



DEMOCRATIC AND POPULAR ALGERIAN REPUBLIC
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC RESEARCH
جامعة الشاذلي بن جديد - الطارف
CHADLI BENDJEDID EL TARG UNIVERSITY
كلية علوم الطبيعة والحياة
FACULTY OF NATURE AND LIFE SCIENCES
قسم البيولوجيا



Mémoire de Fin d'Études
Présenté en vue de l'obtention d'un Diplôme de Master en
« **Biodiversité et Environnement** »

Thème

Investigations écologiques au sein de subéraies incendiées

Présenté Par : **Cheloufi Mohamed & Dah El Mami Ejiyid**

Soutenue publiquement le : 15/06/2026

Devant le jury composé de :

NOM et Prénom	Grade	Etablissement	Qualité
LOUHI-HAOU Sihem	MCA	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Présidente
LAZLI Amel	PR	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Directrice de mémoire
LABBACI Ridha	Dr	INRF – Station Oum Teboul	Co-Directeur de mémoire
GHERIB Imane	MAA	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Examinatrice

Année universitaire : 2025/2026



Dédicaces

À mon cher père, Belkacem, pour ses sacrifices inestimables, son soutien constant et ses prières qui m'ont toujours protégé et guidé vers la réussite.

Que Dieu te préserve.

À ma tendre mère, Habiba, source inépuisable de tendresse et d'affection, qui a toujours cru en moi. Aucune dédicace ne saurait exprimer la profondeur de mon amour et de ma gratitude pour tout ce que tu m'as offert.

À mon cher frère Abdallah, et à mes chères sœurs, Asma et Zineb et Jaida pour leur présence, leurs encouragements et les beaux moments partagés au quotidien.

À ma sœur Kaouther, à qui je réserve une pensée et des remerciements tout à fait particuliers. Merci du fond du cœur pour ton aide précieuse, ta patience et ton soutien indéfectible qui m'ont énormément facilité la tâche durant ce parcours.

À mes fidèles amis et frères de cœur, Lakhdar, Raed, Badis et Ayoub, pour les moments de joie, d'entraide et les souvenirs inoubliables partagés durant ces années.

Enfin, à tous mes autres amis sans exception, ainsi qu'à toutes les personnes qui m'ont soutenu de près ou de loin dans l'accomplissement de ce travail.

Mohammed





Dédicaces

À ceux qui croient en l'effort, en la persévérance et au pouvoir
de l'éducation,

C'est avec une profonde gratitude et une immense émotion que je dédie
ce mémoire,

À mon cher père, ELmami Ejiyid, modèle de courage, de persévérance et
de droiture, dont les sacrifices et les conseils ont toujours éclairé mon
chemin.

À ma tendre mère, Gboha Bilal, source inépuisable d'amour, de réconfort
et de prières. Aucun mot ne saurait exprimer toute ma reconnaissance pour
votre soutien indéfectible et votre présence bienveillante à mes côtés.

À toute ma famille, pour sa confiance, son encouragement constant et son
soutien précieux tout au long de mon parcours.

Que ce travail soit le témoignage de ma profonde gratitude et le reflet des
valeurs que vous m'avez transmises. Puisse-t-il être à la hauteur de vos
espérances et constituer une étape vers un avenir prometteur.

Avec tout mon amour et mon respect.

Dah



REMERCIEMENTS

Nous remercions tout d'abord **Allah** qui, par sa grâce nous a permis d'arriver
au bout de nos efforts en nous donnant la santé, la force, le courage et en nous faisant entourer des merveilleuses personnes que nous tenons également à remercier.

Nous remercions notre chère encadreur **Madame LAZLI Amel** pour le temps qu'elle a consacré et pour les précieuses informations qu'elle nous a prodigué avec intérêt et compréhension, aussi pour son suivi et pour son énorme soutien.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude et nos sincères remerciements à notre co-directeur de mémoire, **Monsieur LABBACI Ridha**, pour sa précieuse aide sur terrain, son soutien constant et ses conseils avisés tout au long de la réalisation de ce travail.

Nous tenons à exprimer notre gratitude, à Madame **LOUHI-HAOU Sihem**, d'avoir eu la gentillesse d'examiner ce travail et d'en présider le jury,

Et à **GHERIB Imane**, Docteur à l'Université d'El Tarf d'avoir répondu favorablement pour juger ce travail.

On remercie nos amis qui ont toujours été là pour nous. Leur soutien inconditionnel et leurs encouragements ont été d'une grande aide.

Résumés



Résumé

Cette étude évalue l'impact écologique des incendies et la dynamique de résilience post-incendie au sein des subéraies (*Quercus suber*) de la commune de Zitouna (Wilaya d'El Tarf), à travers le diagnostic de deux parcelles aux historiques de feu distincts (une incendiée l'été 2024 et l'autre depuis 4 à 5 ans). La méthodologie s'est basée sur des relevés sylvicoles et dendrométriques, des évaluations sanitaires et édaphiques, et des inventaires de la biodiversité, avec un suivi temporel de mars à décembre 2025. Les résultats démontrent l'exceptionnelle capacité de résistance de cette essence. La parcelle 1 conserve une structure d'âge équilibrée, dominée par les arbres adultes (50 %) et vieux (30 %), avec une circonférence moyenne de 97,87 cm et une hauteur de 6,88 m ; 89 % des individus y sont sains, sans aucune altération de la coloration foliaire, et avec 85 % de régénération. La parcelle 2 affiche une structure plus homogène dominée par la classe des adultes (73 %) avec une circonférence moyenne de 82,82 cm et une régénération atteignant 100 %. Sur le plan de la biodiversité, l'inventaire a révélé 45 espèces végétales, La Parcelle 1 abrite 21 espèces (dominées par des familles pionnières comme les Légumineuses et les Éricacées), tandis que la Parcelle 2 offre une diversité plus prononcée avec 45 espèces (dont 20 communes avec la Parcelle 1), marquant une transition vers des familles plus stables (Asteracées et Fabacées), ainsi que 8 espèces d'oiseaux, dont la famille des Paridae est la plus représentative. Toutefois, malgré une excellente vitalité globale, une légère altération de la coloration des feuilles a été notée sur 18 % des arbres de la parcelle 2. L'acidité du sol s'est révélée plus marquée dans la station récente (pH 4,96 contre 5,73), avec un taux de matière organique stable (5,8 %). En conclusion, bien que l'écosystème démontre une forte aptitude à l'auto-régénération, une gestion sylvicole durable demeure indispensable.

Mots clés : Chêne-liège (*Quercus suber*), incendies de forêt, relevés sylvicoles, résilience écologique, biodiversité, diagnostic écologique, Zitouna.

Abstract

This study evaluates the ecological impact of forest fires and the post-fire resilience dynamics in cork oak (*Quercus suber*) in the commune of Zitouna, Wilaya of El Taref forests through the ecological diagnosis of two plots with different fire histories (a recent fire in the summer of 2024 and an older one dating back 4-5 years). The methodology relied on silvicultural and dendrometric surveys, sanitary and edaphic assessments, and biodiversity inventories, coupled with temporal field monitoring from March to December 2025. The results highlight the exceptional resistance and recovery capacity of the species. Plot 1 maintained a balanced age structure dominated by adult (50%) and old (30%) trees, with an average circumference of 97.87 cm and a height of 6.88 m; 89% of its trees are healthy with no change in leaf coloration, alongside an 85% natural regeneration rate. Plot 2 showed a more homogeneous structure dominated by the adult class (73%) with an average circumference of 82.82 cm and a 100% natural regeneration rate. Regarding biodiversity, the inventory recorded 45 plant species, Plot 1 harbors 21 species (dominated by pioneer families such as Leguminosae and Ericaceae), whereas Plot 2 offers a more pronounced diversity with 45 species (including 20 shared with Plot 1), marking a transition towards more stable families (Asteraceae and Fabaceae), along with 8 bird species, prominently featuring the Paridae family. However, despite excellent overall vitality, a slight to moderate alteration in leaf coloration was observed in 18% of the trees in plot 2. Soil analyses revealed higher acidity in the recently burned site (pH 4.96 vs. 5.73), while the organic matter content remained stable in both (5,8 %). In conclusion, although the ecosystem demonstrates a strong capacity for self-regeneration, adopting sustainable silvicultural management strategies remains essential to preserve its vitality.

Key words: Cork oak (*Quercus suber*), forest fires, silvicultural surveys, ecological resilience, biodiversity, ecological diagnosis, Zitouna.

ملخص

تُقيم هذه الدراسة التأثير البيئي للحرائق وديناميكية التعافي في غابات البلوط الفليني في بلدية الزيتونة ولاية الطارف من خلال تشخيص بيئي لقطعتين مختلفتين في تاريخ التعرض للنيران؛ حيث تعرضت الأولى لحريق حديث في صيف 2024، بينما تعرضت الثانية لحريق أقدم يعود إلى أربع أو خمس سنوات. اعتمدت المنهجية على القياسات الحراجية والشجرية، وتقييم الحالة الصحية، وتحاليل التربة، وجرد التنوع البيولوجي، مع تتبع زمني ميداني امتد من شهر مارس إلى غاية ديسمبر من عام 2025. أظهرت النتائج القدرة الاستثنائية للبلوط الفليني على الصمود، حيث حافظت القطعة الأولى على هيكل عمري متوازن تسيطر عليه الأشجار البالغة بنسبة 50% والمسنة بنسبة 30%، بمتوسط محيط بلغ 97.87 سم وارتفاع 6.88 م. كما سُجلت 89% من الأشجار بحالة سليمة تماماً دون أي تغيير في لون الأوراق، مع تحقيق نسبة تجديد طبيعي بلغت 85%. في المقابل، تميزت القطعة الثانية بهيكل أكثر تجانساً سيطرت عليه فئة الأشجار البالغة بنسبة 73% بمتوسط محيط قدره 82.82 سم، وحققت نسبة تجديد طبيعي تامة بلغت 100%.

على صعيد التنوع البيولوجي، تم إحصاء 45 نوعاً نباتياً، تضم القطعة الأولى 21 نوعاً (تسيطر عليها الفصائل الرائدة مثل البقولية والخلنجية)، بينما تقدم القطعة الثانية تنوعاً أكثر بروزاً بوجود 45 نوعاً (منها 20 نوعاً مشتركاً مع القطعة الأولى)، مما يمثل انتقالاً نحو فصائل أكثر استقراراً (النجمية والفولية). أما من الناحية الحيوانية، فتم رصد 8 أنواع من الطيور تصدرتها فصيلة القرقف. وعلى الرغم من الحيوية الممتازة للقطعة الثانية، سُجل تغير خفيف إلى معتدل في لون الأوراق لدى 18% من أشجارها. كما بينت تحاليل التربة درجة حموضة أعلى في القطعة حديثة الاحتراق (4.96 مقابل 5.73 في القطعة الثانية)، مع استقرار ملحوظ في نسبة المادة العضوية في كلتا القطعتين (5,8%). ختاماً، ورغم قدرة هذا النظام البيئي على التعافي الذاتي، يبقى تبني استراتيجيات تسيير غابي مستدامة أمراً حتمياً للحفاظ على حيويته وديمومته.

الكلمات المفتاحية: البلوط الفليني، حرائق الغابات، القياسات الحراجية، التعافي البيئي، التنوع البيولوجي، التشخيص البيئي، الزيتونة

LISTE DES FIGURES

N°	Intitulés	Pages
01	Les différents types des feux de forêts	05
02	Degré de gravité des incendies en % dans les pays du bassin méditerranéenne.	09
03	Répartition des incendies par région en Algérie (période 1985-2006)	10
04	Evolution annuelle des superficies de chêne liège (ha) parcourues par le feu	11
05	Distribution géographique mondiale du Chêne liege	14
06	Répartition du Chêne liège en Algérie	15
07	Localisation de la commune de Zitouna dans la wilaya d'El Tarf (rectangle rouge)	17
08	Hammam Sidi Trad	18
09	Vue de la parcelle 1	20
10	Vue de la parcelle 2	20
11	Partie du matériel utilisé sur terrain (a : Bombe de peinture ; b : Petite pelle ; c : Sachets en plastique)	21
12	Matériels utilisés pour l'analyse du pH (a : pH-mètre ; b : Balance ; c : Tamis)	25
13	Matériels utilisés pour l'analyse de la Conductivité électrique (CE) (a : Conductivimètre ; b : Agitateur)	26
14	Matériels utilisés pour l'analyse de la matière organique (MO) (a : Four de séchage ; b : Four à moufle ; c : Creusets en porcelaine ; d : Dessiccateur)	28
15	Quelques étapes de l'analyse de la matière organique dans le sol des deux parcelles étudiées	29
16	Répartition des arbres de Chêne-liège échantillonnés selon les classes d'âge dans la parcelle 01	32
17	Évaluation globale de l'état de densité du sous-bois dans la parcelle 01.	32
18	Taux d'abondance de la régénération naturelle du Chêne-liège après le passage du feu	33
19	Répartition des arbres de Chêne-liège échantillonnés selon les classes d'âge dans la parcelle 02.	33
20	Évaluation globale de l'état de densité du sous-bois dans la parcelle 02.	34
21	Spectre systématique des espèces inventoriées dans les 2 parcelles considérées	38

22	Spectre systématique des espèces d'oiseaux inventoriées dans les deux parcelles considérées	40
23	Quelques espèces d'oiseaux inventoriées dans les deux parcelles considérées	41
24	Émergence de la strate herbacée pionnière et traces de l'incendie au niveau de la Parcelle 01 (Sortie du début mars 2025)	43
25	Phase de pleine croissance végétale, diversification de la strate herbacée et allongement des rejets de Chêne-liège au niveau de la Parcelle 01 (Sortie du mi-mai 2025)	44
26	Jaunissement de la strate herbacée et persistance verte des rejets de Chêne-liège au niveau de la Parcelle 01 (Sortie mi-juin 2025)	44
27	Stabilisation hivernale, lignification des rejets de Chêne-liège et formation d'une couche de litière au niveau de la Parcelle 01 (Sortie début décembre 2025)	45
28	Reconstitution du couvert végétal et restauration de l'aspect forestier initial au sein de la Parcelle 02 (Observation de la mi-avril 2026)	46

LISTE DES TABLEAUX

N°	Intitulés	Pages
01	Classes d'interprétation courantes de la matière organique des sols	29
02	Synthèse des descripteurs sylvicoles au niveau des deux parcelles d'étude.	31
03	Relevés dendrométriques et d'exploitation au niveau des deux parcelles d'étude (Moy.± écart-type ; min.-max.)	35
04	Evaluation de l'état sanitaire des deux parcelles d'étude	37
05	Résultats des analyses physico-chimiques des sols des deux parcelles étudiées	47

SOMMAIRE

INTRODUCTION	01
CHAPITRE I/ SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	04
1. Généralités sur les incendies de forêts	04
1.1. Définition	04
1.2. Les différents types de feu	04
1.2.1. Les feux de sol, de surface et de cimes	04
1.2.2. Les sautes de feu	04
1.3. Les causes des feux	05
1.3.1. Les causes naturelles	05
1.3.2. Les causes humaines	05
1.4. Facteurs influençant l'impact du feu sur la végétation	06
1.4.1. Fréquence du feu	06
1.4.2. Intensité du feu	06
1.4.3. Taille de l'incendie	07
1.4.4. Caractéristiques du combustible	07
1.4.5. Les conditions météorologiques	08
1.4.6. Les facteurs topographiques	08
1.5. Importance des incendies des forêts	08
1.5.1. Incendies dans la région méditerranéenne	08
1.5.2. Incendie en Algérie	10
2. Le Chêne liège	12
2.1. Description	12
2.2. Ecologie	13
2.3. Régénération du Chêne liège	13
2.3.1. Régénération naturelle	13
2.3.2. Régénération par rejets de souche	14
2.4. Répartition géographique	14
2.4.1. Distribution du Chêne liège dans le monde	14
2.4.2. Aire de répartition du Chêne liège en Algérie	14

2.5. Facteurs de dégradation des subéraies algériennes	15
2.6. La subéraie face aux incendies	16
CHAPITRE II/ MATERIELS ET METHODES	17
1. Présentation de la région et des sites d'étude	17
1.1. Présentation de la région d'étude : la commune de Zitouna	17
1.1.1. Situation géographique	17
1.1.2. Facteurs physiques	17
1.1.2.1. Le climat	17
1.1.2.2. Hydrologie	18
1.1.3. Contexte socio-économique	19
1.1.4. Formation végétale	19
1.2. Description des sites d'étude	19
1.2.1. Parcelle 01 : Oum Eskek (El-Bab)	19
1.2.2. Parcelle 02 : Oum Eskek (Chabaat El-Majen)	20
2. Matériels de travail	21
3. Méthodologie de travail	21
3.1. Diagnostic écologique des parcelles d'étude	21
3.1.1. Description de la parcelle d'étude	21
3.1.2. Descripteurs des relevés sylvicoles	22
3.1.3. Relevés dendrométriques des arbres	22
3.1.4. Relevés d'exploitation du liège	22
3.1.5. Évaluation de l'état sanitaire de la parcelle	23
3.1.5.1. Perte de feuilles ou défoliation	23
3.1.5.2. Décoloration du feuillage	23
3.2. Inventaire et état de la végétation dans les deux parcelles	23
3.3. Suivi du développement de la végétation des deux parcelles	24
3.4. Inventaire et état de l'avifaune dans les deux parcelles	24
3.5. Analyses du sol au niveau de deux parcelles	25
3.5.1. Protocole d'analyse du pH du sol	25
3.5.1.1. Matériels utilisés	25
3.5.1.2. Préparation des échantillons	26

