130] **Ouelmouhoub S., Laboudi B., 1999.** Etude synchroniques et diachroniques d'une subéraie incendie dans la région d'El Kala. Thèse ing. Agr. INA. Alger, 86 p + annexe.
 - [131] **Ouelmouhoub, S., et Benhouhou, S. 2007.** Evolution floristique des des suberaies incendiees dans la region d'El Kala. *Ecologia mediterranea*. **33**: 85–94.
 - [132] **Pausas J G., 1997.** Resprouting of *Quercus suber* in North East Spain after fire. *Journal of Vegetation Science*, **8** : 703-706.
 - [133] **Pausas J. G., Llovet J., Rodrigo A. & Vallejo V.R., 2008.** – Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? –Areview. In: J. Wildland Fires, 17: 713 – 723.
 - [134] **Pausas J.G., 2004.** La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. In: Vallejo, R. (ed.). *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. CEAM,

València.

- [135] **Pausas J.G., Carbo E., Caturla R.N., Gil J.M., Vallejo R., 1999.** Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica*. **20**(5): 499–508.
- [136] **Pausas J.G., Ribeiro E., Dias S.G., Pons J., et Beseler C., 2006.** Regeneration of a marginal *Quercus suber* forest in the eastern Iberian Peninsula. *Journal of Vegetation Science*. **17**(6): 729-738.
- [137] **Peyre S., 2004.** Le chêne-liège des Pyrénées-Orientales face au feu. Site : www.institutduliege.com/colloque2004/Serge_Peyre.pdf -
- [138] **Pimm S. L., 1991.** *The balance of nature?* University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- [139] **Prodon R., 1988.** Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendie dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses. Thèse d'état des sciences naturelles de Paris VI.
- [140] **Pyne S. J., Andrews P. L., Laven R. D., 1949.** Introduction to wildland fire. John Wiley & Sons.
- [141] **Quezel., 1976.** Les forêts du pourtour méditerranéen. Pp. 9-33 In: Note Techn. M.A.B., 2, UNESCO, Forêts et maquis méditerranéens: écologie, conservation et aménagements. - Paris.
- [142] **Pyne S. J., Goldammer J. G., 1997.** The Culture of Fire: An Introduction to Anthropogenic Fire History. In: Clark, J. S., Cachier, H., Goldammer, J. G., Stocks, B. (Eds.), *Sediment Records of Biomass Burning and Global Change*. Vol. 151 of NATO ASI Series. Springer-Verlag.
- [143] **Rameau J.-C., 1995.** *Typologie et cartographie des milieux naturels en vue de leur gestion*, Colloque Nancy.
- [144] **Rezzik M., 1998.** Projet plan de gestion du PNEK et des complexes des zones humides, projet GEF/Panque mondiale, F3 : le liège 54 p.
- [145] **Rigolot E., 2004.** Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. And *Pinus pinea* L. *Pant Ecol*. **171**, pp. 139-151.
- [146] **RIGOLOT E., 2008.** Impact du changements climatique sur les feux de forêt. Forêt méditerranéenne. Tome XXIX, n°2. Juin 2008.
- [147] **Rubio J.L., Gimeno-Garcia E., Andreu V., 2000,** Effet des feux de forêts sur la matière organique des sols, pp72-79, www.beep.ird.fr.
- [148] **Russell-Smith J., Yates C.P., Brock C., et Westcott V.C., 2010.** Fire regimes and interval-sensitive vegetation in semiarid Gregory National Park, northern Australia. *Aust. J. Bot.* **58**(4): 300–317.
- [149] **Sauvage Ch., 1961.** Recherches géobotaniques sur le chêne liège au Maroc. *Trav. Inst. Sci. Chérifien Sér. Bot.* **21** : 1-426 p.
- [150] **Schaffhauser A., Curt T., et Tatoni T., 2011.** Fire-vegetation interplay in Mediterranean *Quercus suber* woodlands and maquis under recurrent fires. *For. Ecol. Manag.* **262**(5): 730-738. doi: 10.1016/j.foreco.2011.05.003.
- [151] **Schaffhauser A., Curt T., Vela E., et Tatoni T., 2012.** Fire recurrence effects on the abundance of plants grouped by traits in *Quercus suber* L. woodlands and maquisg. *For. Ecol. Manag.* **282**: 157-166.