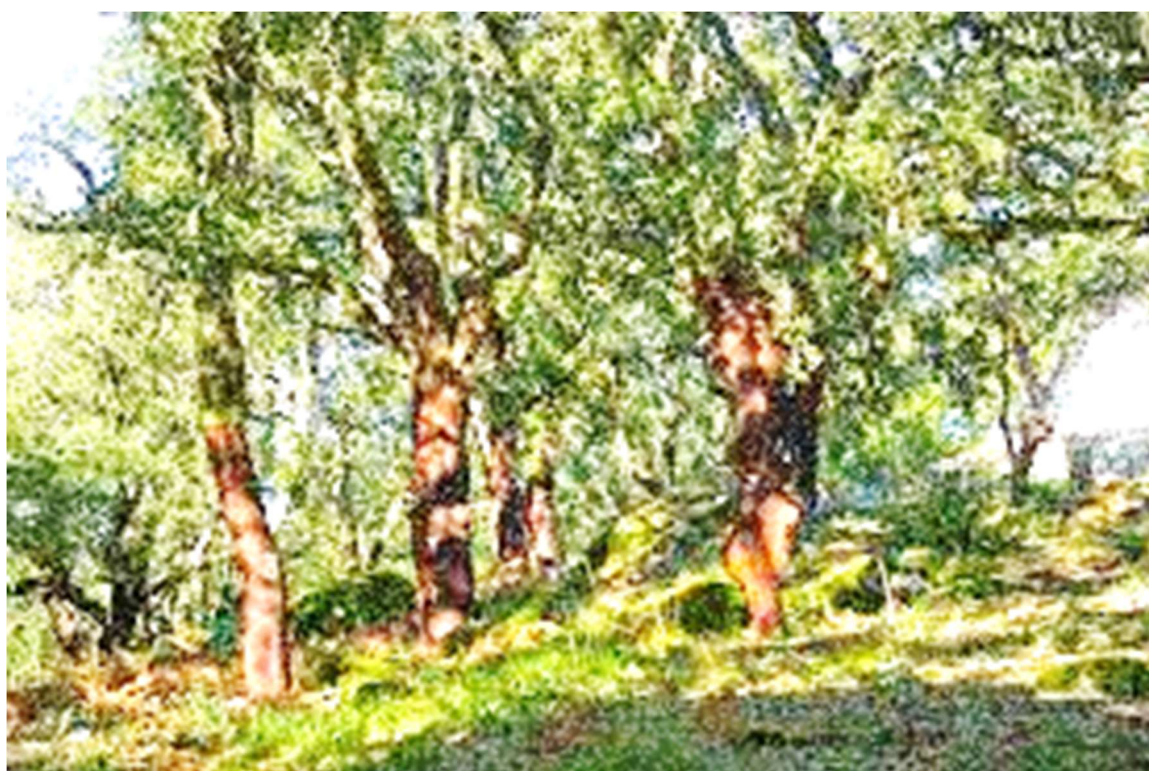
3.5.1.3. Méthode	26
3.5.2. Protocole d'analyse de la Conductivité électrique (CE) du sol	26
3.5.2.1. Matériels utilisés	27
3.5.2.2. Préparation des échantillons	27
3.5.2.3. Méthode	27
3.5.3. Protocole standard d'analyse de la matière organique (MO) du sol	27
3.5.3.1. Matériels utilisés	27
3.5.3.2. Préparation des échantillons	28
3.5.3.3. Méthode	28
3.5.3.4. Calcul de la matière organique	29
3.5.4. Protocole standard d'analyse carbonate de calcium total (CaCO ₃) du sol	30
3.5.4.1. Principe	30
3.5.4.2. Méthode	30
3.5.4.3. Procédure	30
3.5.4.4 Observation	30

CHAPITRE III/ RESULTATS ET DISCUSSION 31

1. Diagnostic écologique des deux parcelles	31
1.1. Descripteurs des relevés sylvicoles	31
1.1.1. Parcelle 1	31
1.1.2. Parcelle 2	33
1.1.3. Discussion	34
1.2. Relevés dendrométriques et d'exploitation au niveau des deux parcelles d'étude	35
1.2.1. Descriptif de la Parcelle 1	35
1.2.2. Descriptif de la Parcelle 2	36
1.2.3. Etat comparatif des deux parcelles	36
1.2.4. Discussion	36
1.3. Evaluation de l'état sanitaire des deux parcelles	37
1.3.1. Parcelle 1	37
1.3.2. Parcelle 2	37
1.3.3. Discussion	38
2. Inventaire et état de la végétation dans les deux parcelles	38
2.1. Parcelle 1	39

2.1.1. Discussion	39
2.2. Parcelle 2	39
3. Inventaire et état de l'avifaune forestière dans les deux parcelles	40
3.1. Discussion	41
4. Suivi du développement de la végétation dans les deux parcelles	42
4.1. Parcelle 01	42
4.1.1. Discussion	45
4.2. Parcelle 02	45
4.2.1. Discussion	46
5. Analyse du sol au niveau des deux parcelles	47
5.1. Le Calcaire total	47
5.2. Le pH	47
5.3. La conductivité électrique	48
5.4. La matière organique	48
CONCLUSION	49
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	52
ANNEXES	

Introduction



INTRODUCTION

Sur l'ensemble des facteurs d'agressions de la forêt en méditerranée et plus particulièrement en Algérie, les feux de forêt sont le facteur de dégradation le plus dévastateur par ses pertes dues à son intensité et à sa brutalité qui touchent des grandes superficies forestières et pré forestières dans des courtes périodes. Ses conséquences s'observent sur le niveau environnemental ou écologique, social et économique.

La région méditerranéenne est exposée à ce danger en raison des conditions climatiques difficiles à supporter par la végétation, mais également de la forte pression anthropique (Moro, 2006).

Chaque année, ce sont plusieurs millions d'hectares qui brûlent à l'échelle planétaire. Dans le Bassin méditerranéen, 600.000 à 800.000 d'hectares sont annuellement la proie des flammes, notamment dans les pays de la rive nord de la méditerranée (Rowell & Moore, 2000 ; WWF-UICN, 2007).

En Algérie, les gestionnaires forestiers sont confrontés à une tendance générale d'augmentation des superficies brûlées et de la gravité des incendies. Les statistiques montrent qu'entre 1962 et 2012, environ 1.7 million ha de forêts, maquis et broussailles ont été incendiés, soit une moyenne de 30 000 ha chaque année (D.G.F, 2012).

Le Chêne liège (*Quercus Suber*) est une essence endémique du domaine méditerranéo-atlantique où il est présent depuis plus de 60 millions d'années (Aafi, 2006). Parmi les essences typiquement méditerranéennes, cette essence se montre comme la mieux adaptée au phénomène structural que représente l'incendie d'été puisque la protection subéreuse lui permet de résister aux passages du feu (Pintus & Ruiu, 2004). En effet, Le Chêne liège demeure la seule essence capable de surmonter cette épreuve et de reverdir dans les mois qui suivent le sinistre. Là où les autres chênes, les pins, les arbousiers, et toutes les différentes espèces ligneuses du maquis méditerranéen se voient contraintes de rejeter de souche ou de compter sur la régénération naturelle, 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 (Piazzeta, 2004).

Toutes les études ont mis en évidence l'importance capitale de l'épaisseur du liège dans l'atténuation des dommages. En effet, Santiago (2004) affirme que si l'épaisseur du liège est supérieure à 8-10 mm, les dégâts sont probablement faibles. D'autres auteurs signalent que la

mortalité du Chêne liège est fonction de l'âge du liège (**Amandier, 2004; Ben Jamâa, 2004**). Ceux-ci ont souligné que plus la couche du liège est épaisse, plus l'intensité des dommages est réduite et, par conséquent, la mortalité des arbres est faible. Un autre élément très important est pris en considération dans l'évaluation de l'impact des feux sur la subéraie ; il s'agit de la présence de rejets de souche, qui indiquent souvent la possibilité de l'arbre à se régénérer après le feu (**Pintus & Ruiu, 2004**).

L'impact de ces incendies récurrents provoque la fragmentation de l'écosystème "subéraie", par conséquent réduit la densité des peuplements et biaise la structure globale. Directement, ils réduisent la production nationale en liège susceptible d'alimenter les nombreuses unités de transformation de liège d'où les pertes économiques importantes. Dans plusieurs régions subéricoles, après incendies, la futaie à chêne se transforme en taillis très denses qui deviennent plus fragiles aux feux (**Messaoudene et al., 2009**). Cette situation a réduit la suberaie productive à 229.000ha (**DGF, 2006**), soit une perte de l'ordre de 45% par rapport à l'aire de la suberaie nationale qui se situerait entre 410 000 à 480 000 ha (**Saccardy, 1938 ; Alili, 1983 ; Yessad, 2000 ; Quézel & Medail, 2003 ; Abbas, 2006**). En plus, ils rendent l'écosystème "subéraie" très sensible et la régénération naturelle devient limitée et tributaire des circonstances favorables (**Oulmouhoub, 2003 ; Younsi, 2006**). La survie des arbres de Chêne liège et leurs capacités de régénération sont influencés par des facteurs liés aux caractéristiques de l'incendie (intensité), la topographie et le climat de la situation, ainsi qu'aux caractéristiques de l'arbre (**Ryan, 1982 ; Miller, 2000 ; Gonzalez & Dutt, 2007**).

Ainsi, au vu de l'impact écologique majeur des feux de forêts, nous avons trouvé intéressant de travailler sur la région de la wilaya d'El Tarf (plus précisément la commune de Zitouna), qui abrite d'importants peuplements forestiers souvent exposés à ce fléau. L'objectif principal de notre travail a été de mener une étude écologique et floristique à partir de laquelle nous pourrions évaluer la diversité végétale et analyser la dynamique de régénération de deux parcelle de Chêne-liège en phase post-incendie.

Notre travail a été structuré en trois chapitres :

- Le premier constitue une synthèse bibliographique en rapport avec le contexte général de l'étude, à savoir l'écologie du Chêne liège et le phénomène des incendies de forêts
- Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude (commune de Zitouna) et de la méthodologie de travail adoptée sur le terrain.

- Le troisième chapitre englobe la présentation des résultats obtenus, leurs analyses et les discussions concernant l'impact du feu sur la diversité floristique du maquis.

Enfin, une conclusion rapporte l'essentiel des résultats obtenus ponctués de quelques perspectives de recherche.

Chapitre I

Synthèse bibliographique



CHAPITRE I/ SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Généralités sur les incendies de forêts :

1.1 Définition :

L'incendie est une réaction de combustion non maîtrisée dans le temps et dans l'espace (**Cemagref, 1994 ; Jappiot *et al.*, 2002; Khalid, 2008**). Il se déclare dans une formation végétale, généralement de type forestière (forêts de feuillus ou/et de conifères) ou subforestière (garrigues, maquis...). Ce terme désigne globalement les feux de forêt, de maquis ou de garrigues ayant brûlé au moins 1 ha de massif (**Berrichi, 2013**).

1.2 Les différents types de feu :

Selon **Margerit (1998)**, une fois éclos, un feu peut prendre différentes formes, chacune étant conditionnée par les caractéristiques de la végétation et les conditions climatiques dans lesquelles il se développe.

1.2.1 Les feux de sol, de surface et de cimes :

Consument la matière organique de la litière et de l'humus situé sous celle-ci et ne produisent pas de flamme apparente (Fig.1). Ils peuvent pénétrer dans des dépôts organiques très profonds et cheminer à plusieurs dizaines de centimètres sous la surface. Ils sont relativement rares en région méditerranéenne. Les feux de surface brûlent les strates basses et contiguës au sol (litière, tapis herbacé, broussailles). Ce sont les plus communs. Ils se propagent rapidement, en dégageant beaucoup de flammes et de chaleur. Les feux de cimes embrasent les houppiers et se propagent rapidement. Ils sont de deux types :

- **Indépendants** : ils se propagent dans les cimes sans dépendre du feu de surface.
- **Dépendants** : ils ne se maintiennent dans les cimes qu'en raison de la chaleur dégagée par le feu de surface. Ils sont passifs, ils contribuent moins à la propagation que le feu de surface qui les accompagne.

1.2.2 Les sautes de feu :

Ce sont des projections de particules enflammées ou incandescentes (brandons) en avant du front de flamme. Ces particules, entraînées dans la colonne de convection et transportées par le vent, peuvent être à l'origine de foyers secondaires à l'avant de l'incendie. Les gros brandons peuvent brûler longtemps et être transportés très loin (jusqu'à 10 ou 20 km dans les cas exceptionnels) (**Colin *et al.*, 2001**).

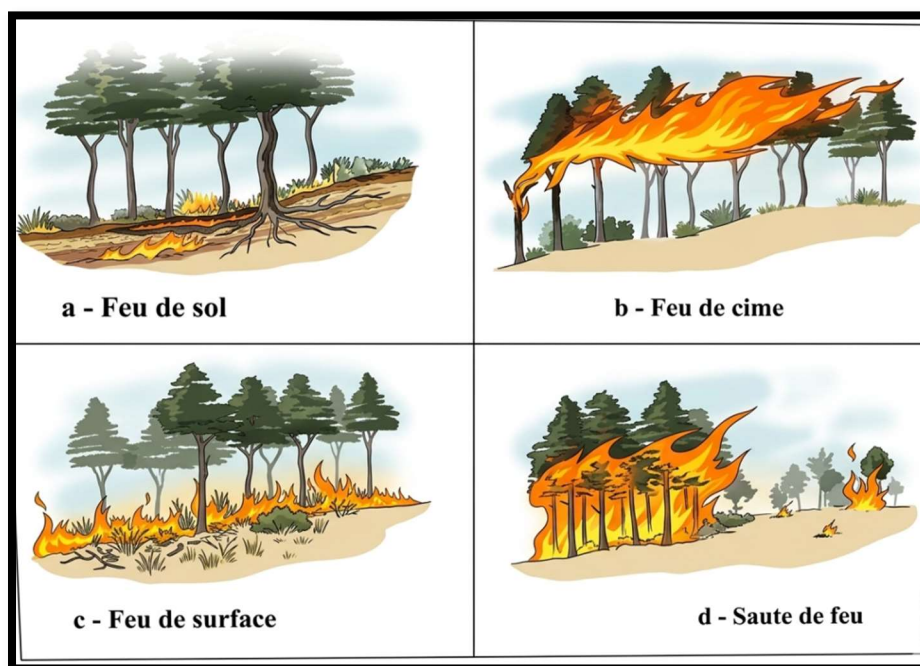


Figure 1: Les différents types des feux de forêts (Colin *et al.*, 2001)

1.3 Les causes des feux :

1.3.1 les causes naturelles

La végétation ne s'enflammant pas seule, même par forte sécheresse ; l'unique cause naturelle connue dans le Bassin Méditerranéen est la foudre. Ce phénomène, très répandu en forêt boréale (orages secs), est relativement rare en région méditerranéenne où il ne concerne que 1 à 5 % des cas d'incendies. Des exceptions peuvent toutefois être observées, notamment en Espagne, où, dans certaines régions, la foudre représente 30 % des départs de feu (Aragon : 38 % et Castille la Manche : 29 %). Les éruptions volcaniques peuvent également être à l'origine d'incendies de forêt. Ce phénomène est cependant exceptionnel dans le Bassin Méditerranéen. (Colin *et al.*, 2001).

1.3.2 Les causes humaines

Elles représentent l'essentiel des origines des incendies de forêts. Globalement, pour l'ensemble des pays du Bassin Méditerranéen, on retrouve des causes involontaires et des causes volontaires. Leur répartition dépend étroitement du contexte social, économique, politique et législatif de chaque pays (Colin *et al.*, 2001).

1.4 Facteurs influençant l'impact du feu sur la végétation:

D'après les recherches de ces dernières décennies, le feu n'apparaît plus comme un phénomène totalement négatif, mais comme une perturbation ayant un impact fugace sur les composantes des écosystèmes. Dans la plupart des études considérant l'action du feu sur la végétation, les caractères de survie utilisés par les végétaux sont envisagés en liaison avec l'apparition d'un seul incendie, bien que la plante individuellement puisse être soumise à plusieurs feux. Les effets du feu, doivent donc être évalués en termes de régime des incendies: type, intensité, fréquence et saison (**Trabaud, 1991; Paussas *et al.*, 2008; Keeley, 2009**). Aussi, la structure du combustible, les caractéristiques topographiques et les conditions météorologiques jouent un grand rôle dans les effets du feu sur les écosystèmes.

1.4.1. Fréquence du feu :

Tous les feux des régions à climat méditerranéen, touchent des paysages qui ont déjà brûlé par le passé. Par conséquent, la végétation forme une mosaïque, qui relate l'histoire des feux, certaines parties ayant été brûlées plus que d'autres, sur une période donnée. Les espèces tuées par le feu, et se reproduisant par germination de la graine dépendent de la fréquence des feux pour persister dans les communautés incendiées. En effet pour ces espèces, l'espacement entre les feux successifs doit être suffisant pour permettre aux individus de produire des graines et d'alimenter la banque de semences du sol. Ce pas de temps, varie selon les espèces: la première année pour les herbacées annuelles, entre la deuxième et la troisième année pour les espèces du genre *Cistus* (**Trabaud & Oustric, 1982; Roy & Sonie, 1992; Tavsanoğlu & Gurkan, 2005; Duguy & Vallejo, 2008**) et entre six à huit ans pour les espèces du genre *Pinus* (**Daskalakou & Thanos, 2004; Rigolot, 2004; Eugenio *et al.*, 2006**).

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, 1998**). 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 semences du sol et offrir ainsi plus d'opportunités à l'établissement des herbacées (**Duguy & Vallejo, 2008**).

1.4.2. Intensité du feu :

L'intensité du feu est exprimée par la chaleur libérée lors de la combustion de la végétation. Elle est liée à plusieurs facteurs parmi lesquels: la quantité, l'humidité et la distribution du combustible (**Keeley, 2009**). Les feux de forêts peuvent réduire en cendre les communautés

brûlées et la régénération dépend alors de l'état de ses organes souterrains de survie après le passage de la flamme (**Arianoutsou, 1998**). Les organes souterrains de survie (racines, rhizomes, bulbes, tubercules et graines) sont situés à différents niveaux de profondeur du sol. Dans le cas d'un feu de forte intensité, les effets du feu peuvent atteindre les couches profondes, par contre dans le cas de feux de faible intensité, les organes souterrains de survie sont épargnés, l'impact de l'incendie se limite à la couche superficielle et la cicatrisation du milieu quasi immédiate (**Trabaud, 1989**). Les incendies de faible intensité stimulent principalement la germination des graines à proximité de la surface du sol (**De Luis et al., 2008a**). L'intensité élevée de l'incendie occasionne une mortalité importante des graines réparties au niveau superficiel (**De Luis et al., 2008a**). **Rivas et al., (2006)** notent que les graines s'y trouvant étant soumises à des températures extrêmes et peuvent être endommagées ou carrément détruites, compromettant ainsi leurs germinations et réduisant la banque de graines du sol. L'essentiel de la germination dans un tel cas est assuré par la banque de graines des couches profondes.

1.4.3. Taille de l'incendie :

La superficie brûlée est aussi un facteur écologique important influençant la recolonisation par les espèces. Ainsi, de nombreux végétaux ne peuvent pas se régénérer par rejets et sont tributaires d'apport de diaspores par les différents modes de dissémination et plus particulièrement le vent (pour les graines anémochores) et les animaux (pour les grains zoochores). Dans le cas de grands incendies, l'étendue de la superficie brûlée est importante, reléguant les portes graines à de très longues distances, les apports et l'installation des espèces sont alors très réduits. La reconstitution des communautés peut accuser un retard, de même le poids et les propriétés aérodynamiques des propagules qui jouent un rôle déterminant (**Trabaud, 1989**).

1.4.4. Caractéristiques du combustible :

La teneur en eau des végétaux constituant le combustible est le facteur le plus important affectant le comportement du feu. Elle 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 (forêts de résineux) et d'une faible teneur en eau brûle facilement (**Schnitzler-Lenoble, 2002**). Un petit combustible absorbe et perd son humidité plus rapidement qu'un gros. Un combustible sec s'allume plus facilement qu'un combustible gorgé d'eau. La saison des mises à feu est importante à considérer, car la teneur en eau des végétaux

n'est pas équivalente d'une saison à une autre. Ceci peut avoir une influence considérable sur le comportement du feu.

1.4.5. Les conditions météorologiques :

Parmi les facteurs météorologiques influençant le comportement des incendies, nous pouvons citer la température, le vent et les précipitations. La principale source de chaleur est le soleil, le combustible exposé au soleil se réchauffe plus rapidement que celui sous couvert forestier, il peut y avoir jusqu'à 10 °C de différence. La température peut avoir une influence directe par le réchauffement ou le refroidissement des matériaux ou indirecte par la modification du contenu en humidité de l'atmosphère. Pour cette raison, les pics de température sont fortement redoutés du fait de la facilité de combustion de la végétation. Le vent favorise la combustion et la propagation en augmentant l'apport en oxygène, en asséchant le combustible, en favorisant le réchauffement du combustible à l'avant du feu, en influençant la direction de propagation du feu et en transportant les étincelles ou autres matières enflammées sur de grandes distances. L'effet des précipitations sur les incendies de forêt dépend de la lame d'eau précipitée et de sa répartition dans le temps. En effet, une faible tranche pluviométrique répartie dans le temps présente un meilleur effet qu'une grande quantité de pluie précipitée en un laps de temps très court.

1.4.6. Les 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. Deux principaux paramètres topographiques influent sur les incendies. La pente en amplifiant l'effet de radiation et de convection, et l'exposition en jouant sur la quantité de chaleur reçue en fonction de l'insolation ainsi que la densité et la structure de la végétation.

1.5 Importance des incendies des forêts :

1.5.1 Incendies dans la région méditerranéenne

Le Bassin Méditerranéen n'échappe pas à cette logique du feu, puisque les feux de forêts y représentent une part non négligeable des incendies de la planète (**Alexandrian *et al.*, 1999**).

En région méditerranéenne, le feu a toujours fait de partie de paysage méditerranéen et ce depuis que sa présence fût favorisée par un climat estival sec, caractérisé par une absence presque totale de précipitations et la présence de végétation xérophile. Les paysages méditerranéens ne

représentent pratiquement jamais des stades qu'on appelle climacique où la végétation, le sol et le climat sont en équilibre stable (**Berbero, 1988**) (Fig.2).

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. 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 du nombre d'incendies que de la superficie dévastée (**Dimitrakopoulos & Mitsopoulos, 2006**).

Dans les pays de la rive sud, les incendies sont beaucoup moins abondants en nombre et surfaces parcourues, certainement à cause des conditions socio-économiques différentes (**Dimitrakopoulos & Mitsopoulos, 2006**).

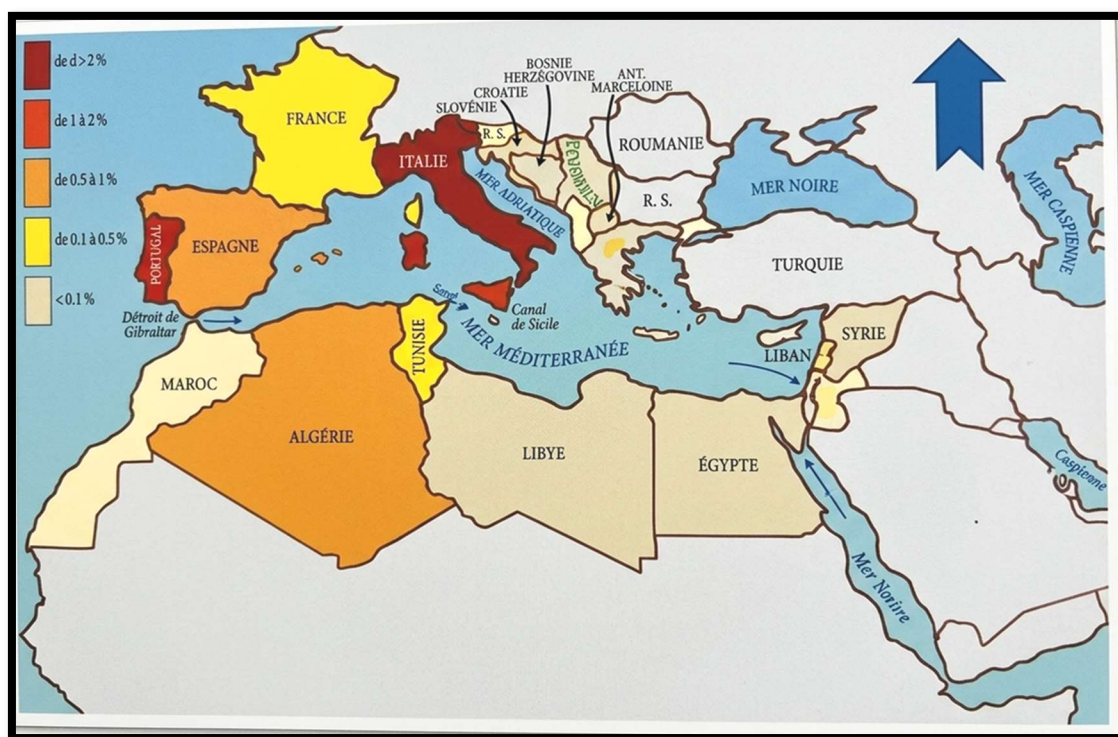


Figure 2: Degré de gravité des incendies en % dans les pays du bassin méditerranéen.
(Colin *et al.*, 2001).

La figure 2 représente le degré de gravité du feu en pourcentage pour les pays du bassin méditerranéen. Il existe 5 catégories de risque d'incendie. La première classe est de 0,1 %, c'est à dire un risque d'incendie presque nul et qui inclue le Maroc, Lybie, Egypte, Turquie et Bulgarie. La France et la Tunisie appartient à la catégorie de la deuxième classe (0,1 à 0,5 %), qui se présente un risque du feu faible. Les risques moyens entre 0,5 à 1% sont enregistrés pour

l'Algérie et l'Espagne. Les risques les plus élevés concernent l'Italie, tandis que le Portugal est classé en première position au niveau du risque d'incendie avec une classe supérieur à 2 %.

1.6 Incendie en Algérie :

L'incendie représente sans aucun doute le facteur de dégradation le plus ravageur de la forêt en Algérie (**Meddour et al., 2008**). La superficie incendiée se répartit de façon inégale sur les trois régions du pays (Fig.3).

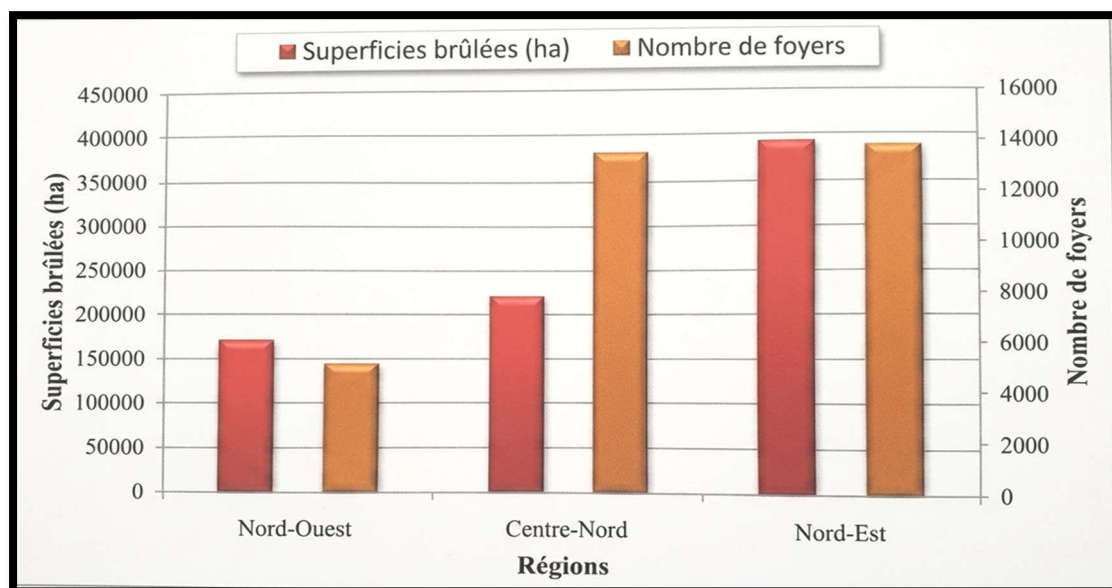


Figure 3: Répartition des incendies par région en Algérie (période 1985-2006)

La région nord-est est la plus touchée avec 50%, puis vient la région centre-nord en seconde position avec 28,21%. La région nord-ouest se classe la dernière avec 21,73%. Ceci s'explique par l'importance des massifs forestiers selon que l'on se déplace du nord-ouest vers le nord-est du pays. Le classement suivant sur le nombre de feux par région obéit à la même logique que celle des superficies incendiées. La superficie moyenne incendiée par foyer suivant les régions nous renseigne sur l'importance de celle-ci dans la région nord-ouest du pays, ce qui atteste de l'importance des foyers d'incendies dans cette région. Ceci est dû, vraisemblablement, à la lenteur de l'intervention, à l'éloignement des massifs forestiers, de moyens d'intervention et à la composition floristique des massifs forestiers en essences très combustible, notamment, le pin d'Alep. Dans les autres régions, plus particulièrement celle du centre-nord, cette moyenne dénote l'importance du nombre de foyers, causé essentiellement par une forte concentration humaine dans ces massifs. En retour, cette présence, active l'acheminement des moyens pour lutter rapidement contre les incendies afin de contrecarrer les six menaces qui pèsent sur les populations enclavées dans les massifs forestiers fortement boisés et densément peuplés. Dans

la région nord-est, malgré la forte concentration des massifs forestiers, nous constatons que l'intervention y est relativement lente, car la majorité des ces massifs sont difficiles d'accès. (Arfa *et al.*, 2013).

En Algérie, les gestionnaires forestiers sont confrontés à une tendance générale d'augmentation des superficies brûlées et de la gravité des incendies. Les statistiques montrent qu'entre 1962 et 2012, environ 1.7 million ha de forêts, maquis et broussailles ont été incendiés, soit une moyenne de 30 000 ha chaque année (D.G.F, 2012). En ce qui concerne les forêts de Chêne liège, les feux ont parcouru depuis longtemps presque annuellement des surfaces variables. Ainsi, les statistiques fournies par la Direction Générale des Forêts pour une période de 27 ans (1985-2012), montrent que les incendies de forêts ont ravagé une surface totale en Chêne liège d'environ 200 000 ha, ce qui représente une surface moyenne annuelle de 7300 ha (Fig.4).

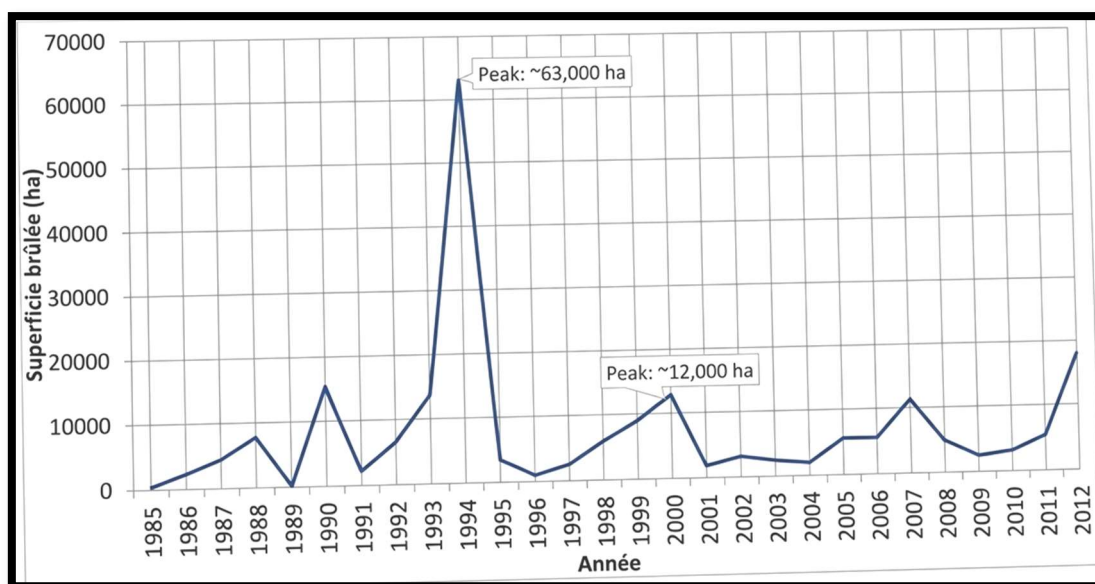


Figure 4: Evolution annuelle des superficies de chêne liège (ha) parcourues par le feu (DGF, 2013)

Les incendies catastrophiques sont enregistrés plus particulièrement en été 1994 atteignant une surface record de 63 328 ha. D'autres, de gravité moindre, sont notés en 1990, 1993, 2000, 2007 et le dernier en été 2012. Durant ces années, les incendies ont atteint des surfaces variant entre 10 et 17.000 ha (Fig.4) (DGF, 2013).

2. Le Chêne liège :

2.1 Description :

Le Chêne-liège (*Quercus suber*) est un arbre d'assez grande taille qui atteint ordinairement 10 à 14 m. de haut, exceptionnellement jusqu'à 20 et 22 m. Il peut vivre 150 à 200 ans (**Saccardy, 1938**).

- Le tronc est court et le houppier est étalé dans les peuplements clairs ou longs et élancé dans les peuplements denses (**Saccardy, 1937**).
- La circonférence atteint en général 70 cm entre 30 et 40 ans selon les conditions de végétation (**Yessad, 2001 ; Amandier, 2002**). En revanche, dans les vieux peuplements elle dépasse les 5m (**Foucard, 1994**).
- Les feuilles sont très polymorphes, coriaces et arrondies, plus ou moins dentées ; elles sont d'un vert brillant au-dessus et pubescentes sur la face inférieure. Elles sont renouvelées au printemps. Leur taille varie de 3 à 6 cm en longueur et de 2 à 4cm en largeur. Le petiole peut atteindre 2cm (**Aime, 1976**).
- Les fleurs mâles pendent en chatons à l'extrémité des rameaux de l'année (**Fraval, 1991**). Les fleurs femelles sont par contre solitaires ou groupées par trois, s'insérant à l'aisselle du rameau de l'année. La floraison se déroule au printemps et les fleurs fécondées donnent naissance à des glands qui se forment et mûrissent entre octobre et janvier (**Natividade, 1956 ; Maire, 1961**).
- Les glands sont de taille variable, allongés à pointe courte et velue. La glandée la plus abondante est généralement observée sur les arbres de 30 à 40 ans. Elle est irrégulière et de bonne qualité environ tous les 2 à 4 ans (**Boudy, 1950**).
- Le système racinaire du Chêne liège est pivotant, il est constitué d'une grosse racine principale qui sert de support à l'arbre, et de racines secondaires plus superficielles. Il permet ainsi l'approvisionnement en eau et en éléments minéraux. Il peut s'emmêler avec les racines des arbres voisins (échanges de substances nutritives) et s'associer avec mycélium de certains champignons pour être ainsi mycorhizées (**Veillon, 1998**), favorisant la capture des minéraux. La longueur maximale est 32 cm (**Sauvage, 1961**).
- la longévité de l'arbre peut atteindre jusqu'à 250 à 300 ans mais les levées successives, les éventuels incendies et les conditions stationnelles, peuvent diminuer fortement cette longévité. En Algérie et au Maroc, les vieux arbres de 220 à 250 ans ne sont pas rares et la longévité moyenne est en général de l'ordre de 150 ans (**Boudy, 1950 ; Vignes, 1990**).

2.2 Ecologie :

Le Chêne liège est une espèce typiquement méditerranéenne. Sa répartition géographique est liée à des exigences écologiques particulières :

- ✓ C'est une essence aimant la lumière (espèce héliophile) et exigeant une forte insolation **(Boudy 1952 ; CRPF, 2006)**.
- ✓ Il pousse sous des climats de type méditerranéen (température moyenne annuelle comprise entre 13°C et 16°C), là où les hivers sont relativement doux et pluvieux et les étés secs et chauds. Il ne supporte pas du minimum de température inférieur à -9°C **(Boudy, 1952)** ; à partir de -5 °C les feuilles subissent des lésions irréversibles. Il occupe les bioclimats humides à sub-humide à hivers doux car il craint les fortes gelées persistantes et a besoin d'une période de sécheresse en été pour prospérer.
- ✓ Bien que supportant la sécheresse, il apprécie une humidité atmosphérique d'au moins 60 % et une pluviométrie allant de 500 à 1200 mm / an.
- ✓ C'est une espèce calcifuge (intolérante au calcaire), qu'on ne trouve que sur les substrats siliceux et acides.
- ✓ L'humidité est également un facteur limitant, car bien qu'étant xérophile, le Chêne liège nécessite une humidité atmosphérique d'au moins 60 %, même en saison sèche, et d'une pluviométrie allant de 500 à 1200 millimètres par an. Ces conditions ne se rencontrent que près de la mer en région méditerranéenne, et jusqu'à 200 ou 300 km à l'intérieur des terres sur la façade atlantique ce qui réduit quelque peu son aire naturelle de développement.

Le Chêne-liège est une essence sensible à la concurrence des autres espèces : il a besoin de l'action de l'homme pour se maintenir.

2.3 Régénération du Chêne liège :

Comme pour la plus part des essences feuillues, le Chêne liège se régénère par deux méthodes, l'une naturelle (semis et rejets de souches) et l'autre artificielle **(Dehane, 2012)**.

2.3.1 Régénération naturelle :

La régénération naturelle se fait par le semis des glands tombés. Elle dépend étroitement de plusieurs facteurs tels que la fécondité des arbres, la périodicité des fructifications, la faculté de germination des glands, les conditions climatiques et édaphiques du milieu et enfin l'action de l'homme **(Bouchafra & Fraval, 1991)**. Partout en Algérie, la régénération par semi-naturel est déficiente en raison du manque de sylviculture. Étant une espèce de lumière, à tous les niveaux

de son développement, le jeune semis issu d'un gland supporte mal le couvert végétal et finit par disparaître à l'ombre de ses concurrents (Belabbes, 1996).

2.3.2 Régénération par rejets de souche

La pérennité naturelle de l'essence peut être aussi assurée par rejets de souches. Cette méthode de régénération s'applique avec prudence aux peuplements ayant des souches de plus de 80 ans (Cemagref, 1983).