- [152] **Schnitzler-Lenoble A., 2002.** Écologie des forêts naturelles d'Europe : biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires. London ; Paris ; New-York : Tec & Doc. XXIII-271 p. 577.3 SCH.
- [153] **Schüle W., 1990.** Landscapes and climate in prehistory: interactions of wildlife, man, and fire. In J.G. Goldammer (ed.), Fire in the Tropical Biota, pp. 273-318. Berlin: Springer Verlag.
- [154] **Silmi H., 1994.** Contribution à l'étude de la dynamique post incendie d'une forêt de chêne liège (*Quercus suber* L) dans la région d'El Kala. Mem.ing.INA Alger, 80 p.
- [155] **Silva JS., Catry FX., 2006.** Forest fires in cork oak (*Quercus suber* L.) stands in Portugal. International Journal of Environmental Studies 63 (3), 235-257.
- [156] **Spittlehouse D.L., and Stathers R.J., 1990.** Seedling microclimate. Forestry Canada and BC, Ministry of Forests, Victoria, BC. FRDA Rep. 65.
- [157] **Tavsanoglu et Gürkan., 2005.** Post-fire dynamics of *Cistus* spp. in a *Pinus brutia* forest Turkish Journal of Botany 29 (5), 337-343
- [158] **Thompson I., Mackey B., McNulty S., Mosseler A., 2009.** Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. Montréal. CBD Technical. n°43.
- [159] **Thompson J.D., Lavergne S., Affre L. Gaudeul M., & Debussche M., 2005.** Ecological differentiation of Mediterranean endemic plants. Taxon, 54: 967–976.
- [160] **Tlili N., 2003.** Etude synchronique de la dynamique post-incendie dans les subéraies de plaine du parc national d'el kala (wilaya d'el tarf), thèse ing.Agr, gestion des aires protégées, 14p.
- [161] **Tomas F., 1977.** Annaba et sa région, Thèse d'Etat, Université de Saint-Etienne, 720 p.
- [162] **Trabaud L., 1991.** Is fire an agent favoring plant invasions? In: Groves R.H. and di Castri F. eds, Biogeography of Mediterranean Invasions. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 179–189.
- [163] **Trabaud L., Galtie J.F., 1996.** Effets of fire frequency on plant communities and landscape 11 (4) : 215-224 p.
- [164] **Trabaud L., & Lepart J., 1980.** Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. Vegetatio, 43(1/2): 49-57.
- [165] **Trabaud L., 1987.** Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the mediterranean basin. Ecologia Mediterranea, XIII(4): 25-37.
- [166] **Trabaud L., 1994.** Post-fire plant community dynamics in the Mediterranean basin. The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems, J.M. Moreno, W.C. Oechel. Springer-Verlag, New-York : 1-15.
- [167] **Trabaud L., 1989.** Les effets du régime des feux: exemples pris dans le bassin méditerranéen. Cahiers Option Méditerranéenne. CIHEAM. 3: 89-94.
- [168] **Trabaud L., 1992.** Réponses des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. Pirineos. 140: 89-107.
- [169] **Trichon V., 1996.** Hétérogénéité spatiale des structures en forêt naturelle de basse altitude à Sumatra, Indonésie. Thèse Doct Univ Toulouse III, 269 p.
- [170] **Uhl C., et Kauffman J.B., 1990.** Deforestation, fire susceptibility, and potential trees

- responses to fire in the Eastern Amazon. *Ecology*. **71**(2): 437-449.
- [171] **Van der Maarel E., 1979.** Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. *Vegetatio*, 38, 97-114.
 - [172] **Van Wagner C.E., et Methven I.R., 1978.** First observations of regeneration and stand development following fire in northern Quebec. Canadian Forestry Service, Petawawa Forest Experiment Station, Chalk River, Ontario.
 - [173] **Véla E., & Benhouhou S., 2007.** Evaluation d'un nouveau point-chaud de biodiversité végétale dans le bassin méditerranéen (Afrique du nord). *C.R. Biologies* 330: 589– 605.
 - [174] **Vennetier M., 2009.** Incendies et sécheresses répétés, une menace pour la forêt méditerranéenne. Site : www.cemagref.fr/Informations/Presse/InfMedia/im91/im91_pdf/IM91_Irise_incendie.pdf –
 - [175] **Vila J.M., 1980.** La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro-tunisiens, Thèse d'Etat, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 2 tomes, 665 p., 199 fig., 40 pl.
 - [176] **Walker B.H., Holling C.S., Carpenter S.R., Kinzig A.P., 2004.** Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9 (2), 5 [online] URL <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/>.
 - [177] **Zeraia L., 1981.** Essai d'interprétation comparative des données écologiques, phréologiques et production subéro-ligneuse dans les forêts de chêne-liège de Provence cristalline (France méridionale) et d'Algérie. Thèse de doctorat univ AIX (Marseille), 363 p
 - [178] **Zeraïa L., 1982.** Le chêne liège : phytosociologie, édaphologie, régénération et productivité. Alger : Institut National de la Recherche Forestière, 159 p.