Le Chêne liège est doté d'une grande faculté de rejeter vigoureusement après recépage mais la méthode est peu utilisée en Algérie en raison du manque d'information sur ses possibilités de production (Belabbes, 1996).

2.4 Répartition géographique :

2.4.1 Distribution du Chêne liège dans le monde :

L'aire de végétation de cette essence est circonscrite à la région de la méditerranée occidentale dans laquelle, sous l'influence de l'océan atlantique et de la mer méditerranée, se trouvent réunies les conditions climatiques qui conviennent à la végétation de cet arbre (Dehane, 2013). Il végète exclusivement sur le territoire des sept pays : le Portugal, l'Espagne, la France, l'Italie, l'Algérie, le Maroc et la Tunisie (Ghefar, 2014) (Fig.5).

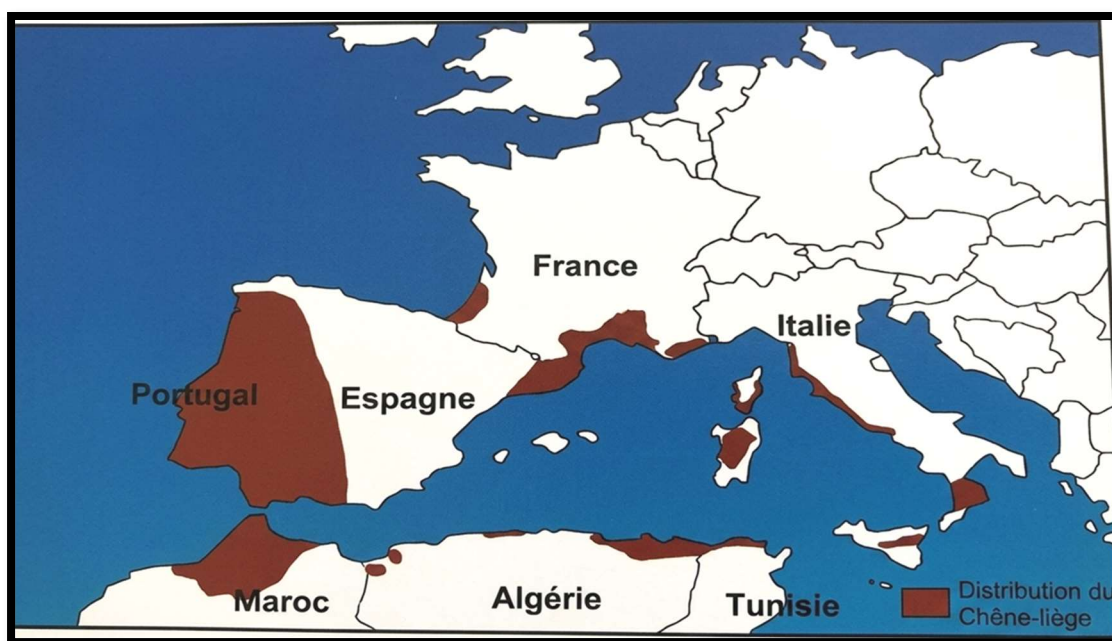


Figure 5 : Distribution géographique mondiale du Chêne liège (IFN, 1999)

2.4.2 Aire de répartition du Chêne liège en Algérie :

Le Chêne liège totalise près d'un million d'hectares en Afrique du Nord (**Pausas *et al.*, 2009**). C'est une espèce forestière principale en Algérie, en raison des superficies qu'elle occupe et de son importance économique. Il est disséminé à l'origine sur 470 000 hectares (**Charlemagne, 1894**).

Le Chêne liège s'étend le long d'une bande côtière sur terrains siliceux faisant partie du littoral oriental « dite région à Chêne liège » à climat sub-humide et humide. Il forme un bloc en un seul tenant de plus de 130 000 ha à partir de l'Est du pays (Bejaia, Jijel, Skikda, Annaba, El Taref) jusqu' aux frontières tunisiennes. Un autre moins compacte dans le centre (Chlef, Alger, Delys,) et quelques ilots bien isolés dans le littoral occidental (Oran) (Fig.6). L'essence fait aussi des incursions dans le tell sur une distance ne dépassant pas 100 km de largeur. Dans son facies oriental, il se localise à Souk Ahras, Guelma, El Milia et Constantine.

Dans l'Algérois, on le rencontre sur terrains gréseux à Blida, Bouira, Tizi Ouzou, Tipaza, Médéa et Teniet El Had. Dans le montagnard occidental, il se cantonne surtout à Tlemcen mais aussi à Mascara, Tiaret et Relizane (**D'Hubert, 1902 ; Boudy, 1952 ; Yessad, 2001**). Globalement, le Chêne liège se localise dans 22 wilayas (**Dehane, 2012**).

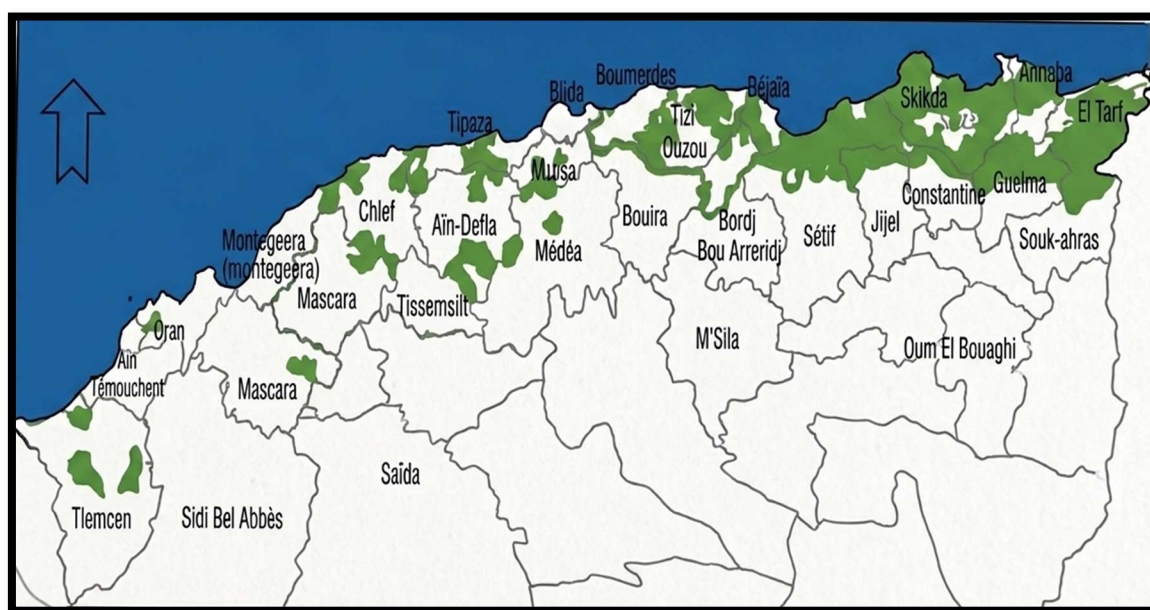


Figure 6 : Répartition du Chêne liège en Algérie (DGF, 2003)

2.5 Facteurs de dégradation des subéraies algériennes :

D'après **Bouhraoua (2004)**, ils existent plusieurs facteur influencent la dégradation de la forêt

- ◆ Vieillessement des peuplements et une régénération naturelle déficiente
- ◆ Enrésinement des peuplements (Pin d'Alep et Pin maritime),

- ◆ Absence de travaux sylvicoles (embroussaillage et abandon des forêts)
- ◆ Manque de plans de gestion subéricole,
- ◆ Mauvaise exploitation du liège,
- ◆ Attaques parasitaires : *Platypus cylindrus*
- ◆ Les incendies de forêt

2.6 La subéraie face aux incendies :

La subéraie subissait des incendies plus ou moins violents depuis une longue date, néanmoins elle persiste grâce à sa forte résistance. En effet, quelques semaines après le feu, des rejets et des drageons apparaissent en abondance. L'intensité du feu peut être appréciée par des indices indirects: degré de calcination de la végétation, importance des chicots résiduels, aspect de la surface du sol brûlée ± profondément. L'observation des Chênes lièges et de la façon dont ils "repartent" après le feu peut fournir des indications assez précises, utilisables pour pronostiquer leurs chances de survie. Si le Chêne liège est capable de résister à des incendies parfois violents, c'est à l'épaisseur et à la structure de son écorce (présence d'une multitude de compartiments étanches remplis d'air) qu'il doit cette aptitude. En effet, en terme thermique, le tissu subéreux figure parmi les substances douées de la plus haute capacité isolante. L'écorce liégeuse du Chêne liège est donc sa meilleure assurance vie. Le fait de le démascler et de lui ôter cette protection si précieuse aura pour conséquence directe de rendre plus vulnérable le peuplement en cas d'incendie même de faible puissance. **Fricout (1913)** et **Bouarbi (1936)** écrivaient à propos de la forêt de Mizrana que si un incendie survenait pendant les trois premières années qui suivent l'écorçage, la plus grande partie des arbres écorcés pourrait être considérée comme perdue. Malgré la perte de tout son houppier et un aspect carbonisé, le Chêne liège possède un important pouvoir de récupération, ce qui fait qu'avant de décider de couper un arbre il faut s'assurer de sa viabilité future. Il est préférable d'attendre le printemps et même le deuxième automne pour évaluer l'état sanitaire de chaque sujet. Ainsi, si le liège protège très efficacement les chênes contre les incendies, ces derniers sont par contre très sensibles aux incendies quand ils ont été récemment récoltés. Dans l'éventuelle coupe rase ou mortalité après incendie de forte intensité, la régénération n'est possible que par rejets de souche, la régénération naturelle par voie sexuée n'aboutit pas (**Boudy, 1950**). En effet, malgré la germination des glands parfois en abondance, les semis ne résistent pas à la sécheresse estivale.

Chapitre II

Matériels et méthodes



CHAPITRE II/ MATERIELS ET METHODES

1. Présentation de la région et des sites d'étude

1.1 Présentation de la région d'étude : la commune de Zitouna

1.1.1 Situation géographique

La commune de Zitouna est située à l'extrême nord-est d'El-Tarf. Elle est bordée au nord par la wilaya d'El Tarf, à l'est par la frontière tunisienne, à l'ouest par les communes de Bouteldja et la commune de Cheffia et au sud par les communes d'Ain El Karma et de Bouhadjar. Elle couvre une superficie de 156 Km² et se situe à 111 m d'altitude (Fig. 07).



Figure 07 : Localisation de la commune de Zitouna dans la wilaya d'El Tarf (rectangle rouge)
(Source : Google Maps)

1.1.2 Facteurs physiques

1.1.2.1 Le climat

La commune de Zitouna est proche de wilaya d'El-Tarf, son climat est similaire au climat de la wilaya, il bénéficie d'un climat méditerranéen, qui est un type de climat tempéré. Il s'agit, plus précisément d'un climat méditerranéen à été chaud:

- De janvier à février, les conditions climatiques sont relativement peu favorables, bien qu'elles demeurent acceptables. Durant cette période, la température moyenne en début de soirée avoisine les 12 °C, tandis que les précipitations atteignent environ 136 mm par mois.

- Entre les mois de mars et d'avril, les conditions climatiques deviennent favorables, avec des températures pouvant atteindre 20 °C. Les précipitations restent modérées, notamment en avril où elles avoisinent 90 mm.
- De mai à septembre, le climat est particulièrement favorable, caractérisé par des températures élevées pouvant atteindre 29 °C. Les précipitations y sont faibles, avec seulement quelques jours de pluie enregistrés en septembre.
- D'octobre à décembre, le climat demeure globalement acceptable. Les températures moyennes en début de soirée se situent autour de 14 °C, tandis que les précipitations atteignent environ 122 mm par mois durant cette période (**Site web 01**).

1.1.2.2 Hydrologie :

La région possède un hammam appelé *Hammam Sidi Trad* (Fig. 08). Il est situé dans les hauteurs de la commune de Zitouna, à environ 23 km et exactement à l'Est du chef-lieu de la wilaya d'El-Tarf. Il est entouré de Chênes et de formations de Lauriers roses aux ombres abondantes, où le visiteur bénéficie de son emplacement touristique distingué, notamment en raison de son eau chaude qui coule des sources et des rochers, ce qui en a fait un remède pour les personnes atteintes de diverses maladies chroniques.

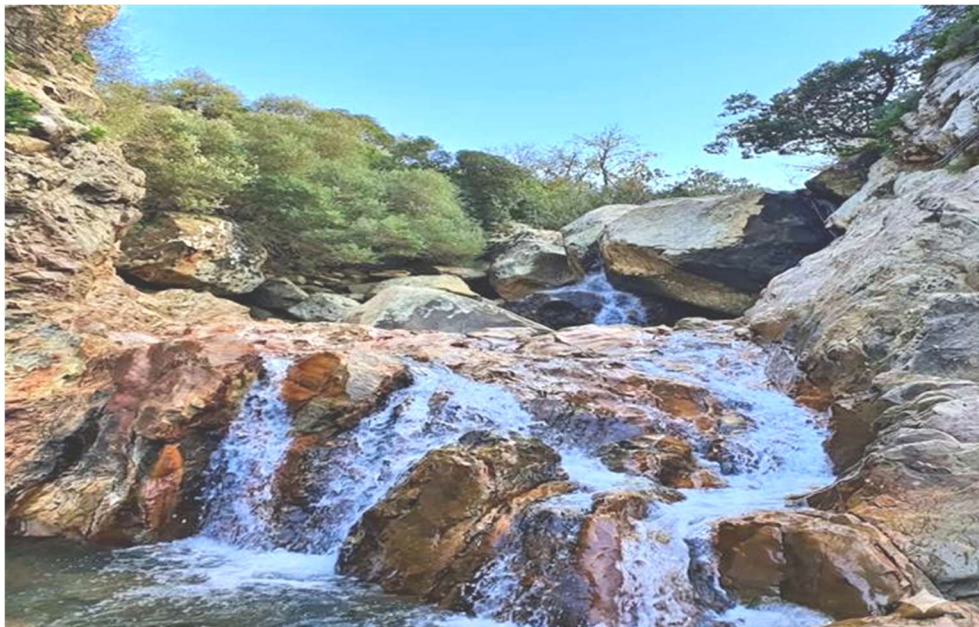


Figure 08 : Hammam Sidi Trad

1.1.3 Contexte socio-économique

- **La population :**

La population totale de la commune est estimée à près de 11 442 habitants, répartis comme suit : 4142 hommes et 7300 femmes.

- **L'agriculture :**

La commune de Zitouna se caractérise par un sol fertile propice à la culture, où les agriculteurs l'utilisait pour planter du blé, de l'orge et certains légumes et fruits, et une partie de ces terres est exploitée pour le pâturage.

1.1.4 Formation végétale

En raison de l'emplacement stratégique de la commune, car elle est embrassée par une série de montagnes majestueuses et de sentiers accidentés, dont les montagnes du Deir surplombant la frontière tunisienne, à partir de Hammam Sidi Trad, la commune se caractérise par un couvert forestier dense qui comprend plusieurs types d'arbres, y compris le Chêne liège, le Hêtre et l'Olivier. Il existe également de nombreuses zones de plaine propices à l'agriculture et au pâturage.

1.2 Description des sites d'étude

Le choix des stations d'étude a été effectué au sein de la commune de Zitouna, spécifiquement dans la localité de Oum Eskek. Deux parcelles ont été sélectionnées en fonction de l'historique des incendies afin d'évaluer la régénération de la subéraie :

1.2.1 Parcelle 01 : Oum Eskek (El-Bab) :

Cette parcelle est située au lieu-dit « El-Bab ». Elle a été touchée par un incendie récent survenu le 25 août 2024 à 12h30 (Fig. 9). Le feu a parcouru une superficie de 04 hectares, constituée essentiellement d'une forêt de Chêne liège (*Quercus suber* L.). Aucune perte humaine, matérielle ou animale n'a été enregistrée suite à cet incendie. Cette station représente le stade initial de la réponse post-incendie de l'écosystème.



Figure 09 : Vue de la parcelle 1 (Photo originale, Cheloufi M., 2026)

1.2.2 Parcelle 02 : Oum Eskek (Chabaat El-Majen)

La deuxième parcelle d'étude est localisée au lieu-dit « Chabaat El-Majen ». Ce site a été parcouru par un incendie le 23 août 2021 à 13h30 (Fig. 10). Tout comme la première station, la superficie touchée a été de 04 hectares de forêt de Chêne liège, sans aucune perte humaine, matérielle ou animale signalée. Le choix de ce site permet d'observer l'état de la biodiversité et de la régénération après une période de récupération de trois ans (**District des forêts de commune de Zitouna, 2026**).



Figure 10 : Vue de la parcelle 2 (Photo originale, Cheloufi M., 2026)

2. Matériels de travail

Au cours de notre travail sur terrain, nous avons eu besoin de :

- Fiche de diagnostic écologique des parcelles
- Bloc note et stylo
- Appareil photo du téléphone portable
- Sachets en plastique pour le transport des échantillons de sol
- Petite pelle pour prélever les échantillons de sol
- Bombe de peinture pour marquer les arbres



Figure 11 : Partie du matériel utilisé sur terrain

(a : Bombe de peinture ; b : Petite pelle ; c : Sachets en plastique)

3. Méthodologie de travail

3.1 Diagnostic écologique des parcelles d'étude

Le diagnostic écologique réalisé à travers quatre sorties sur le terrain (entre mars et décembre 2025) a permis d'évaluer l'état de santé et la dynamique de régénération post-incendie des deux parcelles à Oum Eskek.

3.1.1 Description de la parcelle d'étude

Le diagnostic écologique de la zone d'étude a été réalisé à travers une fiche de terrain structurée, permettant de caractériser la parcelle selon plusieurs descripteurs biophysiques. Cette description inclut la détermination de la superficie de la parcelle, le recensement du nombre total d'arbres de Chêne-liège ainsi que ceux incendiés.

L'étude s'est focalisée sur l'origine de la régénération (arbres issus de semis ou de rejets), en précisant le type de repousse (basale ou apicale). De plus, l'état du substrat a été examiné à

travers le type de sol, la présence de la litière (et son épaisseur), ainsi que la détection de micro-habitats tels que les mousses (sur les arbres et au sol) et les champignons. Enfin, des observations sur la biodiversité animale (présence de nids ou d'oiseaux) et sur la compétition interspécifique (espèces concurrentes) ont été intégrées pour évaluer le taux de repousse global et la résilience de la parcelle après l'incendie.