RESUMES

RESUME

Dans la présente étude, nous nous sommes intéressés à la capacité de résilience de la subéraie du nord-est de la Numidie (cas des subéraie d'El Kala). Ce travail est divisé en trois parties. Premièrement, on analyse la structure et la composition de la subéraie en fonction de la fréquence des incendies et de leur périodicité. Nous avons réalisé pour cela, une étude synchronique en 2011 sur des sites qui ont été affectés à des dates et à des fréquences d'incendies différentes : le premier site a été incendié en 1983, en 1993 et en 2008 ; le second site a été incendié en 1983, en 1993 et en 2000 ; le troisième site a été incendié uniquement en 2000 et le quatrième uniquement en 2008. Nous avons comparé ces sites incendiés à un site témoin qui n'a pas été affecté par le feu depuis plus de 30 années. Deuxièmement, on analyse la structure et la composition de la subéraie d'El Koursi (incendié en 2008) pour savoir sa régénération en fonction des facteurs mésologiques (pente et exposition) et l'échantillonnage a été effectué en 2010. Troisièmement, on détermine la teneur en eau de la végétation la plus abondante dans la zone étudiée qui favorise la propagation des feux. Les résultats marquent que la périodicité des incendies influe plus que leur fréquence. La croissance des arbres et la résilience du milieu est plus ralentie si la période entre deux incendies est courte (3 feux sur une période de 17 ans). Ces subéraies préfèrent les pentes faibles et les versants orientés au Nord où elle trouve un sol plus épais et une accumulation de l'humidité qui favorisent son installation. Pour la strate buissonnante, le recouvrement et la hauteur sont augmentés au cours du temps. Ainsi, l'*Erica arborea* et le *Calicotome villosa* occupent un espace plus vaste dans les sites incendiés 3 fois. Les calycotomes et les cistes présentent des variations de la teneur en eau les plus basses en fonction de la température et de l'humidité de l'air. Ces résultats montrent que la dynamique de reconstitution de l'écosystème est sérieusement entravée et il est impératif d'instaurer des plans de réhabilitation et de protection des subéraies pour maintenir notre richesse naturelle.

Mots clés : Incendie, résilience, régénération, forêt méditerranéenne, sol, teneur en eau, Algérie

ABSTRACT

In this study, we focused on the cork oak forest resilience to the northeast of Numidia (case of cork oak forests of El Kala). This work is divided into three parts. First, analyse the structure and composition of the cork oak based fire frequency and periodicity. We made for this, a synchronic study in 2011 on sites that have been assigned to the dates and at frequencies different fires: the first site was burned down in 1983, 1993 and 2008; the second site was burned down in 1983, 1993 and 2000; the third site was burned only in 2000 and only the fourth in 2008. We have compared these sites burned to a control site that was not affected by fire for over 30 years. Second, we analyse the structure and composition of the cork oak el Kursi (burned in 2008) to see its regeneration based on environmental factors (slope and exposure) and sampling was conducted in 2010. Third, it is determined water content of the most abundant vegetation in the study area that favors the spread of fires. The results mark the periodicity of fires affects more than their frequency. Tree growth and the middle resilience is slowed if the period between two fires is short (3 fires over 17 years). These cork forests prefer gentle slopes and north facing slopes where she finds a thicker soil and accumulation of moisture that favor its installation. For bushy stratum, recovery and height are increased during tempns. Thus, *Erica arborea* and *Calicotome villosa* occupy a larger space in sites burned 3 times. The calycotomes and cysts present variations of the higher water content as a function of the temperature and humidity of the air.

These results show that ecosystem recovery momentum is seriously hampered and it is imperative to establish plans for rehabilitation and protection of cork forests to maintain our natural wealth.

Keywords: Fire, resilience, regeneration, Mediterranean forest, soil, water content, Algeria