3.1.2 Descripteurs des relevés sylvicoles

Pour approfondir le diagnostic de la parcelle, une série de descripteurs sylvicoles a été établie afin de caractériser la structure et l'état de peuplement du Chêne-liège. Ces descripteurs sont notés selon des échelles d'évaluation spécifiques :

- **L'âge**
- **L'état du sous-bois**
- **La régénération**
- **L'influence anthropique et animale**
- **La dynamique interspécifique**
- **Le statut social**

3.1.3 Relevés dendrométriques des arbres :

Cette troisième partie du diagnostic concerne les mesures dendrométriques, essentielles pour quantifier la structure physique des arbres de Chêne liège échantillonnés dans la parcelle. Pour chaque arbre numéroté, les paramètres suivants ont été mesurés :

- **La circonférence du tronc (à 1, 30 m du sol)**
- **La hauteur totale de l'arbre**
- **La hauteur des premières branches**

3.1.4 Relevés d'exploitation du liège

Cette partie est consacrée à l'évaluation de l'historique et du potentiel d'exploitation des arbres de Chêne liège. Les paramètres relevés permettent de caractériser l'état du liège et l'intensité des interventions humaines passées à travers les indicateurs suivants :

- **La hauteur de la dernière levée de liège**
- **Le nombre d'écorçages**

- **La circonférence à hauteur d'homme (1,70 m)**
- **Le coefficient de démasclage (Cd)**

3.1.5 Évaluation de l'état sanitaire de la parcelle :

Cette dernière étape du diagnostic vise à évaluer la vitalité et l'état de santé des arbres de Chêne liège après l'incendie, en se basant sur deux indicateurs visuels majeurs : la défoliation et la décoloration du feuillage.

3.1.5.1 Perte de feuilles ou défoliation :

La défoliation consiste à estimer la perte de biomasse foliaire en découpant virtuellement la cime de l'arbre en zones homogènes. Une note est attribuée selon le pourcentage de feuillage affecté, permettant de classer les arbres dans des catégories sanitaires précises :

- **Classe 1 (0-10%)**
- **Classe 2 (15-25%)**
- **Classe 3 (30-60%)**
- **Classe 4 (65-95%)**
- **Classe 5 (100%)**

3.1.5.2. Décoloration du feuillage :

En complément de la défoliation, l'aspect chromatique des feuilles est analysé pour détecter des colorations anormales. Le houppier est divisé en quatre zones égales pour estimer la proportion de feuillage décoloré. Les classes de notation sont définies comme suit :

- **Classe 1 (0-10%)**
- **Classe 2 (15-25%)**
- **Classe 3 (26-60%)**
- **Classe 4 (> 65%)**
- **Classe 5 (100%)**

3.2 Inventaire et état de la végétation dans les deux parcelles

Nous avons réalisé un inventaire de la végétation dans les deux parcelles considérées. Ainsi, nous avons effectué un échantillonnage systématique par placettes de surface fixe, méthode

largement utilisée dans les inventaires floristiques et les études de dynamique de la végétation. Cette approche consiste à répartir régulièrement des placettes carrées de dimensions identiques au sein de chaque parcelle afin de garantir une représentativité spatiale de la végétation. Au sein de chaque placette, sont relevés la composition floristique et la régénération des espèces.

Les espèces les plus communes ont été identifiées sur terrain et des photos ont été prises pour l'identification des autres à partir de flores ou par l'encadreur.

3.3 Suivi du développement de la végétation des deux parcelles

Au cours des sorties effectuées, nous avons procédé au suivi de la dynamique de la végétation au niveau des deux parcelles considérées.

À ce titre, le suivi a été organisé selon un calendrier chronologique comportant quatre phases successives : (i) T0 ; (ii) T0–T1 ; (iii) T1–T2 ; et (iv) T2–T3.

Le suivi a été réalisé à travers des prises de vue de la végétation à chaque phase du suivi. Les photographies obtenues ont ensuite permis l'identification des espèces présentes ainsi que l'évaluation de leur évolution, notamment en termes de croissance et de développement.

3.4 Inventaire et état de l'avifaune dans les deux parcelles

L'inventaire de l'avifaune a été réalisé selon la méthode des points d'écoute, largement reconnue comme l'une des techniques les plus efficaces pour l'étude des communautés d'oiseaux en milieu forestier (Bibby *et al.*, 2000 ; Ralph *et al.*, 1995). Cette méthode permet d'obtenir des données fiables sur la composition spécifique, l'abondance relative et la diversité des peuplements aviens tout en limitant les perturbations causées aux espèces observées.

Les relevés ont été effectués durant les premières heures de la matinée, correspondant à la période de plus forte activité des oiseaux, et uniquement sous des conditions météorologiques favorables (absence de pluie et de vent fort), conformément aux recommandations de Bibby *et al.* (2000).

Cette méthode est couramment utilisée dans les études portant sur les effets des incendies sur l'avifaune méditerranéenne, car elle permet de comparer efficacement la richesse spécifique et

la structure des communautés aviennes entre des habitats soumis à différents stades de régénération post-incendie (Herrando *et al.*, 2003 ; Pons & Clavero, 2010).

3.5 Analyses du sol au niveau de deux parcelles

Nous avons également procédé à l'analyse du sol dans les deux parcelles ; et au vu des moyens et du temps imparti, nous avons considéré uniquement le pH, la conductivité électrique (CE) ainsi que la matière organique (MO %) et le Carbonate de calcium (CaCO_3).

Le calcul du pH et de la conductivité électrique (CE) dans les sols des forêts incendiées est essentiel pour évaluer les modifications chimiques provoquées par le feu et comprendre leurs conséquences sur la fertilité du sol, l'activité biologique et la régénération de la végétation.

3.5.1 Protocole d'analyse du pH du sol

Le pH a été mesuré dans une suspension sol-eau à l'aide d'un pH-mètre.

3.5.1.1 Matériels utilisés

- pH-mètre calibré
- Bécher ou flacon
- Balance
- Agitateur
- Eau distillée
- Tamis de 2 mm



Figure 12. Matériels utilisés pour l'analyse du pH

(a : pH-mètre ; b : Balance ; c : Tamis)

3.5.1.2 Préparation des échantillons

- Sécher le sol à l'air libre.
- Retirer les débris végétaux et pierres.
- Tamiser à 2 mm.

3.5.1.3 Méthode

- Peser 10 g de sol sec.
- Ajouter 25 mL d'eau distillée.
- Agiter pendant environ 30 minutes.
- Laisser reposer 10 à 15 minutes.
- Calibrer le pH-mètre avec des solutions tampons (pH 4, 7 et éventuellement 10).
- Introduire l'électrode dans la suspension.
- Lire et noter la valeur du pH.

3.5.2 Protocole d'analyse de la Conductivité électrique (CE) du sol

La CE mesure la capacité de la solution du sol à conduire le courant électrique, en fonction des ions dissous.

3.5.2.1 Matériels utilisés

- Conductimètre
- Balance
- Eau distillée
- Bécher ou flacon
- Agitateur
- Tamis de 2 mm



Figure 13. Matériels utilisés pour l'analyse de la Conductivité électrique (CE)
(a : Conductivimètre ; b : Agitateur)

3.5.2.2 Préparation des échantillons

Même préparation que pour le pH :

- séchage à l'air ;
- tamisage à 2 mm.

3.5.2.3 Méthode

- Peser 10 g de sol sec.
- Ajouter 50 mL d'eau distillée.
- Agiter pendant 30 minutes.
- Filtrer ou laisser décanter.
- Étalonner le conductimètre.
- Mesurer la CE dans le surnageant.

3.5.3 Protocole standard d'analyse de la matière organique (MO) du sol

L'analyse de la matière organique (MO) est essentielle pour évaluer la fertilité, l'activité biologique et les effets des incendies sur les sols forestiers. Après un feu, la matière organique diminue souvent à cause de la combustion de la litière et de l'humus.

La méthode la plus simple, fiable et largement utilisée est la méthode par perte au feu (Loss on Ignition, LOI).

La matière organique est oxydée et détruite par chauffage à haute température. La perte de masse correspond approximativement à la quantité de matière organique présente dans le sol.

3.5.3.1 Matériels utilisés

- Four de séchage (105 °C)
- Four à moufle (550 °C)
- Balance de précision
- Creusets en porcelaine ou métalliques
- Dessiccateur
- Tamis de 2 mm

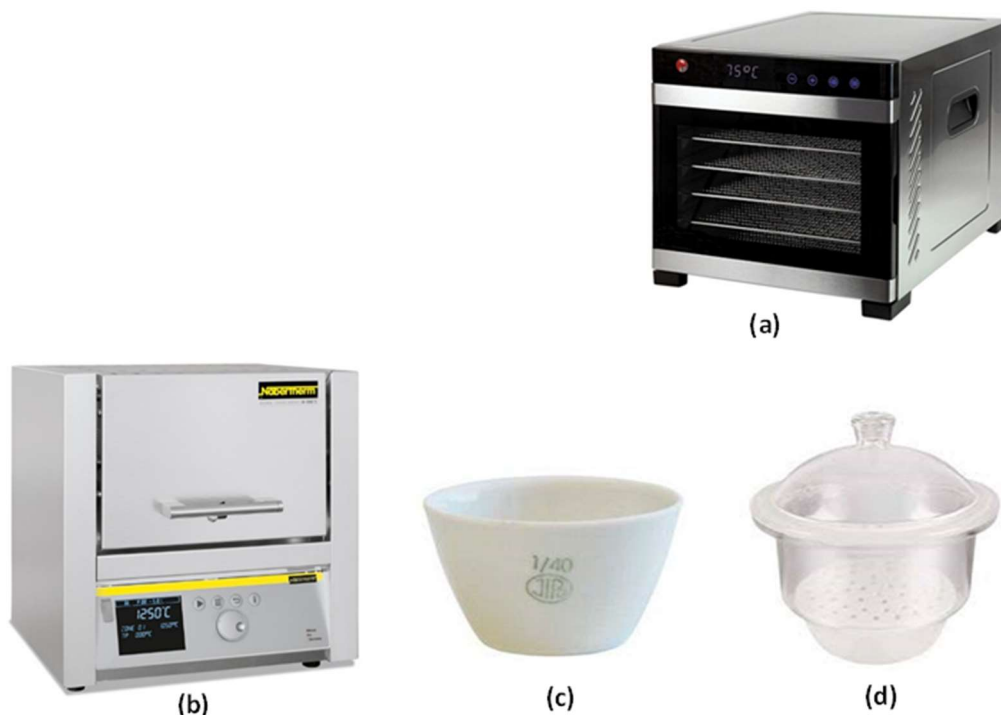


Figure 14. Matériels utilisés pour l'analyse de la matière organique (MO)

(a : Four de séchage ; b : Four à moufle ; c : Creusets en porcelaine ; d : Dessiccateur)

3.5.3.2 Préparation des échantillons

- Sécher le sol à l'air libre.
- Éliminer racines, pierres et débris.
- Tamiser à 2 mm

3.5.3.3 Méthode

a) Séchage

- Peser le creuset vide : P_0
- Ajouter environ 5 à 10 g de sol.
- Sécher à 105 °C pendant 24 h pour éliminer l'eau.
- Refroidir dans un dessiccateur puis peser : P_1

b) Calcination

- Placer le creuset dans un four à moufle.
- Chauffer à 550 °C pendant 4 heures.
- Laisser refroidir dans le dessiccateur.

- Peser de nouveau : P_2

3.5.3.4 Calcul de la matière organique

$$\text{MO (\%)} = \frac{P_1 - P_2}{P_1 - P_0} \times 100$$

Avec :

- P_0 = masse du creuset vide ;
- P_1 = masse après séchage à 105 °C ;
- P_2 = masse après calcination à 550 °C.

Tableau 1. Classes d'interprétation courantes de la matière organique des sols

Teneur en MO (%)	Interprétation
< 1 %	Très pauvre
1 – 2 %	Pauvre
2 – 4 %	Moyenne
4 – 8 %	Riche
> 8 %	Très riche



Figure 15. Quelques étapes de l'analyse de la matière organique dans le sol des deux parcelles étudiées (Photo originale, Cheloufi M. 2026)

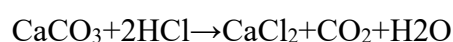
3.5.4 Protocole standard d'analyse carbonate de calcium total (CaCO₃) du sol

Pour les sols forestiers, y compris les sols de subéraies incendiées, la détermination du carbonate de calcium total (CaCO₃) se fait généralement par des méthodes simples, normalisées et largement utilisées en pédologie.

Ainsi, nous avons utilisé la méthode volumétrique par attaque acide, simple et plus accessible.

3.5.4.1 Principe

Le carbonate de calcium réagit avec l'acide chlorhydrique pour libérer du dioxyde de carbone:



Le volume de CO₂ produit est proportionnel à la quantité de CaCO₃ présente dans le sol.

L'excès d'acide est dosé après réaction.

3.5.4.2 Méthode

- Peser 1 g de sol.
- Ajouter un volume connu de HCl.
- Laisser réagir complètement.
- Doser l'excès d'acide par NaOH.
- Calculer la quantité de CaCO₃.

3.5.4.3 Procédure

- Déposer quelques grammes de sol dans une coupelle.
- Ajouter quelques gouttes d'HCl à 10 %.

3.5.4.4 Observation

- Forte effervescence → sol calcaire.
- Faible effervescence → peu calcaire.
- Aucune effervescence → sol non calcaire.

Chapitre III

Résultats et discussion



CHAPITRE III/ RESULTATS ET DISCUSSION

1. Diagnostic écologique des deux parcelles

1.1. Descripteurs des relevés sylvicoles

Les données quantitatives et qualitatives collectées sur le terrain ont permis de dresser un état des lieux global de la structure forestière. Le tableau suivant regroupe les résultats des descripteurs sylvicoles appliqués aux arbres échantillonnés au niveau des deux parcelles échantillonnées (Tab. 02) :

Tableau 2. Synthèse des descripteurs sylvicoles au niveau des deux parcelles d'étude.

Descripteurs sylvicoles	Parcelle 1	Parcelle 2
Age (%)	20 % jeunes 50 % adultes 30 % vieux	18.18 % jeunes 72.72 % adultes 9.09 % vieux
Sous-bois (%)	0 % nul 5 % réduits 40 % moyennes 20 % denses mais pénétrables 35 % denses et impénétrables	9.09 % nul 0 % réduits 36.36 % moyennes 45.45 % denses mais pénétrables 9.09 % denses et impenetrable
Régénération (%)	15 % aucunes 0 % rare 55 % moyennes 30 % fortes	Forte (100 %)
Fréquentation humaine	Moyenne	Moyenne
Paturage	Moyen	Moyen
Concurrence avec d'autres essences	Nulle	Nulle
Statut social	Dominant	Dominant

1.1.1 Parcelle 1

Au niveau de la Parcelle 1, l'analyse des descripteurs sylvicoles met en évidence les caractéristiques structurales du peuplement de Chêne-liège dans la zone d'étude. En ce qui concerne la structure d'âge, le peuplement est majoritairement composé d'arbres adultes à hauteur de 50%, suivis par les vieux arbres (30%) et les jeunes individus (20%) (Fig. 16).

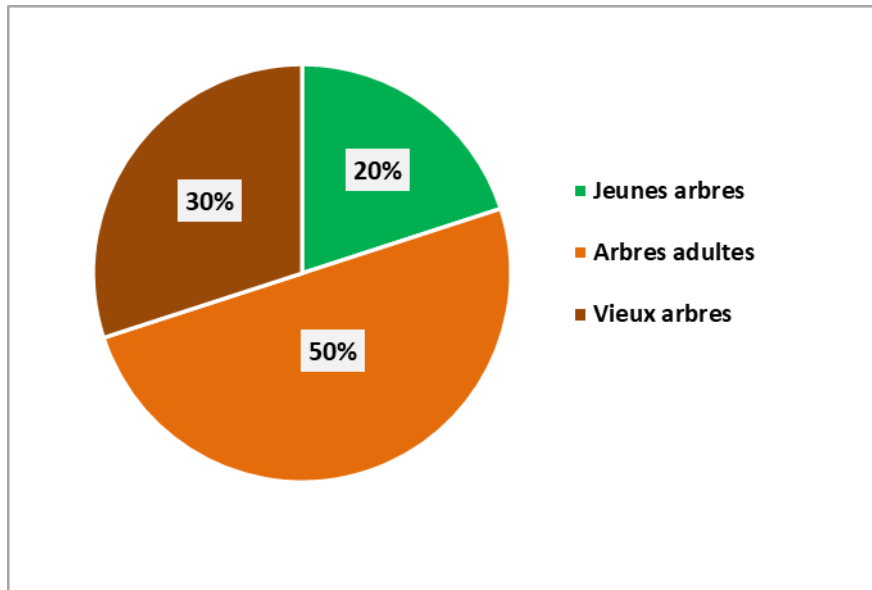


Figure 16 : Répartition des arbres de Chêne-liège échantillonnés selon les classes d'âge
Dans la parcelle 01.

L'état du sous-bois montre une prédominance des strates moyennes (40%) et denses (35% impénétrables et 20% pénétrables), ce qui témoigne d'un couvert végétal bien développé malgré les perturbations passées (Fig. 17).

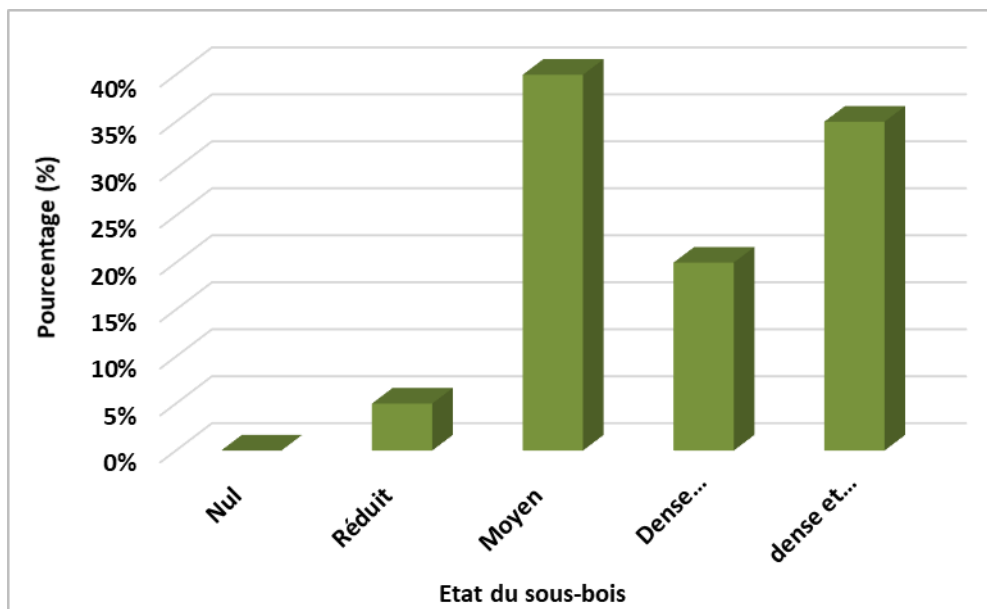


Figure 17 : Évaluation globale de l'état de densité du sous-bois dans la parcelle 01.

Quant à la régénération naturelle, elle est moyenne sur 55% de la surface et forte sur 30%, tandis que 15% ne présente aucune reprise (Fig. 18).

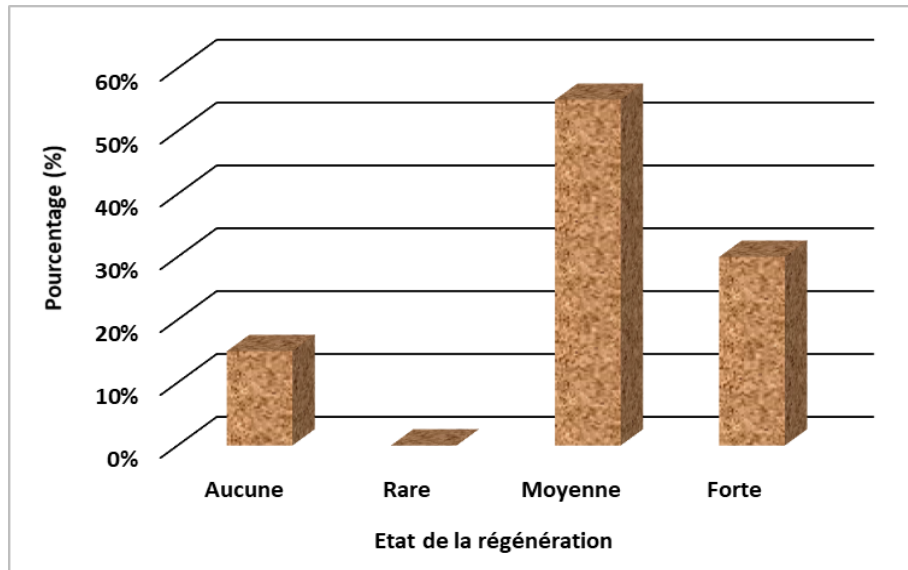


Figure 18 : Taux d'abondance de la régénération naturelle du Chêne-liège après le passage du feu.

Les facteurs anthropozoogènes (fréquentation humaine et pâturage) y sont qualifiés de "moyens". Enfin, la concurrence avec d'autres essences est nulle, permettant au Chêne-liège de maintenir son statut social "dominant".

1.1.2 Parcelle 2

Au niveau de la Parcelle 2, la structure d'âge se caractérise par une forte dominance des arbres adultes qui représentent 73% du peuplement, suivis par les jeunes arbres (18%) et une faible proportion de vieux individus (9%) (Fig 19).

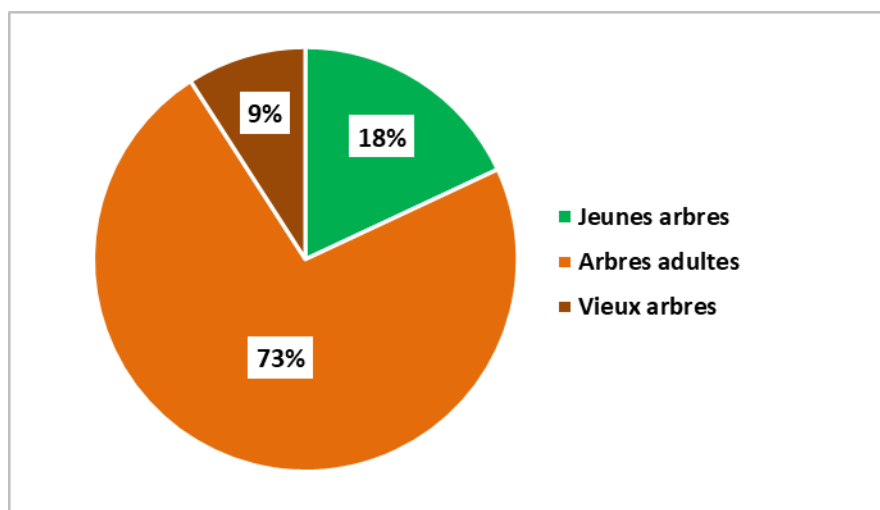


Figure 19 : Répartition des arbres de Chêne-liège échantillonnés selon les classes d'âge dans la parcelle 02.

Concernant le sous-bois, il affiche une dominance de strates moyennes (36%) et de strates denses mais pénétrables (46%), suivies par les strates denses et impénétrables (9%) et réduites (9%) (Fig. 20).

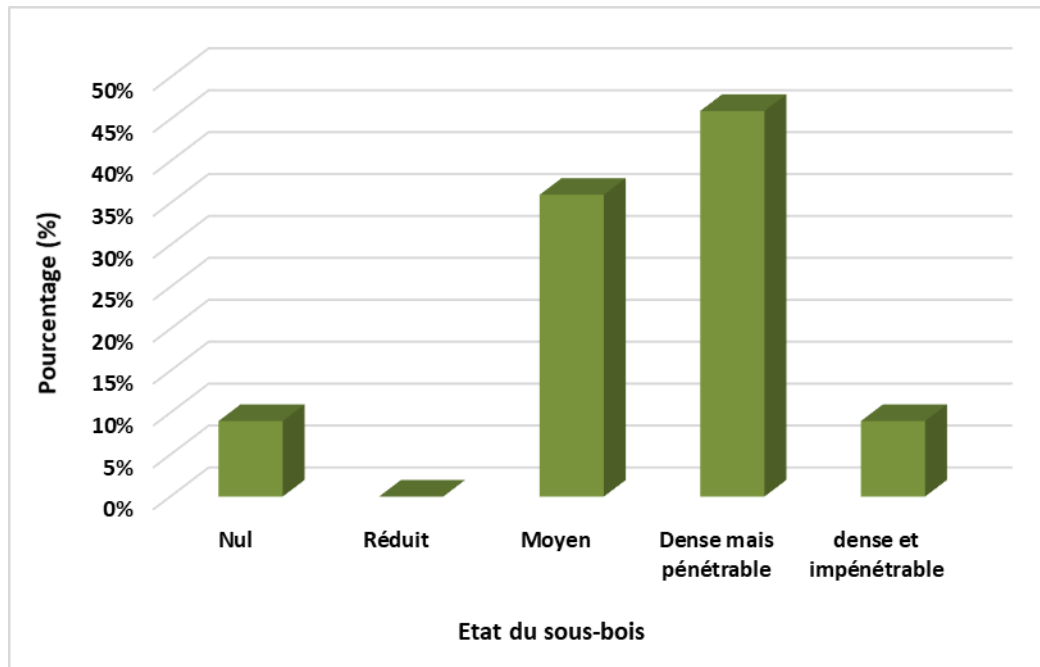


Figure 20 : Évaluation globale de l'état de densité du sous-bois dans la parcelle 02.

La régénération naturelle s'y distingue par une dynamique maximale, enregistrant un taux "fort" sur la totalité de la parcelle (100%). De même que pour la première zone, la fréquentation humaine et le pâturage y sont notés comme "moyens", la concurrence interspécifique est totalement nulle et le statut social des arbres reste "dominant".

1.1.1 Discussion

Les descripteurs sylvicoles révèlent des différences significatives entre les deux parcelles, reflétant des stades distincts de reconstitution post-incendie. La parcelle 1, récemment incendiée, conserve une structure d'âge relativement équilibrée avec une prédominance des arbres adultes (50 %), suivis des vieux individus (30 %) et des jeunes arbres (20 %). La dominance des strates moyennes à denses dans le sous-bois et la présence d'une régénération moyenne à forte sur 85 % de la surface témoignent d'une reprise rapide de la végétation.

La parcelle 2, incendiée depuis quatre à cinq ans, présente une structure plus homogène dominée par les arbres adultes (73 %) et une faible proportion de vieux individus (9 %), traduisant un stade plus avancé de récupération écologique. Le sous-bois y est principalement

constitué de formations moyennes à denses mais pénétrables, indiquant une stabilisation progressive de la végétation. Cette évolution est cohérente avec les observations de Chergui *et al.* (2018), qui soulignent la forte résilience structurelle des subéraies nord-africaines après incendie.

1.2. Relevés dendrométriques et d'exploitation au niveau des deux parcelles d'étude

Les caractéristiques dendrométriques du peuplement ainsi que les paramètres liés à l'exploitation du liège ont été mesurés et synthétisés. Le tableau 03 présente les valeurs moyennes, les écarts-types ainsi que les valeurs extrêmes (minimum - maximum) enregistrées pour les deux parcelles d'étude :

Tableau 03. Relevés dendrométriques et d'exploitation au niveau des deux parcelles d'étude
(Moy.± écart-type ; min.-max.)

	Parcelle 1	Parcelle 2
Relevés dendrométriques		
Circonf . Tronc à 1.30 m du sol (cm)	97,87 ± 38,38 (35-172)	82,82 ± 20,84 (49-112)
Hauteur totale de l'arbre (m)	6,88 ± 3,38 (2,5-15)	4,95 ± 0,99 (3,5-7)
Hauteur des 1ères branches (m)	2,86 ± 1,08 (1,6-7)	2,2 ± 45,83 (1,6-3,2)
Relevés d'exploitation		
Circonférence à hauteur d'homme (1.70 m) (cm)	98,67 ± 4,25 (41-182)	76,27 ± 18,08 (48-102)

1.2.1 Descriptif de la Parcelle 1

Les résultats de la Parcelle 1 indiquent que la circonférence moyenne du tronc mesurée à 1.30 m du sol est de 97,87 ± 38,38 cm, avec des valeurs oscillant entre 35 cm et 172 cm. La hauteur totale moyenne des arbres atteint 6,88 ± 3,38 m (allant de 2,5 m à 15 m), tandis que la hauteur moyenne des premières branches est estimée à 2,86 ± 1,08 m. En ce qui concerne les relevés d'exploitation, la circonférence à hauteur d'homme (1,70 m) affiche une moyenne de 98,67 ± 4,25 cm, avec un minimum de 41 cm et un maximum de 182 cm.

1.2.2 Descriptif de la Parcelle 2

Au niveau de la Parcelle 2, la circonférence moyenne du tronc à 1,30 m du sol est de $82,82 \pm 20,84$ cm, pour des valeurs comprises entre 49 cm et 112 cm. La hauteur totale moyenne des individus s'élève à $4,95 \pm 0,99$ m (variant de 3,5 m à 7 m, avec une hauteur moyenne des premières branches se situant autour de $2,2 \pm 45,83$ m. Enfin, pour les paramètres d'exploitation du liège, la circonférence moyenne mesurée à 1,70 m est de $76,27 \pm 18,08$ cm, s'étendant d'une valeur minimale de 48 cm à une valeur maximale de 102 cm.

1.2.3 Etat comparatif des deux parcelles

Les résultats dendrométriques mettent en évidence des différences structurales importantes entre les deux parcelles de Chêne-liège soumises à des incendies d'âges différents. La parcelle 1, récemment incendiée, présente des valeurs moyennes de circonférence et de hauteur supérieures à celles de la parcelle 2. La circonférence moyenne à 1,30 m du sol atteint 97,87 cm contre 82,82 cm dans la parcelle 2, tandis que la hauteur moyenne des arbres est respectivement de 6,88 m et 4,95 m. Ces résultats suggèrent la présence, dans la parcelle 1, d'individus adultes de grande taille ayant résisté au passage du feu.

1.2.4 Discussion

Les résultats obtenus confirment la forte résilience du Chêne-liège face aux incendies, largement documentée dans la littérature méditerranéenne. La faible mortalité observée dans les subéraies méditerranéennes est également rapportée dans la forêt de Kiadi (Akfadou, Algérie), où seulement 7,5 % des arbres ont péri après incendie, tandis que la majorité des individus ont développé des rejets de couronne ou des rejets basaux, témoignant de l'importante capacité de régénération du Chêne-liège (Roula *et al.*, 2020).

À l'inverse, l'homogénéité plus marquée de la parcelle 2, incendiée depuis près de cinq ans, pourrait résulter de la mortalité différée des arbres les plus affectés et de la reconstitution progressive du peuplement, phénomène également décrit par Catry *et al.* (2012a).

Dans l'ensemble, les différences observées entre les deux parcelles reflètent l'action combinée de la résistance des arbres adultes, de la mortalité post-incendie, de la régénération végétative et de la dynamique de reconstitution du peuplement.

1.3. Evaluation de l'état sanitaire des deux parcelles :

L'évaluation de l'état sanitaire des arbres de Chêne-liège a été réalisée à travers l'estimation du taux de défoliation et de la décoloration du feuillage. Le tableau 04 regroupe les résultats de ces indicateurs pour les deux parcelles d'étude :

1.3.1 Parcelle 1

En ce qui concerne la perte de feuilles ou défoliation au niveau de la Parcelle 1, les résultats indiquent que 100% des arbres présentent un taux d'affectation compris entre 0-10%.

Pour ce qui est de la décoloration du feuillage dans cette même parcelle, le taux de feuillage décoloré se situe entièrement entre 0-10%, ce qui correspond à 100% de pas de décoloration.

Tableau 04. Evaluation de l'état sanitaire des deux parcelles d'étude

	Parcelle 1	Parcelle 2
Perte de feuille ou défoliation		
Perte de feuilles (%)	89% des arbres non défoliés	100% arbres non défoliés
Catégories sanitaires (%)	Près de 89% d'arbres sains 11% d'arbres morts	100% arbres sains
Décoloration du feuillage		
Feuillage décoloré (%)	100% pas de décoloration	- Près de 82 % des arbres non défoliés - 9% des arbres faiblement décolorés - 9% des arbres modérément décolorés
Catégories de décoloration (%)	100% coloration normale	- Près de 82 % Coloration normale des arbres - 9% arbres modérément décolorés - 9% coloration anormale des arbres

1.3.2 Parcelle 2

Au niveau de la Parcelle 2, l'évaluation de la défoliation montre également que 100% des arbres se situent dans la classe de 0-10%, ce qui signifie qu'ils sont non défoliés. Ainsi, la catégorie sanitaire de cette parcelle est caractérisée par 100% d'arbres sains.

Quant à la décoloration du feuillage pour la Parcelle 2, les résultats sont plus hétérogènes. En effet, environ 82% du feuillage ne présente pas de décoloration (0-10%), alors que 9% est faiblement décoloré (15-25%) et 9% est modérément décoloré (26-60%).

1.3.3 Discussion

L'évaluation de l'état sanitaire du feuillage révèle une bonne vitalité générale des chênes-lièges dans les deux parcelles malgré leur historique d'incendie. Dans la parcelle 1, récemment incendiée, tous les arbres vivants présentent une défoliation très faible (0-10 %) et aucune décoloration du feuillage. Ces résultats témoignent de la forte capacité de résistance du chêne-liège au feu, grâce notamment à son épaisse écorce protectrice et à sa capacité de reconstitution rapide du couvert foliaire après perturbation.

Dans la parcelle 2, incendiée depuis près de cinq ans, l'absence totale de défoliation et la présence exclusive d'arbres vivants traduisent également un bon état sanitaire du peuplement. Cette situation pourrait résulter d'un processus de sélection post-incendie ayant favorisé la survie des individus les plus résistants (Moreira *et al.*, 2007 ; Catry *et al.*, 2012b).

2. Inventaire et état de la végétation dans les deux parcelles :

Les investigations de terrain ont permis d'enregistrer un total de 45 espèces végétales, réparties sur 27 familles et 41 genres au niveau des deux parcelles, dont 21 espèces dans la première et 45 dans la seconde, avec 20 espèces communes aux deux sites (Fig. 21).

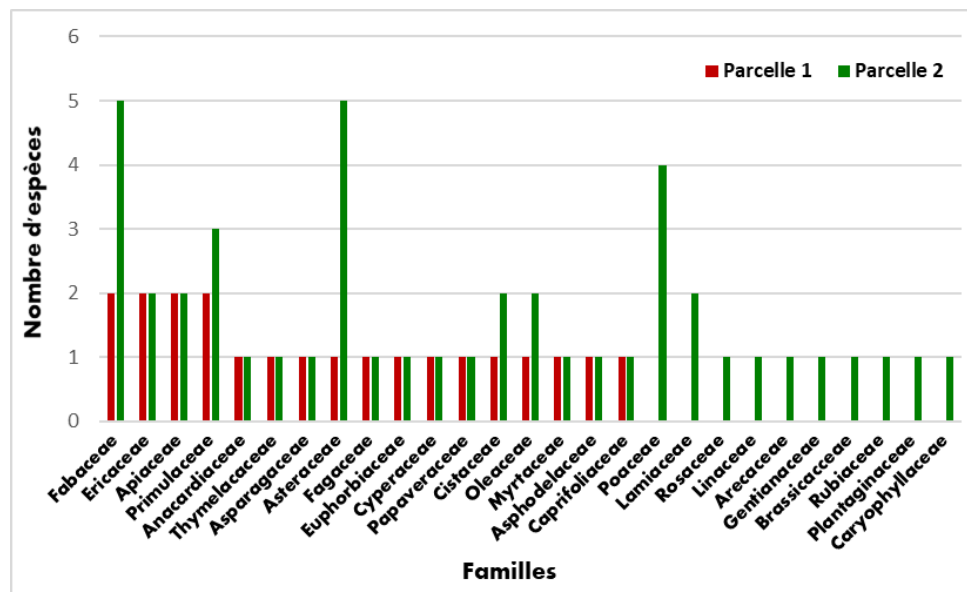


Figure 21. Spectre systématique des espèces inventoriées dans les 2 parcelles considérées

2.1 Parcelle 1

Les résultats obtenus indiquent une diversité floristique intéressante appartenant à trois strates de végétation. Au total 21 espèces appartenant à 16 familles ont été inventoriées. Les familles les plus dominantes les Fabaceae, les Ericaceae, les Apiaceae et les Primulaceae avec 2 espèces chacune. Les autres familles sont représentées par 1 seule espèce chacune (Fig. 21).

La strate arborescente a été représentée par une seule espèce, le Chêne liège. La strate arbustive a compté 08 espèces dont le Ciste à feuille de sauge, le Pistachier lentisque, la Filaire, le Myrthe... La strate herbacée a été représentée par 12 espèces notamment le trèfle, l'Asphodèle, le Cyclamen d'Afrique, la Pulicaire...

2.1.1 Discussion

L'inventaire floristique de la parcelle 1 met en évidence une diversité végétale relativement importante malgré le caractère récent de l'incendie survenu durant l'été 2024. Les 21 espèces recensées, réparties en 16 familles botaniques, témoignent d'une capacité de recolonisation rapide de la végétation, caractéristique des écosystèmes méditerranéens soumis aux incendies (Pausas & Keeley, 2009).

La dominance des Fabaceae, Ericaceae, Apiaceae et Primulaceae reflète les premiers stades de la succession post-incendie. Les Fabaceae jouent un rôle majeur dans la restauration de la fertilité des sols grâce à leur capacité de fixation de l'azote atmosphérique (Carreira *et al.*, 1994 ; Vallejo *et al.*, 2012), tandis que les Ericaceae, notamment *Erica arborea*, sont reconnues pour leur forte capacité de régénération après feu (Pausas & Verdú, 2005).

2.2 Parcelle 2

Pour la Parcelle 2, les Asteraceae et les Fabaceae ont été les 2 familles les plus dominantes avec 5 espèces chacune, suivies des Poaceae avec 4 espèces puis des Primulaceae : 3 espèces. Le reste des familles sont représentées par 1 à 2 espèces (Fig. 21).

La composition floristique de la parcelle 2, incendiée depuis près de cinq ans, traduit un stade avancé de restauration écologique. La dominance des Asteraceae et des Fabaceae (5 espèces chacune), suivies des Poaceae (4 espèces) et des Primulaceae (3 espèces), témoigne d'une diversification progressive de la végétation après incendie. Cette évolution est caractéristique

des écosystèmes méditerranéens où la richesse spécifique augmente au cours de la succession post-incendie (Pausas & Keeley, 2009 ; Vallejo *et al.*, 2012).

L'abondance des Fabaceae reflète leur rôle important dans l'amélioration de la fertilité des sols grâce à leur capacité de fixation de l'azote atmosphérique (Carreira *et al.*, 1994).

3. Inventaire et état de l'avifaune forestière dans les deux parcelles

Le suivi de l'avifaune forestière a permis d'inventorier 8 espèces d'oiseaux appartenant à 7 familles. La famille des Paridae dominait avec 2 espèces. Les autres familles étaient représentées par 1 seule espèce (Fig. 22).

Ainsi, plusieurs espèces pionnières ou opportunistes ont été observées dans ces habitats modifiés ou perturbés par les incendies (Fig. 23). Certaines d'entre elles fréquentaient les troncs d'arbres morts ou brûlés, tandis que d'autres recherchaient des insectes ou des graines dans les buissons. Parmi celles-ci, on retrouve des mésanges telles que *Parus major* (A), des merles *Turdus merula* (B), des pinsons *Fringilla coelebs* (C), le rouge-gorge familier *Erithacus rubecula* (D) et le grimpereau *Certhia brachydactyla*. En outre, de petits rapaces ont été observés, notamment le faucon crécerelle *Falco tinnunculus* (E) et l'épervier d'Europe *Accipiter nisus* (F), qui chassaient des oiseaux plus petits ainsi que d'autres proies.

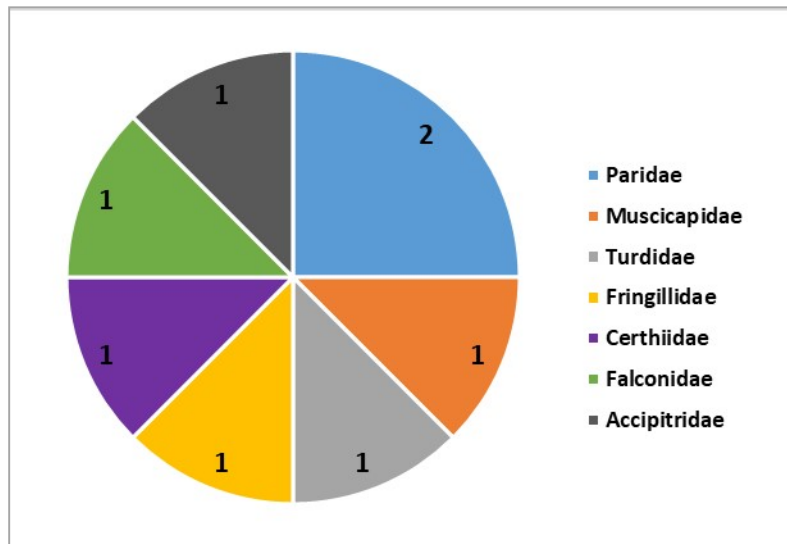


Figure 22. Spectre systématique des espèces d'oiseaux inventoriées dans les deux parcelles considérées



Figure 23. Quelques espèces d’oiseaux inventoriées dans les deux parcelles considérées (<https://www.oiseaux.net>)

3.1 Discussion

L’inventaire avifaunistique réalisé dans la parcelle met en évidence une communauté relativement diversifiée, composée de huit espèces appartenant à sept familles. La dominance des Paridae, représentées par deux espèces, est cohérente avec les caractéristiques écologiques de ce groupe, fréquemment observé dans les forêts méditerranéennes en raison de sa grande capacité d'adaptation aux variations de la structure du couvert végétal (Blondel *et al.*, 2010).

La composition spécifique observée traduit l'influence du feu sur la structure de l'habitat. La présence d'espèces telles que *Parus major*, *Turdus merula*, *Fringilla coelebs* et *Erithacus rubecula* témoigne de la capacité de certaines espèces généralistes à exploiter rapidement les milieux perturbés. Selon Herrando *et al.* (2003), les incendies forestiers entraînent souvent une augmentation temporaire de la fréquence des espèces opportunistes et ubiquistes capables de tirer profit de l'ouverture du couvert végétal et de la diversification des ressources alimentaires.

L'observation du Grimpereau (*Certhia brachydactyla*) sur les troncs d'arbres brûlés ou partiellement morts présente également un intérêt écologique. Les arbres morts ou

dépérissants constituent des microhabitats favorables à de nombreux insectes xylophages, offrant ainsi des ressources alimentaires importantes pour plusieurs espèces insectivores. Plusieurs études ont montré que le maintien du bois mort après incendie contribue au maintien de la biodiversité aviaire et favorise certaines espèces forestières spécialisées (Moreira *et al.*, 2012 ; Lindenmayer *et al.*, 2008).

Dans l'ensemble, la composition de l'avifaune observée traduit une phase active de recolonisation post-incendie. La coexistence d'espèces insectivores, granivores et prédatrices suggère une reconstitution progressive des réseaux trophiques et témoigne du rétablissement graduel des fonctions écologiques de l'écosystème forestier, conformément aux trajectoires de restauration décrites dans les forêts méditerranéennes après incendie (Brotons *et al.*, 2005 ; Pons & Clavero, 2010).

4. Suivi du développement de la végétation dans les deux parcelles

4.1 Parcelle 01 :

Le suivi temporel montre une dynamique de recolonisation végétale structurée en quatre phases distinctes :

Phase 1 : La reprise végétative précoce

- **État initial :** Le sol est encore marqué par les traces de l'incendie (cendres et charbons) (Fig. 24)
- **Observations :** Émergence de la strate herbacée pionnière. Présence notable de géophytes (plantes à bulbes) telles que *Scilla maritima*.



Figure 24. Émergence de la strate herbacée pionnière et traces de l'incendie au niveau de la Parcelle 01 (Sortie 1)

Phase 2 : L'optimum floristique et diversité

- **Développement** : C'est la phase de **pleine croissance**. Le recouvrement du sol (Recouvrement global) atteint son maximum.
- **Observations** : Diversification de la strate herbacée avec une dominance d'espèces à fleurs (Jaunes, Mauves, Blanches). Les rejets de Chêne-liège s'allongent et se densifient (Fig. 25).



Figure 25. Phase de pleine croissance végétale, diversification de la strate herbacée et allongement des rejets de Chêne-liège au niveau de la Parcelle 01 (Sortie 2)

Phase 3 : La sénescence estivale

- **Contraintes** : Augmentation des températures et stress hydrique.
- **Observations** : Jaunissement et dessèchement des plantes annuelles (Thérophytes). Cependant, la strate arbustive (Lentisque, Calycotome) et les rejets de *Quercus suber* restent verts, démontrant leur adaptation aux conditions xériques (Fig. 26).



Figure 26. Jaunissement de la strate herbacée et persistance verte des rejets de Chêne-liège au niveau de la Parcelle 01 (Sortie 3)

Phase 4 : La phase de stabilisation hivernale

- **Évolution** : Après les pluies automnales, une nouvelle levée de dormance est observée.

- **Observations** : Les rejets de Chêne-liège sont désormais bien lignifiés. Le sol est protégé par une fine couche de litière issue des herbes sèches de l'été, favorisant le cycle des nutriments (Fig. 27).



Figure 27. Stabilisation hivernale, lignification des rejets de Chêne-liège et formation d'une couche de litière au niveau de la Parcelle 01 (Sortie 4)

4.1.1 Discussion :

Le suivi temporel réalisé entre mars et décembre 2025 met en évidence une dynamique de recolonisation végétale progressive, caractéristique des subéraies méditerranéennes après incendie. La phase initiale, observée au début du printemps, est marquée par l'apparition d'espèces pionnières, notamment des géophytes tels que *Scilla maritima*, capables de survivre au feu grâce à leurs organes souterrains de réserve (Pausas & Keeley, 2014).

L'arrivée de la sécheresse estivale entraîne la sénescence des espèces annuelles, tandis que les espèces ligneuses telles que *Pistacia lentiscus*, *Calycotome* sp. et les rejets de *Quercus suber* conservent leur activité grâce à leurs adaptations aux conditions xériques (Quézel & Médail, 2003).

4.2 Parcelle 02 :

L'observation réalisée à la mi-avril 2026 met en évidence une reconstitution quasi complète du couvert végétal au sein de la parcelle 02. La strate arbustive et la strate herbacée présentent

un degré élevé de recouvrement, traduisant une fermeture progressive de la végétation. La prédominance de la couverture verte témoigne d'une dynamique de restauration particulièrement active. La quasi-disparition des zones de sol nu observées lors des phases précédentes confirme la résilience de l'écosystème et le succès de la régénération naturelle post-incendie, redonnant progressivement au site son caractère forestier initial (Fig. 28).



Figure 28 : Reconstitution du couvert végétal et restauration de l'aspect forestier initial au sein de la Parcelle 02

4.2.1 Discussion

Les observations réalisées à la mi-avril 2026 mettent en évidence un stade avancé de restauration écologique de la parcelle, près de cinq ans après l'incendie. La reconstitution quasi complète du couvert végétal et la fermeture progressive des strates herbacée et arbustive témoignent d'une dynamique de succession secondaire favorable et d'une forte résilience de l'écosystème. Cette évolution est conforme aux travaux de Pausas et Keeley (2009) et de Vallejo *et al.* (2012), qui soulignent la capacité des écosystèmes méditerranéens à reconstituer rapidement leur couverture végétale après le passage du feu.

Le développement d'un sous-bois dense, parfois quasi impénétrable, reflète l'installation durable d'espèces arbustives caractéristiques des subéraies méditerranéennes telles que le Lentisque, la Filiaire, la Bruyère arborescente (*Erica arborea*) ... Ces espèces sont reconnues pour leur forte capacité de régénération après incendie grâce à leur aptitude à produire des rejets de souche ou à partir de banques de graines résistantes au feu.

5. Analyse du sol au niveau des deux parcelles

Dans les écosystèmes méditerranéens d'Algérie, notamment les forêts à Chêne-liège, les changements chimiques du sol après incendie jouent un rôle important dans la reprise de la végétation et la dynamique microbienne du sol.

Les résultats des analyses physico-chimiques des échantillons de sol prélevés révèlent certaines différences entre les sols de la parcelle récemment incendiée (parcelle 1) et ceux de la parcelle incendiée plusieurs années auparavant (parcelle 2) (Tab. 05).

Tableau 05 : Résultats des analyses physico-chimiques des sols des deux parcelles étudiées

Echantillons	Parcelles	CE (μ s)	pH	CaCO ₃	MO (%)
1	Récemment incendiée	0.126	5.28	0	9,41
2	Récemment incendiée	0.097	4.95	0	4,4
3	Récemment incendiée	0.061	5.05	0	5,02
4	Récemment incendiée	0.048	5.09	0	5,1
5	Récemment incendiée	0.064	4.44	0	4,9
6	Anciennement incendiée	0.242	5.89	0	5,61
7	Anciennement incendiée	0.255	5.87	0	6,91
8	Anciennement incendiée	0.043	5.44	0	4,88

5.1 Le Calcaire total

Les deux parcelles se caractérisent tout d'abord par une absence apparente de calcaire total ($\text{CaCO}_3 = 0 \%$), indiquant des sols non calcaires. Cette situation est cohérente avec les sols acides généralement rencontrés sous les subéraies méditerranéennes développées sur substrats siliceux.

5.2 Le pH

Le pH montre une acidité marquée dans les deux parcelles, mais celle-ci apparaît plus prononcée dans la parcelle récemment incendiée. Le pH moyen est d'environ 4,96 dans la parcelle 1 contre 5,73 dans la parcelle 2. Cette différence s'est révélée statistiquement significative ($p = 0,036$). Ces valeurs demeurent toutefois compatibles avec les exigences écologiques du Chêne-liège, espèce préférentiellement associée aux sols acides.

5.3 La conductivité électrique

La conductivité électrique demeure faible dans l'ensemble des échantillons, indiquant une faible concentration en sels solubles. La parcelle 2 présente une CE moyenne légèrement supérieure à celle de la parcelle 1 (0,18 contre 0,08 mS/cm), mais cette différence n'est pas statistiquement significative ($p = 0,571$). Ces faibles valeurs traduisent l'absence de phénomène de salinisation et suggèrent que les deux sols présentent des conditions chimiques relativement comparables.

5.4 La matière organique

Concernant la matière organique, les teneurs moyennes sont pratiquement identiques dans les deux parcelles (environ 5,8 %), et aucune différence significative n'a été mise en évidence ($p = 0,786$). Cette similitude suggère qu'après plusieurs années de régénération naturelle, les stocks organiques du sol se maintiennent à des niveaux comparables dans les deux sites.

Dans l'ensemble, les résultats montrent que les deux parcelles conservent des caractéristiques édaphiques typiques des subéraies méditerranéennes acides. La différence la plus marquée concerne le pH, tandis que la conductivité électrique et la matière organique présentent des valeurs comparables. Étant donné que les deux sites ont été affectés par le feu à des périodes différentes, ces résultats doivent être interprétés comme l'expression de deux stades distincts de restauration post-incendie.

Conclusion



CONCLUSION

Les écosystèmes forestiers méditerranéens, et en particulier les suberaies, jouent un rôle socio- économique et écologique primordial grâce à leur biodiversité unique et leur capacité de production de liège. Cependant, ces milieux précieux sont de plus en plus menacés par la recrudescence des incendies de forêts, qui perturbent gravement leur équilibre et leur dynamique naturelle. Face à ce fléau, la compréhension des mécanismes de résilience et de régénération post-incendie devient une nécessité cruciale pour assurer la durabilité de ces forêts.

Le présent travail a eu pour objectif d'évaluer l'impact du feu et la dynamique de reconstitution post-incendie à travers un diagnostic écologique approfondi de deux parcelles de Chêne-liège aux historiques de feu distinct au niveau de la commune de Zitouna (Wilaya d'El Tarf). L'approche adoptée, s'appuyant sur des suivis stationnels, des relevés dendrométriques et d'exploitation, des relevés sylvicoles minutieux, des analyses pédologiques et des inventaires de la biodiversité aviaire, a permis de quantifier de manière tangible la résilience exceptionnelle de cet écosystème.

L'analyse des paramètres dendrométriques et structuraux révèle une capacité de résistance et de régénération remarquable du Chêne-liège. La Parcelle 1 (incendie récent à l'été 2024) a conservé une structure relativement équilibrée, dominée par des arbres adultes (50 %) et vieux (30 %). À l'inverse, la Parcelle 2 (incendiée il y a 4 à 5 ans) affiche une structure plus homogène (73 % d'adultes) et des dimensions moindres (circonférence moyenne de 82,82 cm et hauteur de 4,95 m).

L'état sanitaire confirme cette vitalité post-incendie. Bien que la Parcelle 1 présente 11 % d'arbres morts suite au passage récent du feu, 89 % des individus demeurent parfaitement sains, avec une défoliation quasi-nulle (0 à 10 %) et sans altération de la couleur du feuillage. La Parcelle 2, quant à elle, affiche une vitalité optimale avec 100 % d'arbres sains sans chute de feuilles, malgré une légère décoloration foliaire observée sur 18 % des sujets, indiquant un potentiel stress hydrique ou physiologique tardif.

Le suivi temporel rigoureux de la végétation, rythmé par les relevés sur le terrain effectués lors de la phase de reprise précoce, début mars 2025, a mis en évidence une succession écologique très active. La richesse floristique globale compte 45 espèces. La Parcelle 1 abrite 21 espèces, tandis que la Parcelle 2 offre une diversité plus prononcée avec 45 espèces,

marquant une transition vers des familles plus stables (Astéracées et Fabacées). Cette dynamique végétale a directement profité à la faune, avec 8 espèces d'oiseaux recensées, dominées par les *Paridae*, qui ont su exploiter l'ouverture du milieu.

Sur le plan édaphique, le feu a eu un impact notable sur l'acidité : la Parcelle 1 présente un sol nettement plus acide (pH 4,96) en comparaison avec la Parcelle 2 (pH 5,73). Cependant, la résilience du système s'illustre par la stabilité de la matière organique, maintenue autour de 5,8 % dans les deux stations, assurant ainsi la base nutritionnelle nécessaire à la reprise de l'écosystème.

Recommandations et perspectives :

À la lumière des résultats obtenus lors de ce diagnostic écologique, et bien que cette étude ait permis de quantifier la résilience de la subéraie post-incendie, elle ouvre la voie à de multiples axes de recherche et d'actions de gestion forestière pour l'avenir. Ainsi, plusieurs perspectives peuvent être envisagées:

Sur le plan de la recherche scientifique et du suivi écologique :

- *Prolongement du suivi spatio-temporel* : Il serait très pertinent de maintenir un suivi dendrométrique et floristique sur le long terme (sur une décennie, par exemple) des deux parcelles étudiées.
- *Approfondissement des analyses pédologiques* : Étendre l'étude du sol à la composante biologique, notamment en analysant l'activité microbiologique et la dynamique des éléments nutritifs (Azote, Phosphore, Potassium).
- *Élargissement de l'inventaire faunistique*: Compléter l'étude de l'avifaune par un inventaire entomologique, en se focalisant particulièrement sur les insectes xylophages.

Sur le plan de la gestion et de la sylviculture préventive :

- *Protection de la régénération naturelle*: Face à l'excellent taux de régénération naturelle observé, il est impératif de recommander des mesures de mise en défens (clôtures) temporaires pour protéger ces jeunes semis et rejets contre le bétail et le surpâturage.

- *Interventions sylvicoles post-incendie*: Programmer des travaux sylvicoles adaptés, tels que le nettoyage et le dépressage dans les parcelles en pleine reconstitution, afin de réduire la concurrence spatiale et hydrique,
- *Intégration du changement climatique* : Croiser les données de résilience du Chêne-liège obtenues avec des modèles de prévisions climatiques régionales, afin de développer des cartes de vulnérabilité et d'anticiper les réponses de la forêt face à la combinaison des incendies et des sécheresses prolongées.

Ces perspectives constituent des étapes fondamentales pour passer du simple diagnostic à une gestion proactive et durable, garantissant ainsi la préservation et la productivité de cet écosystème forestier stratégique.

Références biobliographiques



REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aafi. A., (2006). La Mamora. Encyclopédie du Maroc, N°21 : 7199-7200.

Abbas, M., (2006). Le potentiel subéricole et la possibilité de production. Atelier sur la gestion durable de la suberaie Algérienne. El-Taref. 30-31p.

Aime S., (1976). Contribution à l'étude écologique du chêne-liège. Étude de quelques limites. Thèse Doctorat, Es Sciences, Univ. Nice. 182 p.

Alexandrian D, Esnault .F., et C Alabri G., (1999). Feux de forêts dans la region méditerranéenne. Analyse des tendances des feux de forêt en Méditerranée et des causes sous-jacentes liées aux politiques. Unasyuva, 197 (50):35-41.

Allili N., (1983). Contribution à l'étude de la régénération du chêne-liège dans la forêt domaniale de Béni-Ghobri, Tizi-Ouzou. Thèse d'ing. INA. El Harrach, 53 p.

Amandier L., (2004). Le comportement du Chêne-liège après l'incendie: conséquences sur la régénération naturelle des suberaies. Actes du colloque international « Le Chêne-liège face au feu », Vivès (France), 18 juin 2004 : pp. 70:83.

Aponte, C., García, L.V., Marañón, T. & Gardes, M. (2010). *Indirect host effect on ectomycorrhizal fungi: leaf fall and litter quality explain changes in fungal communities on the roots of co-occurring Mediterranean oaks.* Soil Biology and Biochemistry, 42, 788-796.

Arfa A MT, Benderradji M EH et Alatou D.,(2013). Les journées d'étude sur la réhabilitation des suberaies post-incendie et reboisement. université de Tlemcen les 12 et 13 janvier 2013.

Arianoutsu M., (1998). *Aspects of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece.* Pp. 273 – 295, In: P. W. RUNDEL, G. MONTENEGRO & F. JAKSIC (eds). Landscape degradation in mediterranean –type ecosystems. Ecological studies 136. Springer- Verlag, Berlin/Heidelberg.

Arianoutsou, M. et al. (2010). *Fire and plant diversity in Mediterranean-type ecosystems.* Plant Biosystems, 144, 1-13.

Arianoutsou, M., Leone, V., Lovreglio, R. et al. (2010). *Management of threatened, high conservation value forests in the Mediterranean region.* Plant Biosystems, 144, 255-265.

Belabbes D., (1996). Le chêne-liège, la forêt Algérienne n°1, février, mars 1996, pp : 26-30.

Ben Jamâa M., (2004). Les feux de forêts dans la suberaie tunisienne. Actes du colloque international « Le Chêne-liège face au feu », Vivès (France), 18 juin 2004 : pp. 51: 61.

Berberio M, (1988). Contribution de quelques structures et architectures forestières des arbres et arbuste à feuilles persistantes de l'étage méditerranéen. Biologie et Forêt.R.F.E.X.L 5-1988.

Berrichi M., (2013). Défense des forêts contre les incendies ; facteurs favorisant les incendies, conséquences et lutte . polycopies des cours. Univ Tlemcen. 66p.

Boudy P., (1950). Economie forestière Nord-Africaine. Monographie et traitement des essences. Ed. Larose. Paris, pp. 29-249.

Boudy P., (1952). Guide du forestier en Afrique du Nord. Paris. Maison rustique, 509p.94.

Boddy, L., Frankland, J.C. & Van West, P. (2008). *Ecology of Saprotrophic Basidiomycetes.* Academic Press.

Bouarbi, (1936). Fascicule de gestion de la forêt domaniale de Mizrana.

Boucharfa A. et Fraval. A., (1991). Dynamique des populations des ravageurs du Chêne-liège (*Quercus suber* L.) et impacts sur l'état sanitaire des peuplements. Annales de la Recherche Forestière, Volume 25, pp. 45-58.

Bouhraoua, R. T. (2004). *Contribution à l'étude de l'entomofaune du Chêne-liège (Quercus suber L.) dans la région de l'Est algérien : Bioécologie des principaux ravageurs.* Thèse de Doctorat d'État, Université de Batna, Algérie, 185p.

Brotons, L., Pons, P. & Herrando, S. (2005). *Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire?* Journal of Biogeography, 32, 789–798.

Carreira, J.A., Niell, F.X. & Lajtha, K. (1994). *Soil nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands after fire.* Plant and Soil, 164, 89-96.

Catry, F.X. et al. (2012). *Cork oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors*. PLoS ONE, 7(6), e39810.

Catry, F.X., Moreira, F., Cardillo, E., & Pausas, J.G. (2012b). *Post-Fire Management of Cork Oak Forests*. In: Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., & de las Heras, J. (Eds.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests* (pp. 195–222). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2208-8_9

Catry, F.X., Moreira, F., Duarte, I., Acácio, V., Silva, J.S. & Pausas, J.G. (2012). *Cork oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors*. PLoS ONE, 7(6), e39810. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039810>

Catry, F.X., Moreira, F., Pausas, J.G., Fernandes, P.M., Rego, F., Cardillo, E., & Curt, T. (2012a). *Cork Oak Vulnerability to Fire: The Role of Bark Harvesting, Tree Characteristics and Abiotic Factors*. PLoS ONE, 7(6), e39810. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039810>

Cemagref., (1983). Régénération artificielle des chênes, note technique n°50. 4 p.

Cemagref., (1994). Plans de prévention des risques naturels, risques d'incendies de forêt. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. France. 81p.

Certini, G. (2005). *Effects of fire on properties of forest soils: a review*. **Oecologia**, 143(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

Charlemagne A., (1894). Chêne liège. Notices sur les forêts domaniales de l'Algérie.

Chergui, B., Fahd, S. & Santos, X. (2018). *Quercus suber* forest and *Pinus* plantations show different post-fire resilience in Mediterranean north-western Africa. *Annals of Forest Science* 75, 64. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0742-6>

Colin, P. Y., (2001). Protection des forêts contre l'incendie : *fiches techniques pour les pays du bassin méditerranéen* (Vol. 36). Food & Agriculture Org.

CRPF (Centre Régional de la Propriété Forestière), (2006). *Guide pratique de la gestion durable des peuplements forestiers*. Rapport technique et d'aménagement, France, 120 p.

Daskalakou E.N. & Thanos C.A. (2004). Post-fire regeneration of Aleppo pine – the temporal pattern of seedling recruitment. *Plant Ecol.*, 171: 81 – 89.

Dehane B. (2012). Incidence de l'état sanitaire des arbres du chêne liège sur les accroissements annuels et la qualité du liège de deux subéraies Oranaises : M'sila (W Oran) et Zariffet (W Tlemcen). These. Doc., Dep. Forst., Fac, Sci., Univ. Tlemcen : pp 330.

De Luis M., Raventos J., Wiegand T. & Gonzalez-Hidalgo J.C., (2008). Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Ecography*, 31:620 – 629.

D.G.F., (Direction Générale des Forêts) (2003). Statistiques des produits Forestiers. Min. Agri., Alger. 1p.

D.G.F (Direction Générale des Forêts), (2012). Rapport statistique sur les incendies de forêts et la dynamique des suberaies en Algérie. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Alger, Algérie.

D.G.F (Direction Générale des Forêts), (2013). Guide technique d'aménagement et de protection des forêts contre les incendies. Direction de la Planification et de la Conservation des Sols, Alger, Algérie.

D'Hubert E., (1902). Le bois. Le liège. Ed. Librairie J.-B. Baillière et fils, pp.88-91.

Dib, T., Kazanis, D., Arianoutsou, M., Messaoudene, M., Krouchi, F., & Derridj, A. (2022). Post-fire regeneration of cork oak (*Quercus suber*) in Kiadi forest (Akfadou, Algeria). *Mediterranean Botany*, 43, e77999. <https://doi.org/10.5209/mbot.77999>

Dimitrakopoulos A.P. & Mitsopoulos I.D., (2006). Report of fires in the mediterranean region. Fire Management Working Papers, Global Forest Ressources Assessement 2005, FM/8/E FAO, Rome, Italie, 43 p.

Duguy B. & Vallejo V.R., (2008). Land –use and fire history effects on post –fire vegetation dynamics in eastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 19:97 – 108.

Eugenio M., Verkaik I., Lloret F. & Espelta J.M., (2006). Recruitment and growth decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfires in Catalogna (NE Iberian Peninsula). *Forest. Ecol. Manag.*, 231: 47 - 54.

Ferreira, A., Moreira, F., Cardoso, A.,(2016). Long-term effects of fire frequency on cork oak (*Quercus suber* L.) forest structure and regeneration. *Forest Ecology and Management*, 2016, vol. 363, p. 224-232.

Foucard J C., (1994). Filière pépinière de la production à la plantation. Edit. Tec.Doc. Paris :pp 417.

Fraval A., (1991). Contribution à la connaissance du rythme de la floraison du chêne liege en forêt de la Mamora, *Ann.Rech.For.Maroc*,T(25),pp.102-118.

Fricout, (1913). Domaine forestier, occupation temporelle du sol, forêt domaniale de Mizrana. aux tolbas et élèves de la zaouia de Sidi M'hamed Essadi. Fascicule de gestion, administration des eaux et des forêts.

Ghefar M., (2014). Etat d'infestation des forêts de chêne liège (*Quercus Suber*) de l'Oranie par *Platypus Cylindrus*. (Coleoptera Curculionidae, Platyponidae) et étude biologique de l'insecte dans le bois- Mém de Mag en Foresterie. Univ Tlemcen.105p.

Herrando, S., Brotons, L. & Llacuna, S. (2003). *Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in Mediterranean landscapes?* *Ibis*, 145, 307–317.

IFN, (1999). Rapport de l'Inventaire Forestier National. Ministère de l'Agriculture et de l'Aménagement Rural, Alger.

Jappiot M., Blanchi R., & Alexandrian D., (2002). Cartographie du risque : recherché méthodologique pour la mise en adéquation des besoins, des données et des méthodes. CEMAGREF. ENSMP-ARMINES. Agence MTDA., Colloque de restitution des travaux de recherche du SIG Incendies de forêt. 4 Décembre 2002. Marseille (France).

Juli G. Pausas et al. (2009). *Fire-related traits for plant species of the Mediterranean Basin.* *Ecology*, 90(5), 1420.

Keely J.E., (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity : a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire*, 18: 116 – 126.

Keeley, J.E. & Pausas, J.G. (2019). *Distinguishing disturbance from perturbations in fire-prone ecosystems*. *International Journal of Wildland Fire*, 28, 282-287.

Kent, M. (2012). *Vegetation Description and Data Analysis: A Practical Approach* (2nd ed.). Wiley-Blackwell, Chichester.

Khalid F., (2008). Contribution à l'élaboration d'un plan de prévention des risques incendie de forêt. Thèse Magister. Univ de Tlemcen, Fac des Sciences, département de forêt. Algérie, 162 p.

Kurz-Besson, C., Lobo-do-Vale, R., Rodrigues, M.L., Almeida, P., Herd, A., Grant, O.M., David, T.S., Schmidt, M., Otieno, D., Keenan, T.F., Gouveia, C., Mériaux, C., Chaves, M.M., & Pereira, J.S. (2014). Cork oak physiological responses to manipulated water availability in a Mediterranean woodland. *Agricultural and Forest Meteorology*, **184**, 230–242. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.10.004>

Lindenmayer, D.B., Burton, P.J. & Franklin, J.F. (2008). *Salvage Logging and Its Ecological Consequences*. Island Press.

Lloret, F., Estevan, H., Vayreda, J. & Terradas, J. (2005). *Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients*. *Oecologia*, 146, 461-468.

Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A. & Zavala, L.M. (2011). *Fire effects on soil aggregation: a review*. *Earth-Science Reviews*, 109(1–2), 44–60. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002>

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°39, 11 p.

Messaoudene, M., Chennoune, K., Guettas, A., Ounnas, A. & Roula, B., (2009). Guide sur le chêne liège. Edit. INRF. 25p.

- Miller, M., (2000).** Fire autecology. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. 9-34p. **Gonzalez, C., & Dutt, V., (2007).** Learning to control a dynamic task: A system dynamics cognitive model of the slope effect. *Learning*, vol. 7, P.1.
- Moreira, F., Duarte, I., Catry, F. & Acacio, V. (2007).** Cork extraction as a key factor determining post-fire cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 253 (1-3), 30-37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.001>
- Moro C., (2006).** Inflammabilité et siccité de la bruyère arborescente et de l'arbousier,risqué spatiale de la bruyère. Institut nationale de la recherche Agronomique. 53 p.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974).** *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Natividade J.V., (1956).** Subericulture. Ecole Nationale des Eaux et Forêts. Nancy, 302 p.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. & Ffolliott, P.F. (1999).** *Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis*. **Forest Ecology and Management**, 122(1–2), 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)
- Ouelmouhoub S., (2003).** Contribution à l'étude des suberaies de la région d'El Kala : dynamique postincendie des successions végétales et leur biodiversité. Thèse Magister INA Alger, 88 p. + annexes.
- Pausas J. G., (1997).** Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire, *J. Veg. Sci.*, 8: 703 – 706. <https://doi.org/10.2307/3237375>
- Pausas, J.G. & Vallejo, V.R. (1999).** *The role of fire in European Mediterranean ecosystems*.
- Pausas, J.G. & Verdú, M. (2005).** *Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin*. *Oikos*, 109, 196-202.
- 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.

Pausas J. G., Pereira J. S. & Aronson J., (2009). The tree. Pp: 11 – 21, In: J. ARONSON, J.S. pEREIRA & J. S. PAUSAS (eds). Cork oak woodlands on the edge. *Ecology, adaptive management and restoration*. Island Press, Abingdon, Oxfordshire, UK.

Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2009). *Burning Story: The Role of Fire in the History of Life*. BioScience, 59, 593-601.

Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2014). *Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems*. New Phytologist, 204, 55-65.

Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2017). *Epicormic resprouting in fire-prone ecosystems*. Trends in Plant Science, 22(12), 1008–1015. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.08.010>

Piazzetta, R., (2004). Réhabilitation des suberaies incendiées : Quelles perspectives pour l'utilisation du liège brûlé en bouchonnerie. In *Colloque Vivexpo 2004 : 'Le chêne-liège face au feu*.

Pintus, A., & Ruiu, P., (2004). Effets des incendies et de la gestion sylvopastorale sur la régénération naturelle et la vitalité du Chêne-liège (*Quercus suber* L.). *Revue d'Écologie et de Sylviculture Méditerranéenne*, Volume 12, n° 2, pp. 115-128.

Pons, P. & Clavero, M. (2010). *Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands*. Animal Conservation, 13, 294–305.

Quézel P., et Médail R., (2003) : Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. Ed. Elsevier S.A.S. Paris. 571p.

Rigolot E., (2004). Predicting post-fire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. Plant Ecol., 171: 139 – 151.

Rivas M., Reyes O. & Casal M., (2006). Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *Int. J. Wildland Fire*, 15: 73 – 80.

Roula.SE., Bouhraoua.RT and Catry.FX., (2020). Factors affecting post-fire regeneration after coppicing of cork oak (*Quercus suber*) trees in northeastern Algeria. *Can. J. For. Res.* 50 : 371–379.

Rowell A., and Moore P F., (2000). Global Review of Forest Fires. – WWF/IUCN, Gland, Switzerland. 64p. <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2000-047.pdf>.

Roy J. & Sonie L., (1992). Germination and population dynamics of *cistus* species in relation to fire. *J. Appl. Ecol.*, 29: 647 – 655.

Ryan, K. C., (1982). Evaluating potential tree mortality from prescribed burning. *Site preparation and fuels management on steep terrain. Washington State University, Cooperative Extension, Pullman, WA.* 167-179p.

Saccardy L., (1937). Notes sur le chêne liège et le chêne en Algérie. Bulletin de la station de recherches forestières (du nord de l'Afrique), tome2 fascicule n° 3. Ed. Service des forêts, pp. 273-363.

Saccardy L., (1938). Le chêne liège et le liège en Algérie. In : Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale. 18° année, Bulletin n°23, juillet 1938. 408-497p.

Santiago Beltran R., (2004). Recommandations sylvicoles pour les suberaies affectées par le feu: conséquences sur la régénération naturelle des suberaies. Actes du colloque international « Le Chêne-liège face au feu », Vivès (France), 18 juin 2004 : pp. 14:27.

Sauvage C., (1961). Recherches géobotanique sur les subéraies marocaines. Trav, Inst.Sci. Chérif. Bot., 21. 45p.

Schnitzler-Lenoble A., (2002). Ecologie des forêts naturelles d'Europe : biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires. Ed. Tec & Doc, London, 271 p.

Tavşanoğlu Ç. & Gurkan B., (2005). Post-fire dynamics of *Cistus* spp. in a *Pinus brutia* forest. *Turk. J. Bot.*, 29: 337 - 343.

Trabaud, L. & Lepart, J. (1980). *Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire.* Vegetatio, 43, 49-57.

Trabaud L. & Oustric J., (1989). Comparaison des stratégies de régénération après incendie chez deux espèces de Ciste. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 44 : 3 – 13.

Trabaud L., (1989). Les effets du régime des feux : exemple pris dans le bassin Méditerranéen. CIHEAM, options Méditerranéennes, série séminaires, n°3 : 89 – 94.

Trabaud L., (1991). Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen ? *Sécheresse*, 3 (2) : 163 – 174.

Vallejo, V.R. et al. (2012). *Post-fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Springer.

Veillon S., (1998). Guide technique de Subericulture dans les Pyrénées. Typologie de peuplement et étude préliminaire. FIF- ENGREF. Institut méditerranéen du liège. Compagnie Bas-Rhône. Languedoc ; 1998.

Vignes, P. et Vignes, D. (1990). Herbiers et flore générale : Guide pratique d'identification et d'écologie de la végétation. Éditions Masson, Paris, France, 245 p.

Yessad S.A., (2001). Le Chêne-liège et le Liège dans les pays de la Méditerranée occidentale. Edit.MRW, 123p.

Yessad, S., (2000). Le chêne liège et le liège dans les pays de la méditerranée occidentale. Ed. ASBL Forêt Wallonne. 111p.

Younsi, S., (2006). Diagnostique des essais de reboisement et de régénération du chêne liege (*Quercus suber*) dans la région de Jijel ; Mémoire de Magister, Université Mentouri de Constantine. 104p.

Sites web :

Site web 1 : <https://www.ou-et-quand.net/partir/quand/afrique/algerie/el-tarf/>

Site web 2 : <https://www.oiseaux.net>